HAL
open science

Dinámica del uso del suelo y cambio climático en la planeación sistemática para la conservación : un caso de estudio en la cuenca Grijalva-Usumacinta

Mélanie Kolb

To cite this version:

Mélanie Kolb. Dinámica del uso del suelo y cambio climático en la planeación sistemática para la conservación : un caso de estudio en la cuenca Grijalva-Usumacinta. Geography. Université Toulouse le Mirail - Toulouse II; Universidad nacional autónoma (Mexico), 2013. Español. NNT : 2013TOU20011 . tel-00907915

HAL Id: tel-00907915

https://theses.hal.science/tel-00907915v1

Submitted on 22 Nov 2013

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Université de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par :

Université Toulouse 2 Le Mirail (UT2 Le Mirail)

Cotutelle internationale
Universidad Nacional Autónoma de México - Instituto de Geografía

---

Présentée et soutenue par :
Mélanie KOLB

le 30 mai 2013

Titre :

Dinámica del uso del suelo y cambio climático en la planeación sistemática para la conservación: un caso de estudio en la cuenca Grijalva-Usumacinta

---

École doctorale et discipline ou spécialité :
ED TESC : Géographie et aménagement

Unité de recherche :
Laboratoire GEODE Géographie de l'environnement

Directeur(s) de Thèse :
Leopoldo Galicia Sarmiento, Instituto de Geografía, UNAM
Martin Paegelow, GEODE, Université Toulouse-Le Mirail
Jean-François Mas, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, UNAM

Jury :

César Cantú Ayala, Universidad Autónoma de Nuevo Leon (Rapporteur)
Patricia Koleff Osorio, CONOBIO, México (Rapporteur)
Arturo Flores Martinez, SEMARNAT, México
Luciana Porter Bolland, Instituto de Ecología, Veracruz

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN GEOGRAFÍA

INSTITUTO DE GEOGRAFÍA

Dinámica del uso del suelo y cambio climático en la planeación sistemática para la conservación: un caso de estudio en la cuenca Grijalva-Usumacinta

TESIS

PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTOR EN GEOGRAFÍA

PRESENTA:

Melanie Kolb

TUTOR PRINCIPAL

Leopoldo Galicia Sarmiento,
Instituto de Geografía, UNAM

Martin Paegelow,
Laboratoire de Geographie de l'Environnement,
Universidad Le Mirail, Toulouse, Francia

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTORIAL

Jean-François Mas,
Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, UNAM

Enrique Martínez Meyer,
Instituto de Biología, UNAM

México, D. F. enero 2013

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

Posgrado en Geografía
Instituto de Geografía

Dinámica del uso del suelo y cambio climático en la planeación sistemática para la conservación: un caso de estudio en la cuenca Grijalva-Usumacinta

TESIS
PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTOR EN GEOGRAFÍA

PRESENTA:
Melanie Kolb

TUTOR PRINCIPAL
Leopoldo Galicia Sarmiento, Instituto de Geografía, UNAM
Martin Paegelow, Laboratoire de Geographie de l'Environnement, Universidad Le Mirail, Toulouse, Francia

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTORIAL
Jean-François Mas, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, UNAM
Enrique Martínez Meyer, Instituto de Biología, UNAM

MÉXICO, D. F. enero 2013

Synopsis

This study explores how to use techniques of prospective analysis in order to incorporate dynamic factors that put into risk the persistence of biodiversity into systematic conservation planning. Land use and cover change (LUCC) and climate change (CC) represent the main impacts and future threats to biodiversity and thus were the subject of analyses that provided information on prioritization for conservation actions. Since LUCC, CC and biodiversity loss, as well as the related socio-economic structures take place on a regional scale, this work is based on a large watershed in southern Mexico, the Grijalva-Usumacinta Basin. This basin is not only one of the most important areas for biological diversity, but is also renowned for its cultural complexity and hydrological importance and the multiple environmental and social problems that put biodiversity in peril.

The main finding is that deforestation and forest degradation are the main LUCC processes and their high rates and strong future trends make it difficult to get to the point of forest transition in the near future, when deforestation and regeneration are balanced. Nevertheless, the scenario analysis shows that it is possible to influence LUCC trajectories in a substantial way in order to halt negative effects over biodiversity in the next decade. CC represents an additional threat to biodiversity difficult to evaluate, especially if the multiple synergistic effects between CC and LUCC are considered that could lead to much higher impacts. Anyway, the analysis showed that even until 2030 CC could have impacts on bioclimatic variables and species composition that could further hamper conservation efforts in the study area. Criteria for a proactive prioritization of sites for conservation are proposed based on scenarios of LUCC and CC. These criteria are used to identify “hot spots” (high probability of LUCC and severe CC impacts) and “refuges” (high probability of permanence and minor CC impacts). This joint analysis of CCUS and CC shows that there are differences between the conservation and the probable scenario; the effort needed to conserve the biodiversity contained in the priority sites in the conservation scenario is considerable less. The spatial pattern of hot spots and refuges of change is very similar across scenarios, despite the differences in absolute areas compromised by each.

Regional patterns and processes of deforestation and regeneration in the Neo-tropic: Recent tendencies in Southern Mexico

In the Neotropics, increased rates of land use and cover change (LUCC) and a strong deforestation trend in the second half of the 20th century have caused environmental degradation and biodiversity loss. This study analyzed patterns and processes of LUCC and deforestation for the Grijalva-Usumacinta watershed, one of the hydrologically and biologically most important watersheds in southern Mexico in face of the discussion about beginning forest transitions in the Neotropics. Maps of land use/cover for 1992, 2002 and 2007 derived from satellite and aerial imagery were analyzed in order to test the hypothesis of changing trends on a regional scale. Change rates and probabilities were calculated for two time periods and dominant LUCC processes were identified. LUCC is complex and cannot be explained by the predominant linear deforestation narrative alone. A crucial finding was an unusually high rate of forest degradation for all primary forest types, being 1.7 times the area of forest deforestation; and that deforestation processes occurs mainly in secondary forests. Agricultural activities fostered by public policies are the principal drivers for LUCC, among which pastures have the highest impact on deforestation. Deforestation and LUCC rates and probabilities have stagnated, and natural reforestation has increased. Although these trends are essential for the onset of forest transition, deforestation and degradation outweigh by far vegetation regrowth.

Scenarios and story lines: approach to understand proximate and underlying drivers of land use change in southern Mexico

The manuscript presents three scenarios of land use and cover change (LUCC), the most important factor for environmental degradation in southern Mexico. We developed story lines and quantitative projections for regional scenarios based on historic LUCC processes, underlying drivers, stakeholder consultations and official planning documents to gain a better understanding of political, socio-economic and natural drivers of LUCC. The quantitative scenarios were modeled with DINAMICA-EGO. Regionally specific interactions between social and natural systems are identified and detrimental policies and policy

options for landscape conservation and management for sustainability are provided in the story lines. Incongruent policies and ineffective ground implementation of conservation were identified as the critical underlying drivers of deforestation and forest degradation that could lead to a severe reduction of natural forests, while the local socio-economic situation stays precarious. The baseline scenario parts from an analysis of historic LUCC processes and shows the consequences of LUCC tendencies between 1993 and 2007: 73% of temperate forests and 50% of tropical forests would get deforested until 2030. In the variant scenario these tendencies are adjusted to planning goals extracted from official documents and recent changes in public policies. In the alternative scenario further policy options for fostering conservation and sustainable development are addressed but because of the time lag of implementation still 59% of temperate forests and 36% of tropical forest would get lost until 2030. Nevertheless, this represents a reduction of 13% of forest loss and 11% less pastureland due to the proposed measures of conservation and sustainable development.

Evaluating drivers of land use change and transition potential models in a complex landscape in southern Mexico

Understanding and analysis of drivers of land use and cover change (LUCC) is a requisite to reduce and manage impacts and consequences of LUCC. The aim of the present study is to analyze drivers of LUCC in southern Mexico and to see how these are used by different conceptual and methodological approaches for generating transition potential maps and how this influences the effectiveness to produce reliable LUCC models. Spatial factors were tested for their relation to main LUCC processes and their importance as drivers for the periods 1993-2002 and 2002-2007 was evaluated by hierarchical partitioning analysis and logistic regression models. Tested variables included environmental and biophysical variables, location measures of infrastructure and of existing land use, fragmentation and demographic and social variables. The most important factors show a marked persistence over time: deforestation is mainly driven by the distance of existing land uses; degradation and regeneration by the distance of existing disturbed forests. Nevertheless, the overall number of important factors decreased slightly for the second period. These drivers were

used to produce transition potential maps calibrated with the 1993-2002 data by two different approaches: (1) Weights of evidence (WoE) to represent the probabilities of dominant change processes, namely deforestation, forest degradation and forest regeneration for temperate and tropical forests and (2) logistic regressions models (RM) that show the suitability regarding the different LUC classes. Validation of the transition potential maps with the 2002-2007 data indicates a low precision with large differences between LUCC processes and methods. Areas of change evaluated by difference in potential showed that WoE produce transition potential maps that are more accurate for predicting LUCC than those produced with RM. ROC statistics show that transition potential models based on RM do usually better predict areas of no change, but the difference is rather small. The poor performance of maps based on RM could be attributed to their too general representation of suitability for certain LUC classes when the goal is modeling complex LUCC and the LUC classes participate in several transitions. The application of a multi-model approach enables to better understand the relations of drivers to LUCC and the evaluation of model calibration based on spatial explanatory factors. This improved understanding of the capacity of LUCC models to produce accurate predictions is important for making better informed policy assessments and management recommendations to reduce deforestation.

Priorities for conservation with dynamic parameters considering land use and cover change and climate change

The lack of explicit criteria that could be applied in a complex reality has been said to be one of the reasons for the little implementation of systematic conservation planning (SCP). To resolve this crisis of implementation it is necesarry to diversify the objectives of SPC with criteria that take into account the ecological aspects, but also impacts and threats, so that the persistence of biodiversity can be incorporated into the complex socio-ecologial reality in Mexico. Given the speed of biodiversity loss in the study area, a prospective anlaysis is proposed that accounts for the persistence of biodiversity in a dynamic manner, as a innovative way to provide criteria for a proactive prioritazation of sites for conservation. Dynamic parameters of land use and cover change (LUCC) and

climate change (CC) were generated with which a rank of priority sites were in the study area was created ranging from the sites with the highest probability of transformation ("hot spots" of change) to the sites with a high probablity of persistence ("refuges"). The anlayses included two groups of scenarios based on two alternative scenarios of LUCC and two extreme scenarios of CC. In a multi-criteria analysis framework criteria exposition to LUCC (all the priority sites were considered as highly sensible) and to CC (the areas that could be affected more severly by CC were established as the ones that could suffer from the highest change in vertebrate species composition) were used to establish priorities for conservation: (1) the maximum degree of exposition to LUCC was established as the areas with a high probability of deforestation or forest degradation where the probability was established by model assembling using two different LUCC simulation techniques; (2) the maximum degree of exposition to CC was determined as the areas that could suffer the highest magnitude of temperature and precipitation change. By combination of all criteria, four levels of priorities were established. As the type of conservation tool proposed also influences the applicability of a conservation proposal, other categories for restauration and sustainable management were included. The results show that spatial patterns are consistent for the two scenarios analyzed with a major concentration of sites of extreme priority located in the region SSE of Montes Azules. Other sites with high priority can be found in the areaas to the E and W of the Cañadas and in the coastal plain. Also some areas to the E of the protected area La Sepultura, as well as in several parts of Los Altos de Chiapas with temperate and cloud forests are of extreme priority. Nevertheless, in the conservation scenario the area of all categories is smaller; the category "priority for conservation" alone shows a difference of 2400 km^2. Overall, 3560 km^2 would be in a lower priority category in the conservation scenario and thus biodiversity loss could be prevented with less effort.

Sinopsis

Este estudio explora cómo aplicar técnicas de análisis prospectivos para incorporar factores dinámicos que ponen en riesgo la persistencia de biodiversidad en la planeación sistemática de la conservación (PSC). El cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS) y el cambio climático (CC) representan los impactos y amenazas futuras más importantes para la biodiversidad, por lo que fueron escogidos como sujetos de análisis que proveen información para la priorización para acciones de conservación. Como el CCUS, el CC, la pérdida de biodiversidad, así como las estructuras socio-económicas relacionadas, ocurren a una escala regional, este trabajo está basado en una cuenca grande en el sur de México. La cuenca Grijalva-Usumacinta no sólo es una de las áreas más biodiversas en el mundo, también es reconocida por su complejidad cultural y su importancia hidrológica. A la vez se han documentado diversos problemas ambientales y sociales que ponen en peligro la persistencia de la biodiversidad.

El resultado principal es que la deforestación y la degradación forestal son los procesos dominantes de CCUS y sus altas tasas y fuertes tendencias hacia el futuro vuelven difícil de llegar al punto de la transición forestal, en el cual la deforestación y la regeneración son balanceadas. Sin embargo, el análisis de escenarios muestra que es posible influenciar las trayectorias de CCUS de manera sustancial para detener los efectos adversos en la biodiversidad en la próxima década. El CC representa una amenaza adicional para la biodiversidad difícil de evaluar, especialmente si se consideran los múltiples efectos sinérgicos entre el CC y el CCUS que podrían hacer que el impacto sea mucho mayor. Aun así, el análisis mostró que hasta el 2030 el CC podría tener impactos en las variables bioclimáticas y la composición de especies que podrían dificultar más los esfuerzos de conservación en el área de estudio. Se proponen criterios para una priorización proactiva de la conservación son propuestos basados en escenarios de CCUS y CC. Estos criterios son usados para identificar focos rojos (alta probabilidad de CCUS e impactos de CC severos) y refugios (alta probabilidad de permanencia natural e impactos de CC menores). Este análisis conjunto de CCUS y CC muestra que hay diferencias entre el escenario de conservación y el escenario probable; el esfuerzo necesario para conservar la

biodiversidad dentro de los sitios prioritarios es considerablemente menor. Los patrones espaciales de los focos rojos de cambio y los refugios son muy similares en los dos escenarios, a pesar de la diferencia absoluta de áreas en cada uno.

Patrones espaciales y procesos de deforestación y regeneración en el Neotrópico: tendencias recientes en el sur de México

En el Neotrópico ha habido elevadas tasas de cambio de uso del suelo (CCUS) y una tendencia fuerte de deforestación durante la segunda mitad del siglo XX que han causado una degradación ambiental y pérdida de biodiversidad. Este estudio analiza patrones y procesos de CCUS y deforestación para la cuenca del Grijalva-Usumacinta, una de las cuencas más importante en México por sus valores biológicos e hidrológicos, en el contexto de la discusión sobre transiciones forestales incipientes en el Neotrópico. Se analizaron mapas de cobertura y uso del suelo para 1993, 2002 y 2007 derivados de imágenes de satélite y fotos aéreas s para probar la hipótesis de tendencias cambiantes en una escala regional. Se calcularon las tasas y probabilidades de cambio para dos periodos de tiempo y se identificaron los procesos dominantes de CCUS. El CCUS es un proceso complejo y no puede ser explicado únicamente con la narrativa lineal de deforestación. Un resultado importante fue la tasa inusualmente alta de degradación forestal para todos los bosques y selvas primarios, siendo 1.7 veces mayor que el área de deforestación; ésta última afecta principalmente a bosques y selvas secundarios. Las actividades agropecuarias con apoyos gubernamentales son los factores explicativos principales para el CCUS, entre los que destacan los pastizales para la ganadería extensiva por su importancia para la deforestación. La deforestación y las tasas de cambio se han estancado y la regeneración natural ha aumentado. No obstante, estas tendencias esenciales para el comienzo de una transición forestal, la deforestación y la degradación sobrepasan por mucho la regeneración natural de la vegetación.

Escenarios y narrativas: un enfoque para entender factores explicativos de cambio de uso del suelo directos y subyacentes en el sur de México

En el manuscrito se presentan tres escenarios de cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS), el factor más importante para la degradación ambiental en el sur de México. Para cada uno narrativas y proyecciones cuantitativas fueron desarrollados basados en procesos de CCUS históricos regionales, factores explicativos subyacentes, consultas con "partes interesadas" y documentos de planeación oficial para entender mejor de los factores explicativos políticos, socio-económicos y naturales de CCUS. Los escenarios cuantitativos fueron modelados con DINAMICA-EGO. Las interacciones específicas para la región entre sistemas sociales y naturales fueron identificadas y políticas negativas, así como opciones políticas para la conservación del paisaje y su manejo sustentable son desplegados en las narrativas. Las políticas incongruentes y una implementación inefectiva de la conservación fueron identificadas como los factores subyacentes críticos para la deforestación y degradación forestal que podrían llevar a una reducción severa de los bosques naturales, mientras que la situación socio-económica local se mantiene precaria. El escenario base parte de un análisis de procesos de CCUS históricos y muestra la consecuencias de las tendencias de CCUS entre 1993-2007: 73% de los bosques y 50% de las selvas podrían perderse hacia 2030. En una variante de este escenario, estas tendencias son ajustadas a las metas de planeación extraídas de documentos oficiales y los cambios recientes en políticas públicas. En el escenario alternativo, se incluyen opciones políticas adicionales para promover la conservación y el desarrollo sustentable, pero por el tiempo que demora la implementación, 59% de los bosques y 36% de las selvas se perderían hacia 2030. Sin embargo, esto representa una reducción de la pérdida de bosques y selvas de 13%, debido principalmente a una reducción de las áreas de pastizal de 11% por las medidas de conservación y desarrollo sustentable implementadas.

Evaluación de los factores explicativos de cambio de uso del suelo y modelos de potencial de transición en un paisaje complejo en el sur de México

Entender y analizar los factores explicativos del cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS) es un requisito para reducir y manejar los impactos y consecuencias del CCUS. El objetivo de este estudio es analizar los factores explicativos de CCUS en el sur de México y ver cómo éstos son usados con diferentes enfoques conceptuales y metodológicos para generar mapas de potencial de transición y cómo ésto influencia su efectividad para producir modelos de CCUS confiables. Los factores espaciales fueron revisados por su relación con los procesos dominantes de CCUS y su importancia como factores para los periodos 1993-2002 y 2002-2007. Las variables probadas abarcaron aspectos ambientales y biofísicos, de ubicación respecto a infraestructura y uso del suelo existente, de fragmentación, demográfico y sociales. Los factores más importantes mostraron una persistencia marcada en el tiempo: la deforestación se fomenta por el uso del suelo existente, mientras que la degradación forestal y regeneración por la distancia a bosques degradados. No obstante, el número de factores decrece ligeramente para el segundo periodo. Estos factores fueron utilizados para producir mapas de potencial de transición calibrados con datos del periodo 1993-2002 con dos enfoques diferentes: (1) pesos de evidencia (PdE) para representar las probabilidad de los procesos de cambio dominantes como la deforestación, degradación forestal y regeneración natural para bosques y selvas y (2) modelos de regresión logística (RL), que muestran la aptitud respecto a una de las coberturas o usos del suelo. La validación de los mapas de potencial de transición con datos de 2002-2007 indica una precisión baja con una diferencia grande entre procesos de CCUS y métodos. Los mapas evaluados con la diferencia de potencial muestran que PdE produce mapas de potencial de transición más exactos para predecir CCUS que los mapas producidos con RL. Las estadísticas ROC muestran que modelos de potencial de transición basados en RL por lo general predicen mejor las áreas de no cambio pero la diferencia entre métodos es pequeña. La baja eficiencia de los mapas basados en RL podría atribuirse a su representación demasiado general de la aptitud para las clases de cobertura y uso del suelo cuando la meta es modelar un CCUS complejo donde las clases

de cobertura y uso del suelo participan en varias transiciones. La aplicación de un enfoque multi-modelo permite entender mejor las relaciones de los factores explicativos con el CCUS y la evaluación de la calibración de modelos basados en factores explicativos espaciales. Este mejor entendimiento de la capacidad de los modelos de CCUS para producir predicciones exactas es importante para hacer mejores evaluaciones de políticas y recomendaciones de manejo para reducir la deforestación.

Prioridades de conservación con parámetros dinámicos del cambio de cobertura y uso del suelo y cambio climático

La falta de criterios explícitos y aplicables a una realidad compleja ha sido una de las causas de la escasa implementación de la planeación sistemática de la conservación (PSC). Para resolver esta crisis en la implementación es necesario diversificar los objetivos de la PSC con criterios ecológicos y de impactos y amenazas que permiten incluir la permanencia de biodiversidad en la realidad socio-ecológica compleja en México. Dada la velocidad de la pérdida de biodiversidad en el área de estudio, se propone un análisis prospectivo que considera la persistencia de la biodiversidad de modo dinámico, como una manera novedosa para proveer criterios para una priorización proactiva de los sitios prioritarios para la conservación. Se aplicaron parámetros dinámicos de cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS) y de cambio climático (CC) para crear una jerarquía de sitios prioritarios identificados para la cuenca Grijalva-Usumacinta que permite clasificar los sitios de más alta probabilidad de transformación (focos rojos) hasta los sitios con alta probabilidad de persistencia (refugios). El análisis comprendió dos bloques de escenarios conformados por dos escenarios alternativos de CCUS y dos escenarios extremos de CC. En un marco de análisis multicriterio se incorporaron criterios de exposición al CCUS (todos los sitios prioritatarios fueron considerados como altamente sensibles) y al CC (las áreas que podrían ser afectadas más severamente fueron establecidas como las que podrían sufrir los cambios más grandes en la composición de especies de vertebrados). El máximo grado de exposición al CCUS fue establecido como áreas con alta probablidad de deforestación o degradación forestal. La probabilidad fue establecida con un ensamble de modelos basados en dos diferentes metodologías de simulación de CCUS. El máximo

grado de exposición al CC fue determinado como las áreas que podrían sufrir cambios de mayor magnitud de temperatura y precipitación. En total se establecieron cuatro niveles de prioridad. Dado que el tipo de herramienta de conservación es importante para hacer más apta una propuesta de conservación para su implementación, también se estableció una categoría para la restauración y otra de manejo sustentable dentro de los sitios prioritarios. Los resultados muestran los mismos patrones espaciales para los dos bloques de escenarios. La mayor concentración de sitios de prioridad extrema para la conservación se encuentra en la región al SSE de Montes Azules. Otros sitios altamente prioritarios se encuentran en las zonas E y W de Las Cañadas y en la zona costera. También los bosques templados y bosques mesófilos de montaña muestran zonas de prioridad extrema, como al E del AP La Sepultura, así como en varias zonas de Los Altos de Chiapas. Sin embargo, en el escenario de conservación el área de los sitios en todas las categorías de prioridad es más pequeña; solamente la cateogría de "prioritarios para la conservación" muestra una diferencia de 2400 km^2. En total, 3560 km^2 estarían en una categoría de priodirad más baja en el escenario de conservación y así la pérdida de biodiversidad se podría evitar con menos esfuerzo.

Presentación

El objetivo de este trabajo es explorar cómo aplicar técnicas de análisis prospectivos para incorporar en la planeación sistemática de la conservación factores dinámicos que ponen en riesgo la persistencia de biodiversidad. El estudio está basada principalmente en una seria de métodos para mapear y modelar el cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS) y el cambio climático (CC) a partir de los cuales se pueden generar criterios para una priorización proactiva de los sitios para la conservación. La tesis sigue una secuencia lógica desde un análisis de CCUS de 1993 hasta 2007 para revelar tendencias y tasas en el contexto de factores explicativos subyacentes en un paisaje altamente dinámico en el primer capítulo, seguido por la generación de tres escenarios socio-económicos y proyecciones cuantitativas que muestran el efecto de opciones políticas para la conservación en el segundo capítulo y el análisis de factores explicativos espaciales usados para la calibración y validación de los modelos de CCUS en el tercer capítulo. En el cuarto capítulo el modelo de CCUS es usado para simular desarrollos de CCUS potenciales futuros bajo los tres escenarios socio-económicos y los resultados son finalmente integrados con un análisis de variables bioclimáticas y cambios en la composición de especies de vertebrados bajo escenarios de CC. Los primeros tres capítulos se pueden leer como publicaciones científicas[1], mientras que el último capítulo da una visión integral de los resultados y presenta una propuesta de clasificación de los sitios prioritarios para la conservación. Los capítulos son antecedidos por una introducción general que incluye la justificación y los objetivos de este trabajo, además de una descripción extensiva del área de estudio. Los anexos contienen una serie de resultados adicionales diversos que no

[1] Kolb, M. y Galicia, L. 2011. Regional patterns and processes of deforestation and regeneration in the Neo-tropic: Recent tendencies in Southern Mexico. *The Geographical Journal* 178(2): 147-161.

Kolb, M y Galicia, L. en eval. Scenarios and storylines: approach to understand proximate and underlying drivers of land use change in southern Mexico. *GeoForum*.

Kolb, M., Mas, J.F. y Galicia, L. en prensa. Evaluating drivers of land use change and transition potential models in a complex landscape in southern Mexico. *The International Journal of GIS.*

pudieron ser incorporados en los capítulos. Estos adjuntos siguen un orden cronológico, así los que no tienen una referencia exacta en el texto pueden ser puestos en contexto con el resto del trabajo.

Agradecimientos

Este trabajo, además de obtener un grado, sirvió para construir buenas amistades y colaboraciones académicas. Estoy enormemente agradecida por el gran entusiasmo de Leopoldo Galicia en la dirección de la tesis. Gracias a él, pude trabajar con libertad pero siempre con la ayuda necesaria en los momentos precisos. Muchas gracias Polo por enseñarme como aterrizar las ideas y llegar a una estructura sólida de las publicaciones. Pero más que nada por las palabras de ánimo que hicieron "disfrutable" este proyecto (otros tienen hijos, yo tuve un doctorado…a veces me sentía como mamá soltera intentando de acomodar la vida entre el trabajo y el doctorado).

Me gustaría agradecer también al resto del comité tutoral: a Enrique Martínez Meyer por los datos acerca de cambio climático y biodiversidad; a Jean-Francois Mas por la intensa colaboración en cuestión de modelación de cambio de uso del suelo; y a Martin Paegelow por su apoyo para establecer el contrato de co-tutela y las inscripciones en la Universidad Le Mirail (Toulouse). En este contexto tengo que agradecer a Thomas Houet por sus valiosos comentarios y el lugar temporal en su oficina en Toulouse, además por el apoyo para la traducción del resumen extenso en francés en conjunto con Emilie Gil.

Es necesario mencionar los apoyos que hicieron posibles las dos estancias de investigación en Toulouse, por parte del proyecto ECOS-Nord n° M05A04 y del proyecto Simulaciones geomáticas para modelizar dinámicas ambientales: avances metodólgicos y temáticos (BIA2008-00681). Muchas gracias por su apoyo a los coordinadores Martin Paegelow, Maria Teresa Camacho y Jean-Francois Mas y todo el equipo colaborador de la Universidad Le Mirail (Toulouse, Francia), Universidad de Granada (España) y el Centro de Investigación en Geografía Ambiental (CIGA, UNAM).

Además me gustaría decir gracias a un gran equipo de trabajo en la CONABIO por la amistad, los buenos momentos compartidos y por la ayuda técnica; en especial a las chicas gap y Jesús, ¡son lo máximo! También un enorme gracias a Patricia Koleff por la oportunidad de hacer la tesis en el contexto de los trabajos de planeación de conservación en la CONABIO y el apoyo como tutora externa.

También muchas gracias a Bettina Cetto por su ayuda con la traducción de mis títulos alemanes, ya que la UNAM no acepta traducciones de peritos alemanes. A Eyder Pérez por las andanzas y aventuras en las sierras que me permitieron no perder la cabeza y hacer estudios comparativos con mi área de estudio. Gracias también por tu paciencia con mis ñoñerías y los apoyos múltiples a mi bienestar. Last but not least, agradezco a mis papás por su apoyo moral remoto y el mes de camping todo incluido que hizo posible la segunda estancia en Toulouse.

Índice

Synopsis **I**

Sinopsis **VI**

Presentación **XIII**

Agradecimientos **XIV**

1 Introducción **1**

1.1 La planeación sistemática de la conservación 1

1.2 El cambio de cobertura y uso del suelo y biodiversidad 2

1.3 El cambio climático y biodiversidad 5

1.4 Contexto mexicano 7

1.5 Modelación de sitios prioritarios para la conservación con parámetros dinámicos del cambio de cobertura y uso del suelo y cambio climático 9

2 Área de estudio **15**

2.1 Descripción general 15

2.2 Importancia para la conservación 18

2.3 Objetivos 21

2.4 Referencias bibliográficas 22

3 Análisis y modelación del cambio de la cobertura y uso del suelo y su efecto sobre los sitios prioritarios para la conservación **33**

3.1 CAPÍTULO I

Regional patterns and processes of deforestation and regeneration in the Neo-tropic: Recent tendencies in Southern Mexico **33**

	Abstract	34
3.1.1	Introduction	35
3.1.2	Methods	
3.1.2.1	Study area	37
3.1.2.2	Data	39
3.1.2.3	Deforestation and land use cover change detection	41
3.1.3	Results	
3.1.3.1	Land use and cover change in the Grijalva-Usumacinta watershed	42
3.1.3.2	Land use change processes between 1993 and 2007 in the Grijalva-Usumacinta watershed	45
3.1.3.3	Regional distribution of LULCC in the Grijalva-Usumacinta watershed	49
3.1.4	Discussion	51
3.1.4.1	Regional patterns and causes of land cover change processes	51
3.1.4.2	Implications of land use change on forest transition in Southern Mexico	54
3.1.5	Conclusions	57
3.1.6	References	58

3.2 CAPÍTULO II

Scenarios and story lines: approach to understand proximate and underlying drivers of land use change in southern Mexico 63

Abstract 64

3.2.1 Introduction 65

3.2.2 Methods 66

3.2.2.1 Study area 66

3.2.2.2 Story lines and scenarios 69

3.2.3 Results 74

3.2.3.1 Pesticides over the biological heritage scenario 76

3.2.3.2 Government sectors and market conflicts scenario 78

3.2.3.3 Environment and economy scenario 82

3.2.4 Discussion 85

3.2.4.1 Policy drivers of LUCC 51

3.2.4.2 Policy drivers of conservation 87

3.2.5 Conclusions 88

3.2.6 References 90

3.3 CAPÍTULO III

Evaluating drivers of land use change and transition potential models in a complex landscape in southern Mexico 97

Abstract 98

3.3.1 Introduction 100

3.3.2 Methods 101

3.3.2.1 Study area 101

3.3.2.2 Data 103

3.3.2.3 Analysis of drivers 105

3.3.2.4 Importance of drivers over time 110

3.3.3 Results 112

3.3.3.1 Identification and importance of drivers of LUCC 1993-2002 112
3.3.3.1.1 Predictive factors in binary logistic regression models 112
3.3.3.1.2 Factors explaining LUCC transitions in hierarchical partitioning analysis 112
3.3.3.2 Identification and importance of drivers of LUCC 2002-2007 116
3.3.3.2.1 Predictive factors in binary logistic regression models 116
3.3.3.2.2 Factors explaining LUCC transitions in hierarchical partitioning analysis 116
3.3.3.3 Importance of drivers over time 118
3.3.3.4 Transition potential models 120
3.3.4 Discussion 122
3.3.4.1 Identification and importance of drivers 122
3.3.4.2 Statistical methods 125
3.3.4.3 Transition potential models 126
3.3.4.4 Possibilities and limits of modeling techniques 127
3.3.5 Conclusions 130
3.3.6 References 131

4 Integración de resultados 137

Prioridades de conservación con parámetros dinámicos del cambio de cobertura y uso del suelo y cambio climático

Abstract 138
4.1 Introducción 140
4.2 Métodos 142
4.2.1 Análisis prospectivo e impactos a la biodiversidad 142
4.2.2 Insumos para afrontar la crisis de la implementación de la planeación de la conservación 144
4.2.2.1 Identificación de sitios prioritarios para la conservación en la región de estudio 144

4.2.2.2 Criterios dinámicos de exposición al cambio de uso del suelo 146
4.2.2.3 Criterios dinámicos de exposición al cambio climático 146
4.2.2.4 Definición de prioridades de conservación con criterios dinámicos 157
4.3 Resultados 158
4.3.1 Sitios prioritarios regionales para la conservación de la biodiversidad terrestre 158
4.3.2 Criterios dinámicos de exposición al cambio de uso del suelo 159
4.3.3 Criterios dinámicos de exposición al cambio climático 165
4.3.4 Definición de prioridades de conservación con criterios dinámicos 168
4.4 Discusión general
4.4.1 Análisis prospectivo para afrontar la crisis de la implementación de la planeación de la conservación 172
4.4.2 Exposición al cambio de cobertura y uso del suelo 173
4.4.3 Exposición al cambio climático 175
4.4.4 Propuesta para la definición de prioridades de conservación con criterios dinámicos 177
4.5 Referencias bibliográficas 181

5 Conclusiones 189

6 Résumé 195
6.1 Introduction 195
6.1.1 La planification systématique de la protection Conclusiones 195
6.1.2 Le changement d'occupation et d'usage du sol et la biodiversité 196
6.1.3 Le changement climatique et la biodiversité 200
6.1.4 Contexte mexicain 201

6.1.5 Modélisation de sites prioritaires pour la conservation avec des paramètres dynamiques du changement de l'occupation et d'usage du sol et du changement climatique 203
6.2 Zone d'étude et objectifs 209
6.2.1 Description générale 209
6.2.2 Importance pour la biodiversité 212
6.2.3 Objectifs 215

6.3 Chapitre I 216

Empreinte spatiale et processus de la déforestation et de la reforestation naturelle dans les néo-tropiques: Tendances récentes dans le sud mexicain

6.4 Chapitre II 223

Scénarios et récits: une approche pour comprendre les facteurs immédiats et profonds du changement d'usages des sols dans le Sud du Mexique

6.5 Chapitre III 228

Evaluer les facteurs explicatifs des changements d'occupation et d'usages des sols et les modèles de potentiels de transition dans un paysage complexe du Sud du Mexique

6.6 Intégration des résultats 236

Les priorités de conservation avec des paramètres dynamiques de changement d'occupation et d'usage du sol et du changement climatique

6.7 Discussion générale 241

6.7.1 Analyse prospective pour affronter la crise de la mise en œuvre de la planification de conservation 241

6.7.2 Exposition au changement de l'occupation et d'usage des terres 241

6.7.3 Exposition au changement climatique 243

6.7.4 Proposition pour la définition de priorités de conservation avec des critères dynamiques 245

6.8 Conclusion 248

7 Anexos 254

Anexo 1: Los cinco países con mayor diversidad 255

Anexo 2: Los 20 países con más impacto ambiental 256

Anexo 3: Impacto de la actividad humana sobre la biodiversidad de México 258

Anexo 4: Porcentaje de vegetación primaria del total de la cobertura de bosques en la cuenca Grijalva-Usumacinta. 258

Anexo 5: Leyenda del análisis y de la modelación de cambio de cobertura y uso del suelo. 259

Anexo 6: Resumen de cambio y permanencias históricos como % respecto a la cuenca Grijalva-Usumacinta. 260

Anexo 7: Matrices de cambio y de probabilidad para a) 1993-2002 y b) 2002-2008. También se muestran las ganancias y pérdidas por clase 261

Anexo 8: Elementos de una evaluación integral de riesgo según el IPCC 262

Anexo 9: Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad terrestre en Chiapas 263

Anexo 10: Mapas de cobertura y uso del suelo históricos reclasificados a las categorías de modelación 271

Anexo 11: Mapas de cobertura y uso del suelo simulado para 2030 con CLUE-S para los tres escenarios. 272

Anexo 12: Matrices de áreas de cambio simulados con CLUE-S para los tres escenarios 273

Anexo 13: Mapas de cobertura y uso del suelo simulado para 2030 con DINAMICA para los tres escenarios. 274

Anexo 14: Matrices de áreas de cambio simulados con DINAMICA para los tres escenarios 275

Anexo 15: Resumen de cambios y permanencias simulados como % respecto a la cuenca Grijalva-Usumacinta. 276

Anexo 16: Áreas de cambio para cada escenario y proceso de cambio dentro de los sitios prioritarios. 277

Anexo 17: Áreas de refugios y focos rojos de cambio de cobertura y uso del suelo y cambio climático dentro de los sitios prioritarios 277

Anexo 18: Tasas de deforestación para bosques y selvas como resultado de las simulaciones con CLUE-S y DINAMICA. 278

Anexo 19: Éclairer le choix des outils de simulation des changements des modes d'occupation et d'usages des sols

Anexo 20: Measuring Tropical Deforestation with Error Margins: A Method for REDD Monitoring in South-Eastern Mexico

1 Introducción

1.1 La planeación sistemática de la conservación

Mantener de la diversidad biológica y los procesos ecológicos que la sustenta es de suma importancia para mantener la productividad a largo plazo, los ciclos de nutrientes, la resistencia contra invasiones biológicas y enfermedades, así como la capacidad de adaptación a cambios de los sistemas naturales y antropogénicos (Rashid *et al.* 2005). La pérdida de biodiversidad, aunque no se trate de extinciones globales, puede alterar procesos y servicios ecosistémicos (Chapin *et al.* 2000). Asimismo, existen razones éticas trascendentales para detener la pérdida de biodiversidad. No obstante, la crisis ambiental que ha llevado a las extinción cada vez más severa y el deterioro general de los procesos ecológicos muestran la ineficacia de los intentos de conservación tradicionales ante las presiones antropogénicas (Noss 1990).

Hasta finales del siglo XX, el establecimiento de áreas protegidas (AP) seguía practicándose de una forma no sistemática, sesgada hacia regiones remotas y no habitadas (Margules y Pressey 2000) o con un enfoque a especies particulares o carismáticas (Grove *et al.* 2002). La conservación reactiva guiada por las listas rojas cada vez más largas se concentra en sólo uno de los niveles de biodiversidad y no toma en cuenta la diversidad de genes o ecosistemas de las cuales depende la sobrevivencia de las especies (Sisk *et al.* 1994). Tampoco contempla la representatividad de poblaciones locales y regionales que son primordiales como recursos naturales y proveedores de servicio ambientales (Sisk *et al*. 1994, MA 2005, CBD 2006). El mayor problema de este enfoque es que requiere conocer el estatus de las poblaciones y dar evidencia de que existe la necesidad de protección, algo poco factible para prácticamente todos los grupos taxonómicos y regiones del mundo (Sisk *et al.* 1994).

En cambio, la planeación sistemática de la conservación (PSC) es un método proactivo de conservación que surgió a finales de los años 80, con la creación de la biología de la conservación como una disciplina de las ciencias biológicas. Su objetivo es establecer un plan de conservación basado en la priorización estratégica de las necesidades de

conservación (Noss 1990, Grove *et al.* 2002). Este proceso debe tomar en cuenta la representatividad de especies, comunidades y ecosistemas y la viabilidad socio-económica en las áreas destinadas a la conservación. Por ello, se busca proteger el máximo número de ecosistemas o especies en la menor área posible ante las limitaciones sociales y económicas (Sarkar 2004).

1.2 El cambio de cobertura y uso del suelo y biodiversidad

El factor que más a contribuido al cambio global es el cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS) que impacta negativamente el clima, los suelos, los recursos hidrológicos, el desarrollo socio-económico y la biodiversidad (Vitousek *et al.* 1997, Lambin *et al.* 2003). Después de siglos de una expansión gradual de las áreas cultivadas en los trópicos, un aumento dramático de estas áreas a costa de la vegetación natural ha sido reportado desde la segunda mitad del siglo XX en los centros de la deforestación, como en el sur de México (Velázquez *et al.* 2002, Lambin *et al.* 2003, Mas *et al.* 2004). Estos focos rojos generalmente son regiones donde los factores biofísicos albergan una elevada productividad ecosistémica y biodiversidad, atributos que incrementan una preferencia humana (Hansen *et al.* 2004, Huston 2005, Sarukhán *et al.* 2009). Está relación entre los patrones espaciales de biodiversidad y uso humano desencadena una aceleración de la pérdida de la biodiversidad, principalmente por el incremento de la destrucción, degradación y fragmentación de los hábitats relacionados con el cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS, Velázquez *et al.* 2002, Lambin *et al.* 2003, MA 2005, CBD 2006); aunque la disminución de la resiliencia de los ambientes naturales ante los impactos antropogénicos es otro aspecto importante (Chapin *et al.* 2000). La conversión de la vegetación natural en espacios antrópicos causa un deterioro de los ecosistemas (Challenger 1998, Rodrigues *et al.* 2000) por alterar la composición e interacción de especies, los procesos ecológicos y los regímenes de perturbación en todos los niveles (Hansen *et al.* 2004). La consecuente reducción de hábitats naturales influencia directamente el tamaño de las poblaciones y de la diversidad genética y puede llevar a una pérdida irreversible de especies (Flather *et al.* 1998). En los bosques tropicales, el

CCUS y la deforestación traen consigo paisajes más homogéneos, con una menor diversidad original de ecosistemas y de especies sustentada por procesos ecológicos. Los remanentes de ecosistemas naturales están siendo reducidos por debajo del umbral del área requerida para su permanencia (Brooks *et al.* 1999) que determina directamente la persistencia de la biodiversidad. Por estas razones, el CCUS ha sido el factor más significativo en la pérdida de biodiversidad en los últimos 50 años y lo seguirá siendo durante el siglo XXI (Sala *et al.* 2000, Palacio 2000, CBD 2006, Fuller *et al.* 2007, CONABIO y SEMARNAT 2009).

Todos los pronósticos ambientales y de desarrollo enfatizan la importancia de un manejo y control del CCUS por el incremento de la población y de la demanda de recursos naturales en un futuro, ya que puede poner en riesgo la biodiversidad y el funcionamiento de ciclos ecológicos que en conjunto constituyen los recursos de las cuales se sustentan las sociedades (OECD 2008, CBD 2010, PNUMA 2012). Una disminución del CCUS en las regiones tropicales a favor de una conservación de la biodiversidad depende del manejo de CCUS y basado en el entendimiento de los patrones y procesos de cambio, su dinámica temporal y los complejos factores explicativos directos y subyacentes (Lambin *et al.* 2003, Verburg *et al.* 2002, Chowdhury 2006, Houet *et al.* 2010, Verburg 2006, Turner 2010, Nepstad *et al.* 2008). La modelación de CCUS ha sido reconocida como una herramienta importante para el manejo de ecosistemas porque no sólo permite identificar las zonas con mayores probabilidades de uso del suelo y los conflictos potenciales asociados, sino también investigar y conocer los factores bio-físicos y socio-económicos que interactúan en el espacio y en el tiempo (Palacio *et al.* 2000, CBD 2006). Los factores espaciales utilizados para parametrizar los modelos resumen a la vez muchos otros factores sociales, económicos y culturales que tienen un efecto sobre la dinámica de la destrucción de hábitat y la consecuente alteración de relaciones bióticas-ambientales.

El análisis de las dinámicas históricas de CCUS, que representa una perturbación amplia y de largo plazo relacionada con políticas públicas, determina la dinámica del paisaje y patrones de biodiversidad a escala regional. Este análisis es la base para calibrar modelos abstractos simplificados de los complejos impactos antropogénicos y sus tendencias

(Paegelow y Camacho-Olmedo 2008, Lambin *et al.* 2001, Durán-Medina *et al.* 2007, fig. 1). Dada la incertidumbre de los mapas prospectivos de cambio y la imposibilidad de validar los mapas simulados, se ha utilizado el enfoque de escenarios como una posibilidad de explorar una amplia gama de posibles desarrollos basados en una serie de supuestos coherentes. Los análisis de escenarios permiten evaluar el efecto de diferentes opciones políticas, expresados en escenarios cualitativos basados en los factores subyacentes que determinan la dinámica y las tendencias marco del modelo, que influencian la dirección y la magnitud de cambio.

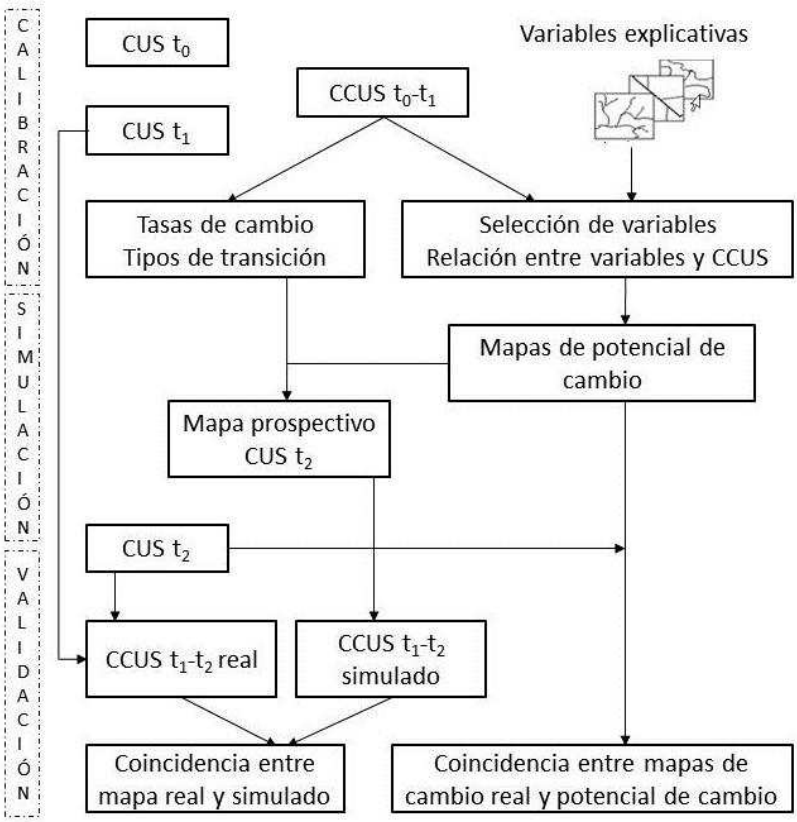


Figura 1. Fases de la modelación de cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS) basado en mapas de cobertura y uso del suelo (CUS) de diferentes fechas (basado en Mas *et al.* 2011).

Cabe de destacar que existen múltiples interacciones y retroalimentación con otras amenazas para la biodiversidad como el cambio climático (CC) y las especies exóticas

invasoras (Dale *et al.* 2005, fig. 2). El CCUS y la vegetación tienen una alta importancia para el clima, principalmente a través de su papel en el ciclo de carbono, en el albedo y la relación y transformación de energía sensible y latente por cambios en el régimen de evapotranspiración (Grace *et al.* 1995). La deforestación a su vez tiene repercusiones climatico-ecológicas, p.ej. a través de la captura de agua, la generación de suelos y el CC, entre otros (Richter 2000).

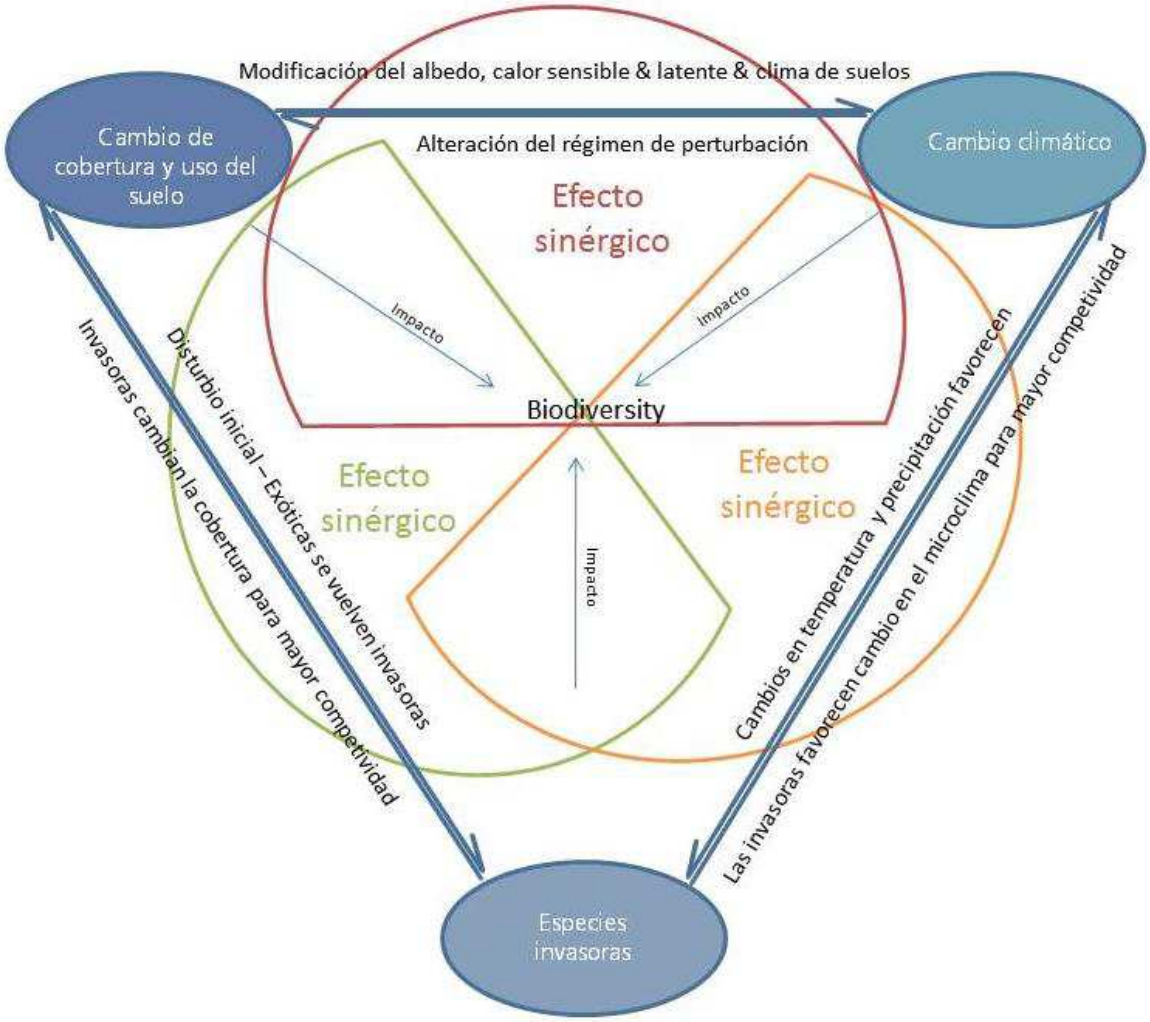


Figura 2. Interacción sinérgica entre el cambio de uso del suelo y otros factores de pérdida de biodiversidad como son el cambio climático y las especies invasoras.

1.3 El cambio climático y biodiversidad

El desarrollo tecnológico e industrial desde hace dos siglos está basado en la energía abundante y barata obtenida de combustibles fósiles y la consecuente liberación de CO_2 a la atmósfera, que llevó a un aumento de más del 30% en la concentración de CO_2. La teoría consensuada en la investigación del CC responsabiliza este aumento del principal gas de efecto invernadero en la atmósfera, en conjunto con otros factores secundarios, por el aumento en la temperatura, cambios en la precipitación y el nivel del mar (IPCC 2007). Estos cambios podrían causar cambios en múltiples procesos y sistemas naturales que mantienen la biodiversidad, además de exacerbar efectos de otras amenazas sobre la biodiversidad (McRae *et al.* 2008, fig. 2).

La extinción de una especie significa el final de una línea filogenética, o sea de un proceso evolutivo. El clima mantiene condiciones ambientales que permiten que ocurran procesos ecológicos y evolutivos que mantienen y generan biodiversidad (Pressey *et al.* 2007). El CC puede significar una alteración de estos procesos y ha sido reconocido como un factor importante en la pérdida de biodiversidad (Peterson *et al.* 2001, Anderson *et al.* 2008). Aunque actualmente los impactos negativos del CCUS en la biodiversidad son más inmediatos y más fuertes que los otros factores del cambio global (Schröter *et al.* 2005, van Vuuren and Bouwman 2005, Gómez-Mendoza *et al.* 2007), se está discutiendo la posibilidad de que el CC pueda convertirse en la causa principal para la extinción de especies en el futuro (Thomas *et al.* 2004, Thuiller *et al.* 2004, Thuiller *et al.* 2005, Anderson *et al.* 2008), por los cambios en distribución de los ecosistemas y de las especies debido a las alteraciones de parámetros climáticos que cambiarán las condiciones de vida de las especies y el funcionamiento de ecosistemas (Gómez-Mendoza y Arriaga 2007). Ante este panorama, las especies pueden responder de diferentes formas. Una respuesta puede ser la adaptación a las nuevas condiciones climáticas, aunque las alteraciones climáticas causadas principalmente por la actividad humana ocurren tan rápido que este mecanismo es poco probable. Otra opción es la migración de las especies junto con sus nichos climatico-ecológicos, un fenómeno que ya se ha documentado (Mueller *et al.* 2005, Rebetez y Dobbertin 2004, Gómez-Mendoza *et al.* 2008). Si la especie no se adapta ni

tiene la posibilidad de migrar, su área de distribución se reducirá hasta la extinción (Parmesan y Yohe 2003, Thomas *et al.* 2004). La magnitud y el tipo de cambios previstos van a tener efectos diferenciados sobre especies y ecosistemas dependiendo de su sensibilidad a las variaciones climáticas (Gómez-Mendoza y Arriaga 2007). Se prevé que las zonas templadas serán las más afectadas pero también se han reportado afectaciones para zonas tropicales. Para México se ha estimado que 70% de los bosques se podrían ver afectados por la disminución de precipatción y 13% de los bosques templados se podrían perder (PNUMA 2010, Villers & Trejo 1998), tendencia que se ha reportado también a nivel regional para los bosques de Oaxaca (Gómez-Mendoza y Arriaga 2007). Los bosques mesófilos de montaña son un tipo de bosque que podría sufrir una extinción de especies por el cambio de altura de las nubes (IPCC 2007).

1.4 Contexto mexicano

México ocupa el cuarto lugar entre los doce países megadiversos con alto niveles de endemismos, pero también figura en el noveno lugar de la lista de países con las tasas más altas de deforestación (Dirzo y García 1992, Velázquez *et al.* 2002, FAO 2007, Sarukhán *et al.* 2009, Bradshaw *et al.* 2010, anexo 1). Como consecuencia de ser un país megadiverso con flora y fauna endémica con una fuerte degradación ambiental, México es el país con más especies amenazadas (Bradshaw *et al.* 2010, anexo 2). El crecimiento poblacional y económico de los esquemas neoliberales de desarrollo no sustentable promueve la sobre-explotación de los recursos naturales basado en una exclusión de los costos ambientales y sociales que ha llevado consigo una pérdida de la biodiversidad considerable en las últimas décadas. Además, las estructuras políticas, sociales y culturales no consideran la biodiversidad como valiosa o como una ventaja para el desarrollo sustentable. Los factores directos más importantes en México de pérdida de biodiversidad son la expansión de la agricultura y de la ganadería a costa de la vegetación natural, seguidos por la tala ilegal y el uso forestal inapropiado (CONAFOR 2001, anexo 3), mientras que en la zona tropical de las selvas, la ganadería es el factor de cambio más importante (CONAFOR 2001, Sánchez y Barba 2005).

Un estudio de los patrones y de las tasas de deforestación en México estima que la tasa de deforestación de 1976 a 1993 fue de 175 mil hectáreas anuales y aumentó entre 1993 y 2000 a 319 mil hectáreas anuales (Velázquez *et al.* 2002). En cambio, para el periodo de 2000 a 2005 ante la FAO se reportó una deforestación de 314 mil hectáreas anuales en comparación con las 401 mil hectáreas para los 90 (FAO 2005). Aunque esta cifra representa una ligera disminución de la deforestación, es necesario tomar en cuenta que existe una incertidumbre considerable acerca de las cifras exactas, porque las estimaciones de la FAO no contemplan áreas en donde el bosque ha sido deteriorado pero no ha disminuido en menos de 10% de la cobertura del dosel, o no ha sido remplazado por otra actividad permanente (FAO 2005). A pesar de que existen varios estudios de CCUS, existen pocos estudios que incorporan una extrapolación del CCUS o una modelación prospectiva y aún menos sobre una evaluación de la conservación bajo criterios de CCUS (Mas *et al.* 2004, Flamenco-Sandoval *et al.* 2007, Fuller *et al.* 2007).

Dado el riesgo que implica el CC para la conservación, es necesario incorporar estudios sobre la afectación de la distribución de especies, en la planeación de la conservación en México, ya que es un componente esencial para lograr la conservación a largo plazo (Gómez-Mendoza *et al.* 2008). Para México existen algunos modelos climáticos regionales, derivados de ensambles de varios modelos y un proceso de reescalamiento con datos observados que han sido utilizados para evaluar el impacto del CC sobre diferentes especies o grupos funcionales (Gómez-Mendoza y Arriaga 2007, Peterson *et al.* 2001). Sin embargo, no existen estudios para México sobre las consecuencias para la PSC.

A pesar de los esfuerzos de conservación en los últimos 75 años en México, es decir el establecimiento de AP como iniciativas aisladas e independientes (Bezaury-Creel 2005), desde 1600 se han extinto 127 especies, 75% de ellas en islas oceánicas (Baena y Halffter 2008). Considerando el vasto número de especies que se encuentran en México esta cifra puede parecer trivial, sin embargo, sólo representa el pico del iceberg porque la pérdida de biodiversidad empieza mucho antes de la extinción: se ha estimado que en el año 2000 se ha perdido casi 57% de la biodiversidad mexicana (Kolb 2009). Esta situación ha llevado al reconocimiento de la importancia de contar con una estrategia de la conservación en un

país megadiverso con amenazas severas para la biodiversidad (CONABIO 2011) y en los últimos años se han llevado a cabo una gran cantidad de estudios de planeación estratégica regionales y nacionales (March *et al.* 2009). Sin embargo, estos estudios no han sido implementados y representan sesgos a nivel taxonómico (16% está enfocado a mamíferos) y a nivel regional (la región con más ejercicios de priorización es el Golfo de California, Arriaga-Cabrera *et al.* 1998, Enríquez-Andrade *et al.* 2005, Morgan *et al.* 2005, Sala *et al.* 2002, Ulloa *et al.* 2006, CONABIO *et al.* 2007). Por otra parte, como resultado derivado de los compromisos adquiridos dentro del Convenio sobre la Diversidad Biológica de las Naciones Unidas (CDB), se llevó a cabo un análisis de vacíos y omisiones en conservación a nivel nacional (CONABIO *et al.* 2007). Estos estudios de planeación están basados en los principios de la PSC que permite conservar una porción significativa de la biodiversidad a través del establecimiento de sitios prioritarios para la conservación (SPC, Sarkar 2004). Algunas priorizaciones han sido realizadas para planes ecorregionales (TNC 2006) y ordenamientos territoriales ecológicos (Hernández Santana y Bollo Manent 2009, SEMARNAT 2011). Otra aplicación de ejercicios de priorizaciones ha sido la identificación de corredores biológicos en Tabasco, Oaxaca, Guerrero y Veracruz (CONABIO 2009). Cabe de destacar que la definición y la implementación de SPC son una tarea urgente; Fuller *et al.* (2007) sugieren que por la pérdida de hábitat entre 1970 y 2000 debido a la falta de una conservación eficiente, una red de SPC para 86 especies de mamíferos endémicos necesitaría cubrir 90% más área en 2000 que en 1970.

1.5 Modelación de sitios prioritarios para la conservación con parámetros dinámicos del cambio de cobertura y uso del suelo y cambio climático

La conservación exitosa depende de la persistencia de los hábitats y de las especies y de la viabilidad de las áreas de conservación (Margules y Pressey 2000, Toledo 1994, Sarkar 2004). Las amenazas para la biodiversidad, de las cuales destaca la pérdida de hábitat a través del CCUS, representan riesgos directos sobre la persistencia de hábitat adecuado para las especies y son resultado de las actividades humanas que determinan la viabilidad socio-económica (fig. 3). Si bien hay algunos intentos de pronosticar la persistencia de la

biodiversidad, como los análisis tradicionales de viabilidad de poblaciones, no existe una metodología eficiente para integrar estos aspectos a la PSC por falta de entendimiento teórico y práctico sobre la relación de impactos humanos y la biología de la conservación (Sarkar 2004). Como consecuencia, pocos estudios han tomado en cuenta parámetros dinámicos que determinen la persistencia de la biodiversidad y que contribuyan a que los SPC sean mejor adaptados al incremento de impactos antropogénicos (Pressey *et al.* 2007). No obstante los avances en los últimos años de considerar cada vez más dimensiones de la complejidad ecológica en la PSC, todavía existen varias deficiencias y los estudios de PSC no llegan a un nivel de integración necesario para su aplicación en el mundo real (Noss 1990, Margules y Pressey 2000).

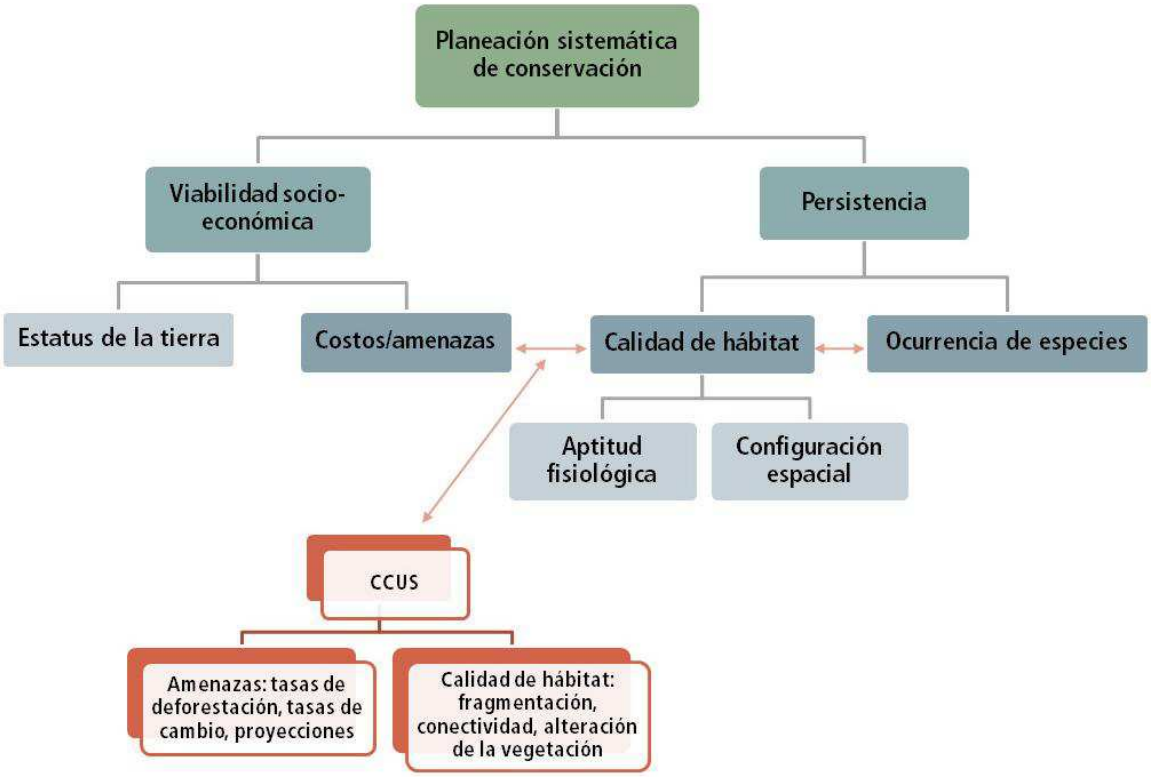


Figura 3. Objetivos de la planeación sistemática de la conservación (Sakar com. personal) y la importancia central del cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS) para la persistencia y viabilidad socio-económica.

La planeación actual se basa en análisis estáticos, similares a una foto de la situación actual, o mejor dicho pasada; se usan datos históricos para deducir las necesidades de

conservación que deben ser cubiertos en un futuro, a pesar que la biodiversidad misma no es estática, ni tampoco los impactos antropogénicos que determinan su persistencia (Pressey *et al.* 2007). De hecho, se pronostica un aumento del impacto humano y de la pérdida de biodiversidad en las próximas décadas (MA 2005, OECD 2008, CBD 2010) por la mayor demanda de recursos naturales, ya que el consumo *per capita* aumenta gradualmente conforme que se "desarrollan" las economías y se exacerba el efecto del crecimiento poblacional (CBD 2006). Sin embargo, sólo recientemente se está empezando a considerar la dimensión temporal, igualmente importante que la espacial en la conservación (Wiens 1989, Rustigian *et al.* 2003, Rouget *et al.* 2003, Hansen *et al.* 2004, Soares-Filho *et al.* 2006, Verburg *et al.* 2006b, Ewers *et al.* 2006, Flamenco-Sandoval *et al.* 2007, Gude *et al.* 2007, Brambilla *et al.* 2010). Ante este panorama y dados los tiempos de respuesta de sistemas políticos, socioeconómicos y ecológicos, se está reconociendo la necesidad de aumentar el nivel de planeación estratégica para poder frenar la pérdida de biodiversidad y de contar con metas y objetivos de mediano y largo plazo para guiar acciones y políticas (MA 2005, UICN 2008, fig. 4). Las técnicas del análisis prospectivo pueden ser una alternativa para los científicos y tomadores de decisión a entender y anticipar posibles efectos adversos (PNUMA 2012, Verburg *et al.* 2006, Paegelow y Camacho-Olmeda 2008, Cuevas y Mas 2008, Houet *et al.* 2010). En especial la capacidad de estos modelos de proyectar las consecuencias de los cambios en los factores que influyen la pérdida de biodiversidad y el funcionamiento de ecosistemas dentro del marco del cambio global son importantes para informar mejor la toma de decisiones (MA 2005).

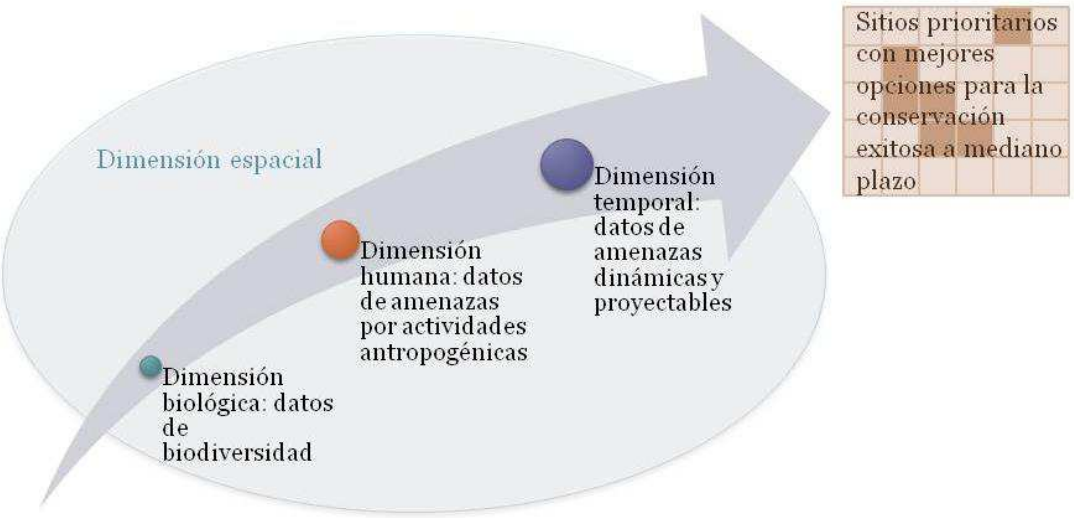


Figura 4. Aumento de las dimensiones en la planeación sistemática de la conservación que permite identificar sitios prioritarios para la conservación (SPC) con mejores opciones para la conservación exitosa a mediano plazo.

En un país altamente dinámico como México, con un gran número de endemismos y una diversidad beta muy alta que resulta en un alto número de sitios irremplazables, con un alto riesgo a ser transformados por actividades antropogénicas por tener menor probabilidad de persistencia de biodiversidad y disminuir así la efectividad de los recursos invertidos en la conservación, no se puede justificar descartar SPC (Sarkar 2004). Más bien es necesario diversificar los objetivos de la priorización de sitios para la conservación para poder incorporar de manera explícita tanto las áreas de mayor como de menor riesgo de persistencia en la priorización de las necesidades de conservación, además de diferentes estados de transformación que también influyen en la elección de herramientas de conservación adecuadas.

La determinación de focos rojos y refugios para la biodiversidad, entendidas como el componente espacial de la biodiversidad, representado por ecosistemas que representan una entidad estructural y funcional que aglutina elementos físicos y bióticos representados por la vegetación natural, ante los posibles impactos antropogénicos hace posible ajustar la prioridad de los SPC bajo el criterio de persistencia de hábitats para

impulsar la implementación de una planeación a mediano plazo (Pressey *et al.* 2007, Lagabrielle *et al.* 2009, fig. 5). El conocimiento generado con un modelo de CCUS aporta criterios importantes para la evaluación del riesgo de no-persistencia, y por lo tanto cómo conseguir una mayor conservación de la biodiversidad basado en un indicador espacio-temporal de la destrucción y degradación de hábitats terrestres que considera aspectos estructurales (patrones del paisaje), funcionales (procesos a nivel de paisaje) y composicionales (tipos de paisaje) de la biodiversidad (Noss 1990). Además, permite vincular numerosos factores que inciden sobre la conservación, entre los que destacan las políticas agropecuarias, aspectos sociales, demográficos y económicos bajo diferentes escenarios que muestran un rango de efectos de las opciones políticas sobre la cantidad y configuración de las zonas susceptibles y los refugios que aumentan la probabilidad de la persistencia física, y por lo tanto, las opciones de conservación. La consideración de la magnitud del CC que representa la probabilidad de la interrupción de procesos evolutivos que mantienen y generan biodiversidad brinda una oportunidad de complementar los efectos de las amenazas con procesos ecológicos y evolutivos, el campo menos investigado y el mayor desafío en la PSC (fig. 5, CBD 2006, Pressey *et al.* 2007).

La elevada diversidad de México en ecosistemas, situaciones socio-económicas y problemas ambientales, hace imposible llegar a una identificación de SPC con variables dinámicas a escala nacional que sean suficientemente acotados como base para la implementación (CONABIO 2000, CONABIO *et al.* 2007). La importancia de llevar a cabo la PSC a nivel regional ha sido ampliamente reconocida porque permite resguardar poblaciones de especies que juegan un papel primordial en mantener las especies y los servicios ambientales en la región (Ceballos 2005). Por lo tanto, esta escala permite tomar en cuenta las peculiaridades en el funcionamiento de los factores de presión porque la deforestación, la degradación ambiental y el CC ocurren a esta escala con importantes consecuencias, como la pérdida de biodiversidad y la disminución de servicios ecosistémicos (Grove *et al.* 2002).

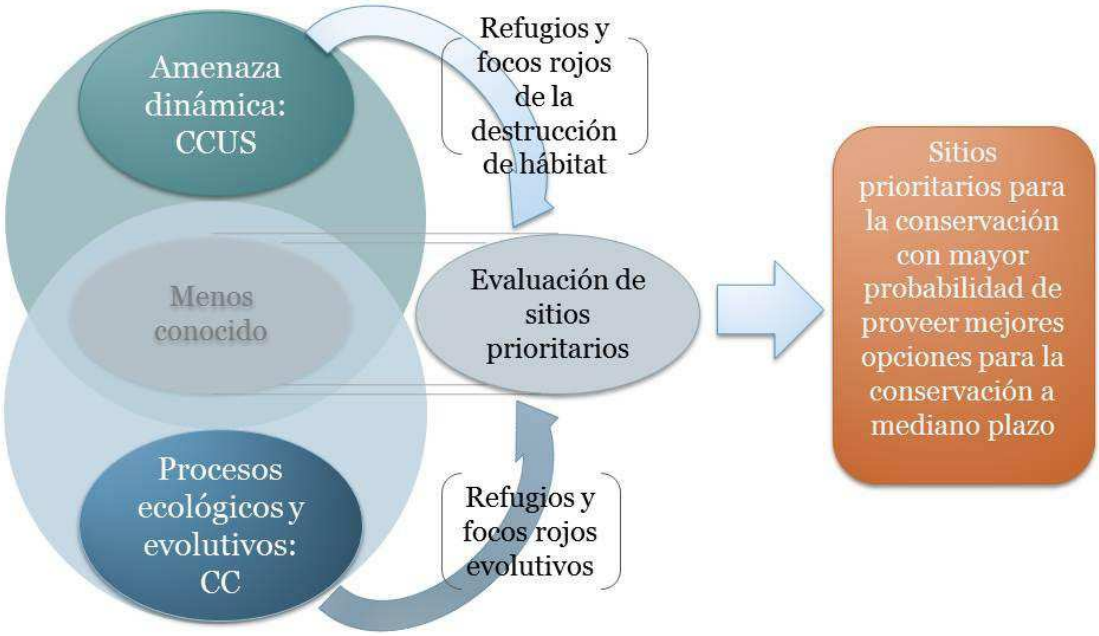


Figura 5. Marco conceptual de los parámetros dinámicos del cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS) y del cambio climático (CC) en la planeación sistemático de la conservación (basado en Pressey *et al.* 2007 y Klein *et al.* 2009).

Las cuencas tienen un alto valor como área base para la planeación de la conservación, porque significan un límite natural de ecosistemas y una unidad hidro-geográfica del paisaje (Arriaga *et al.* 2002, Lagabrielle *et al.* 2009), además de representar una escala funcional que comprende explícitamente los procesos socio-económicos. De ahí su importancia para las evaluaciones ambientales y la toma de decisiones para el uso sustentable y la conservación (Lambin *et al.* 2003, Lagabrielle *et al.* 2009) y como unidades de manejo y de planeación, como lo reconoce el manejo integral de cuencas (Downs *et al.* 1991, Cotler y Priego 2004).

2 Área de estudio y objetivos

2.1 Descripción general

La cuenca Grijalva-Usumacinta en el Sureste de México comprende la mayor parte de los estados de Chiapas y Tabasco y pequeñas partes de los estados aledaños de Campeche y Oaxaca; se localiza entre las coordenadas extremas de 18.71º y 15.22º de latitud N y -94.25 y -90.38º de longitud W. Su límite S es representado por el Soconusco, al SE limita con la frontera de Guatemala, el límite N constituye el Golfo de México. Es una cuenca exorreica que drena al Golfo de México con un sistema fluvial de dentrificación angular (fig. 6, INE *et al.* 2007). Su estructura comprende pisos altitudinales desde del nivel del mar hasta los 3050 m (INE *et al.* 2007). El área de captación de agua es de 83 553 km^2 (CONAGUA 2011) y cubre una amplia variedad de regiones fisiográficas que se van diversificando de N a S.

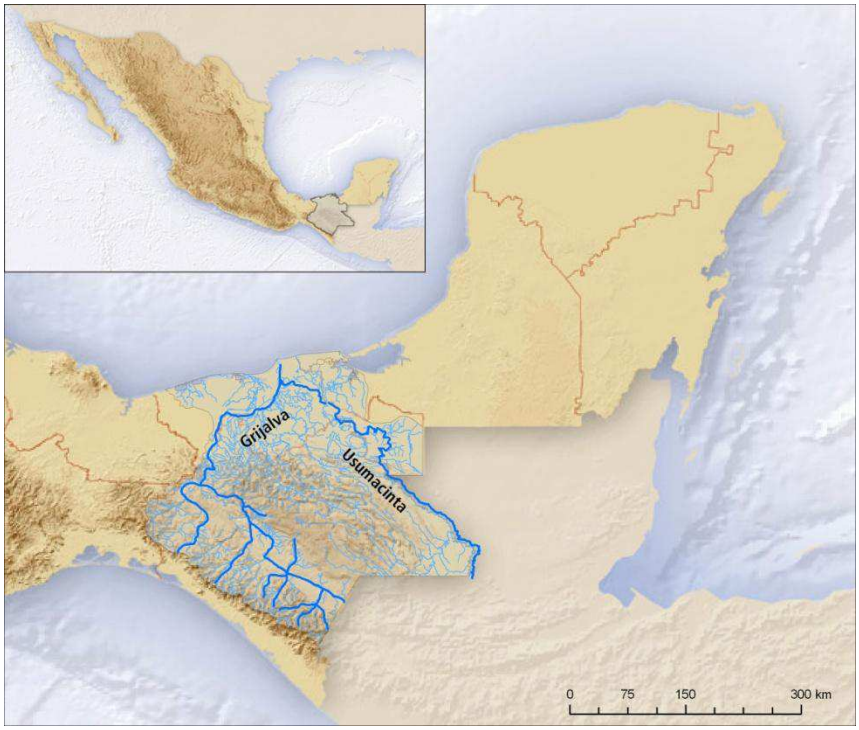


Figura 6. Ubicación de la cuenca Grijalva-Usumacinta y sus ríos principales y permanentes.

En la porción N se extiende una zona baja y plana que corresponde a la planicie costera del Golfo de México, también conocida como Llanura y Pantanos Tabasqueños (Cervantes-

Zamora *et al.* 1990), una extensa llanura aluvial con los típicos procesos de inundación y sedimentación (UACh 1978), donde también se encuentran importantes lagunas costeras. Entre la mesa central y la llanura costera se encuentra una región montañosa, llamada la Sierra Norte de Chiapas, con elevaciones 1400 a 1800 msnm (Miranda 1998). La mesa central, mejor conocida como los Altos de Chiapas es un altiplano de 160km de largo en dirección NW-SE con alturas entre los 1200 y 2800 msnm (Parra y Díaz 1997). En la zona S de la cuenca se encuentra la Depresión Central de Chiapas con una altura de 420 a 800 msnm y la Sierra Madre de Chiapas que confina la cuenca hacia el S con alturas de 1500 a 3000 msnm (Miranda 1998). La porción E está en su mayoría comprendida por tierras bajas y onduladas como la Sierra Lacandona y la región de menor tamaño de las Sierras Bajas del Petén (Cervantes-Zamora *et al.* 1990).

Las rocas principales dentro de la cuenca son sedimentarias del cretácico y terciario cuyas características varían en las diferentes regiones fisiográficas (UACh 1978). Una capa geológica importante son los sedimentos aluviales, depositados sucesivamente por los cauces fluviales en la planicie costera, provenientes de materiales erosionados, como las arcillas caoliníticas, montmorilloníticas y arenas calcáreas. Los suelos en esta zona son jóvenes, fértiles y con disponibilidad de humedad durante todo el año; en algunas zonas el exceso de humedad causa características hidromórficas (UACh 1978). La zona de lomeríos está constituida por lutitas, formadas por sedimentos arcillosos que se alternan con conglomerados de rocas. Sobre las lutitas se forma un suelo arcilloso pero con un drenaje eficiente que en depresiones locales tiene características pseudo-gleyicos (stagnosol). Los conglomerados están formados por fragmentos de rocas, en general ígneas (andesitas), cementados por materiales arcillosos, óxido de fierro y carbonatos de calcio; las características de los suelos sobre ellos son similares a los sobre lutita. La Sierra del Norte de Chiapas y los Altos de Chiapas son una zona conformada por rocas calizas del cretácico que dan origen al régimen kárstico y suelos relativamente delgados y rocosos. La Sierra Norte de Chiapas también tiene partes de rocas terciarios y muestra fallas recortadas por la erosión (Miranda 1998). En los Altos de Chiapas, además de las calizas, existen localmente rocas volcánicas que afloran como picos de montaña (Parra y Díaz 1997). La

depresión central de Chiapas está constituida de capas horizontales del mesozoico y terciario, mientras que rocas graníticas y metamórficas del precámbrico y paleozoico forman la Sierra Madre de Chiapas (Miranda 1998).

El área de estudio se sitúa en la zona de clima tropical con vientos alisios del NE. Recibe lluvias principalmente en el verano con posibles precipitaciones fuertes en la época seca por eventos climáticos extremos como ciclones tropicales y frentes fríos del N (Miranda 1998). De hecho es una de las regiones con mayor cantidad de lluvia en México, en especial la zona de transición de la zona costera al macizo central (García 1987). La planicie costera tiene un clima cálido húmedo que cambia hacia climas semicálidos-húmedos en las zonas de transición a las regiones montañosas. En la Sierra Norte de Chiapas prevalece el clima semicálido húmedo, en los Altos de Chiapas el clima templado subhúmedo con posibilidad de heladas en invierno. En las tierras bajas interiores se encuentra un clima cálido subhúmedo. En la Sierra Madre de Chiapas hay una variedad de climas que van desde el semicálido subhúmedo al templado húmedo (García 1987).

La hidrología está dominada por el sistema fluvial Grijalva-Usumacinta. El río Grijalva nace en la falda oriental de la Sierra de Cuchumatanes en Guatemala y después de recorrer la Depresión Central de Chiapas entra a la Planicie Costera del Golfo de México por el Cañón del Sumidero. Cruza la planicie bajo diferentes nombres hacia el N y E y confluye con el Río Usumacinta antes de desembocar en el Golfo de México (fig. 6, UACh 1978). El Río Usumacinta, en caudal el segundo en el Golfo de México después del Mississippi y el séptimo a nivel mundial (115 536 millones de m^3/año, Sánchez y Barba 2005, CONAGUA 2011), se forma por los Ríos Chixoy y la Pasión en Guatemala y forma la frontera entre este país y México en dirección SE-SW. Cruza el estado de Tabasco, donde se bifurca en tres brazos principales: el occidental conserva su nombre y se une con el Río Grijalva aguas abajo, el central (río San Pedro y San Pablo) forma el límite entre los estados Tabasco y Campeche y desemboca en el Golfo de México, y el oriental (río Palizada) desemboca en la Laguna de Términos (UACh 1978). Las altas precipitaciones proveen una gran cantidad de agua superficial que alimenta los ecosistemas acuáticos, cuya superficie

supera las 400 mil ha, dominados por extensos humedales, y un alto número de cuerpos de agua, entre ellos casi 200 lénticos en la planicie costera asociados al Río Usumacinta y varias lagunas costeras importantes como el sistema lagunar Carmen-Pajonal-Machona (Sánchez y Barba 2005). Además, existen extensas áreas de inundación temporal en los márgenes de los ríos Grijalva y Usumacinta que tienen una alta importancia para las aves migratorias (INIREB 1988, Sánchez y Barba 2005). Otra zona destacable es la Selva Maya en Chiapas que con sus bajos inundables forma parte de "la más vasta zona de humedales de Amércia Central" (Primack *et al.* 1999).

2.2 Importancia para la biodiversidad

Una combinación de diferentes situaciones es responsable de que el sureste mexicano sea considerado como la región más biodiversa de México. Los factores subyacentes que contribuyen al alto valor de la cuenca Grijalva-Usumacinta para la biodiversidad son su ubicación en el trópico, su posición entre dos mares (fuentes de humedad), su gran extensión y su heterogeneidad topográfica y climática. Específicamente, cuenta con varias cadenas montañosas que en general son considerados *hot spots* de biodiversidad y más cuando se elevan sobre selvas tropicales que son ricas en especies. En estos lugares, diversos taxa en diferentes zonas altitudinales resultan en una elevada diversidad de especies (Richter 2000). Además, el sureste de México constituye el principio del puente que conecta las zonas neárcticas con las neotropicales, lo que le confiere funciones únicas e importantes desde el punto de vista ecológico y evolutivo (Coates 1997). Este origen mixto de las biotas lleva a que los linajes paleo árticas dominan en las tierras altas, los linajes de afinidad neo-tropical en las tierras bajas (donde la fauna de las selvas perennifolias y caducifolias muestra una fuerte influencia amazónica (Ceballos y Oliva 2005), y una biota mixta con una alta especiación *in situ* en las alturas intermedias (Halffter *et al.* 2008). Es considerada la región con mayor riqueza de mamíferos, en general y en peligro, en el país (Ceballos y Oliva 2005). En cuanto a reptiles y anfibios el sureste mexicano es la región de mayor importancia, ya que presenta mayor riqueza y especies endémicas en relación a las otras regiones, incluso con otras áreas del mundo. (Casas-Andreu *et al.* 1996). Los extensos humedales en la planicie costera tienen gran

importancia para las aves migratorias provenientes de Estados Unidos y Canadá (Primack *et al.* 1999).

Solamente Chiapas, considerado el estado más biodiverso después de Oaxaca, alberga más de 10,000 especies de las plantas vasculares, que constituyen 10% de las especies del país. De esta vastedad, se tienen registrados más de 1800 especies de árboles en una base de datos que muestra que solamente las zonas templadas-frías son bien conocidas. Igualmente se cuenta con registros de más de 1100 especies de plantas epifíticas, un componente de primer orden para la diversidad de los bosques de niebla, de las cuales 50% corresponden a orquídeas. Esta gran cantidad de especies, que de hecho son un insumo importante para que México sea considerado megadiverso en este tema, integran 18 formaciones que constituyen el hábitat para una gran cantidad de fauna. En Chiapas se han encontrado 659 especies de aves y 205 de mamíferos, o sea alrededor del 50% de especies para ambos grupos en México. Entre ellas se encuentran 219 especies migratorias que en su mayoría presentan una alta sensibilidad a las perturbaciones humanas y 178 especies amenazadas. Referente a los mamíferos, cabe destacar que existen 7 especies endémicas a nivel estatal. Aunque para otros grupos el inventario es menos completo, se cuenta con registros de más de 4500 especies de insectos y se estima que existen al menos 140,000 especies de hongos (González-Espinosa *et al.* 2005).

Estas cifras sirven para ilustrar por qué la región forma parte del *hot spot* mesoamericano de biodiversidad, concepto que se refiere no sólo a la riqueza de especies, sino también al alto número de endemismos y al alto grado de pérdida de hábitat (Mittermeier *et al.* 2004). Por ende, los *hot spots* representan áreas irremplazables y vulnerables (Margules y Pressey 2000). Solamente las zonas inundables del Río Usumacinta alberguan por lo menos una veintena de especies en riesgo de extinción a nivel nacional e internacional (INIREB 1988). Además, la zona tiene una alta importancia en cuanto a recursos naturales, especies útiles y renovables y de productos no maderables como maderables (palmas, chicle, caoba, pimienta gorda, etc. Primack *et al.* 1999), además de una gran cantidad de especies prioritarias para la conservación que se concentran en los sitios prioritarios (fig. 7). En total se encuentran 172 unidades de planeación identificados como prioritarios por

CONABIO *et al.* (2007), de ellos 37% son de media prioridad, 48% de alta y 14% de extrema prioridad.

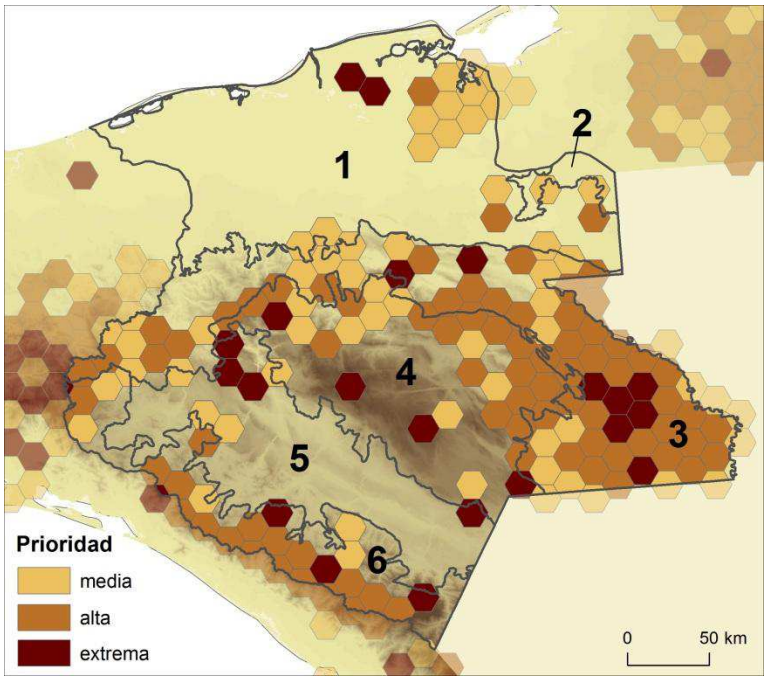


Figura 7. Sitios prioritarios a nivel nacional y ecorregiones en la cuenca Grijalva-Usumacinta (INEGI *et al.* 2007, CONABIO *et al.* 2007). 1= Planicie Costera del Golfo de México con Selva Perennifolia, 2= Lomeríos del Sur de la Península Yucateca con Selva Perennifolia, 3= Lomeríos con Selva Perennifolia, 4= Bosque de Coníferas, Encino y Mixtos de los Altos de Chiapas, 5= Depresión Central de Chiapas con Selva Caducifolia, 6= Bosques de Coniferas, Encino y Mixtos de la Sierra Madre Centroamericana.

La gran variedad de condiciones bióticas y abióticas lleva a que la cuenca comprenda 10 ecorregiones (INEGI *et al.* 2007, fig. 6), determinadas por la accidentada topografía, la variedad de climas y tipos de vegetación resultantes, con diferentes niveles de integridad ecológica. Este espectro varía desde de la profundamente transformada planicie costera del Golfo de México, a través de dos cadenas montañosas con bosque templados marcados por las actividades de las poblaciones indígenas hasta una de las mejor conservadas selvas húmedas en la región conocida como Lacandonia. En la ecorregión Depresión de Chiapas se encuentra la selva baja caducifolia y mediana subcaducifolia

altamente impactado por desarrollos agropecuarios y urbanos, mientras que las ecorregiones de los bosques de niebla muestran un nivel intermedio de impactos.

En este contexto, se planteó incorporar la dimensión temporal de los impactos y amenazas antropogénicas para la biodiversidad en la planeación de la conservación; a través de procesos dinámicos, que determinan el estado futuro de ecosistemas y especies en la planeación sistemática de la conservación de la biodiversidad, con el fin de priorizar las necesidades de conservación que favorecen la persistencia de la biodiversidad.

2.3 Objetivos

Objetivo general:

Contribuir a entender la dinámica del cambio de cobertura y uso del suelo y del cambio climático y sus consecuencias e implicaciones sobre la persistencia de la biodiversidad en sitios prioritarios para la conservación.

Objetivos particulares

- Analizar y modelar los patrones y procesos espaciales y temporales de cambio de cobertura y uso del suelo y deforestación en la cuenca Grijalva-Usumacinta.
- Generar escenarios cualitativos, cuantitativos y espaciales de cambio de uso del suelo hasta 2030 que muestran las diferentes opciones políticas para la conservación.
- Analizar los cambios espaciales y temporales en variables bioclimáticas y su efecto en la distribución de especies bajo escenarios de cambio climático.
- Generar una clasificación de sitios prioritarios para la conservación con criterios de cambio de cobertura y uso del suelo y cambio climático que refuerzan el aspecto de persistencia de biodiversidad de la cuenca Grijalva-Usumacinta.

2.4 Referencias bibliográficas

Anderson E.R., Cherrington E.A., Flores A.I., Pérez J.B. Carrillo R., y Sempris E. 2008. *Potential Impacts of Climate Change on Biodiversity in Central America, Mexico, and the Dominican Republic.* CATHALAC / USAID. Panama City, Panama.

Arriaga-Cabrera L., Vázquez-Domínguez E., González-Cano J., Jiménez-Rosenberg R., Muñoz-López E. y Aguilar-Sierra V. 1998. Regiones marinas prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO), México, D.F.

Arriaga, L., Aguilar, V. y Alcocer, J. 2002. *Aguas Continentales y diversidad biológica de México.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Baena M.L. y Halffter G. 2008. Extinción de especies. En CONABIO. 2008. *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Bezaury-Creel J. 2005. Protected areas and coastal and ocean management in Mexico. *Ocean and coastal management* 48(11-12): 1016-1046.

Bradshaw, C.J.A, Giam, X. and Sodhi, N.S. 2010. Evaluating the Relative Environmental Impact of Countries. *PLoS ONE 5*(5): 1-16.

Brambilla M., Casale F., Bergero V., Bogliani G., Crovetto M., Falco R., Roati M., Negri I. 2010. Glorious past, uncertain present, bad future? Assessing effects of land-use changes on habitat suitability for a threatened farmland bird species. *Biological Conservation* 143: 2270-2778.

Brooks T. and Tobias J. *et al*. 1999. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. *Animal Conservation* 2: 211-222.

Casas-Andreu G., Méndez De La Cruz F.R. y Camarillo J.L. 1996. Anfibios y Reptiles de Oaxaca. Lista, distribución y conservación. *Acta Zoológica Mexicana* 69: 1-35.

CBD. 2000. *Sustaining life on earth.* Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.

CBD. 2006. *Global Biodiversity Outlook 2*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal

CBD. 2010. *Global Biodiversity Outlook 3*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.

Ceballos G., Ehrlich P.R., Soberón J., Salazar I. and Fay J.P. 2005. Global mammal conservation: what must we manage? *Science* 309: 603-606.

Ceballos G. y Oliva G. (eds.) 2005. *Los Mamíferos Silvestres de México.* Fondo de Cultura Económica, México, D.F.

Ceballos G. 2007. Conservation priorities for mammals in megadiverse México: the efficiency of reserve networks. *Ecological applications* 17(2): 569-578.

Cervantes-Zamora Y., Cornejo-Olgín S. L., Lucero-Márquez R., Espinoza-Rodríguez J. M., Miranda-Viquez E. y Pineda-Velázquez A. 1990. *Clasificación de Regiones Naturales de México II*, IV.10.2. Atlas Nacional de México. Vol. II. Escala 1:4 000 000. Instituto de Geografía, UNAM. México.

Challenger A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México, pasado presente y futuro.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Biología, UNAM, Agrupación Sierra Madre S.C., México.

Chapin S.F., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M. *et al.* 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405 : 234-242.

Chowdhury R.R. 2006. Driving forces of tropical deforestation: The role of remote sensing and spatial models. *Singapore Journal of Tropical Geography*, 27 (1): 82-101.

Coates A. (ed.) 1997. *Central America: A Natural and Cultural History*. Yale University Press, New Haven and London.

CONABIO. 2000. *Estrategia nacional sobre biodiversidad de México.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F.

CONABIO. 2006. *Capital Natural y Bienestar Social.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F.

CONABIO, CONANP, TNC, PRONATURA, FCF, UANL. 2007. *Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy- Programa México, Pronatura, A.C., Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México, D.F.

CONABIO. 2009. *Ampliación del Corredor Biológico Mesoamericano - México, en los estados de Tabasco, Oaxaca y Veracruz*. Informe técnico interno. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F.

CONABIO y SEMARNAT. 2009. *Cuarto Informe Nacional de México al Convenio sobre Diversidad Biológica (CDB).* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México D.F.

CONAGUA. 2011. *Estadísticas del agua en México, edición 2011*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

CONAFOR. 2001. *Programa estratégico forestal para México 2025.* Comisión Nacional Forestal, México.

Cotler H., Priego A. 2004. Análisis del paisaje como base para el manejo integrado de cuencas: el caso de la cuenca Lerma-Chapala. En: Cotler, H. *Manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental.* México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales; Instituto Nacional de Ecología. México, D. F.

Cuevas G. and Mas J.-F. 2008. Land use scenarios: a communication tool with local communities. En: Paegelow M y Camacho M.T. 2008. *Modelling Environmental Dynamics. Advances in Geomatic Solutions.* Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg.

Dale V., Archer S., Chang M. and Ojima D. 2005. Ecological Impacts and Mitigation Strategies for Rural Land Management. *Ecological Applications* 15(6): 1879-1892.

Dirzo R. and García M.C. 1992. Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in southeast Mexico. *Conservation Biology* 6:84-90.

Downs P.W., Gregory K.J. and Brookes A. 1991. How integrated is river basin management? *Environmental management* 15(3): 299-309.

Durán Medina E., Mas J.F. y Velázquez, A. 2007. Cambios en las coberturas de vegetación y usos del suelo en regiones con manejo forestal comunitario y áreas naturales protegidas de México. En: Bray D.B., Merino L. y Barry D. (eds.) 2007. *Bosques Comunitarios de México: Manejando para Paisajes Sustentables*. Instituto Nacional de Ecología, México, D.F.

Enríquez-Andrade R., Anaya-Reyna G., Barrera-Guevara J. C., Carvajal-Moreno M. d. l. Á., Martínez-Delgado M. E., Vaca-Rodríguez J. and Valdés-Casillas C. 2005. An analysis of critical areas for biodiversity conservation in the Gulf of California Region. *Ocean & Coastal Management* 48: 31-50.

European Communities. 2008. *The economics of ecosystems and biodiversity.* An interim report. Cambridge, UK.

Ewers R., Kliskey A, Walker S., Rutledge D., Harding J. and Didham, R. 2006. Past and future trajectories of forest loss in New Zealand. *Biological Conservation 133*(3): 312-325.

FAO. 2005. *Global Forest Resources Assessment.* Food and Agricultural Organisation. http://edcsns17.cr.usgs.gov/glcc/fao/overview.html (consultado el 15.02.2008).

FAO. 2007. *Situación de los Bosques del Mundo 2007*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma.

Flamenco-Sandoval A., Martínez Ramos M. and Masera O. R. 2007. Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. *Biological Conservation 138*(1-2): 131-145.

Flather C.H., Knowles M.S., Kendall I.A. 1998. Threatened and endangered species geography. *BioScience* 48: 365–376.

Fuller T., Sanchez-Cordero V., Illoldi-Rangel P., Linaje M. and Sarkar S. 2007. The cost of postponing biodiversity conservation in Mexico. *Biological Conservation* 134: 593 -600.

García E. 1987. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana.* 4ta. ed. México.

Geist H.J. and Lambin F. 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience* 52(2): 143-150.

Gómez-Mendoza L. and Arriaga L. 2007. Modeling the Effect of Climate Change on the Distribution of Oak and Pine Species of Mexico. *Conservation Biology* 21(6): 1545-1555.

Gómez-Mendoza L., Galicia L. and Aguilar-Santelises, R. 2008. Sensibilidad de grupos funcionales al cambio climático en la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Investigaciones Geográficas* 67: 76-100.

González-Espinosa M., Ramírez Marcial N. y Ruiz Montoya L. (eds.) 2005. *Diversidad biológica en Chiapas.* El Colegio de la Frontera Sur, México.

Grace J., Lloyd J., McIntyre J., Miranda A.C., Meir P., Miranda H.S., Nobere C., Moncrieff J., Masshede J., Malhi Y., Wright I. y Gash J. 1995. Carbon dioxide uptake by an undisturbed tropical rain forest in Southwest Amazonia 1992 to 1993. *Science* 270: 778-780.

Grove C.R., Jensen D.B., Valutis L.L., Redfort K.H., Shafer M.L., Scott J.M., Baumgartner J.V., Hiffings J.V., Beck M.W. and Anderson M.G. 2002. Planning for Biodiversity Conservation: Putting Conservation Science into Practice. *Bioscience* 52(6): 499-512.

Gude P., Hansen A. and Jones D. 2007. Biodiversity consequences of alternative future land use scenarios in Greater Yellowstone. *Ecological applications 17*(4): 1004-18.

Halffter G., Llorente-Bousquets J. y Morrone J.J. 2008. La perspectiva biogeográfica histórica. En CONABIO. 2008. *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 67-86.

Hansen A.J., DeFries R., Turner W. 2004. Land Use Change and Biodiversity: A Synthesis of Rates and Consequences during the Period of Satellite Imagery. In: Gutman G. and Justice C. (eds.) 2004. *Land Change Science: Observing, Monitoring, and Understanding Trajectories of Change on the Earth's Surface.* Springer Verlag, New York, NY, pp. 277-299.

Hernández Santana J.R. y Bollo Manent M. (coords.) 2009. *Caracterización y diagnóstico para el ordenamiento ecológico general del territorio.* Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Instituto de Geografía, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental y Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, UNAM, Universidad Autónoma de Querétaro, México.

Houet T., Verburg P.H., Loveland T.R. 2010. Monitoring and modelling landscape dynamics. *Landscape Ecology* 25(2): 163-167.

Huston M. A. 2005. The three phases of land-use change: implications for biodiversity. *Ecological Applications* 15: 1864-1878.

INE, INEGI, CONAGUA. 2007. *Cuencas Hidrográficas de México. Escala 1:250 000.* Instituto Nacional de Ecología, Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Comisión Nacional de Agua, México, D.F.

INEGI, CONABIO, INE. 2007. *Ecorregiones Terrestres de México, escala 1:1 000 000.* Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad e Instituto Nacional de Ecología. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D. F.

INIREB. 1988. *Memorias sobre ecología y conservación del delta de los ríos Usumacinta y Grijalva.* Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos, División Regional Tabasco, Gobierno del Estado de Tabasco. Villahermosa, Tabasco.

IPCC. 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report.* United Nations Intergovernmental Panel on Climate Change.

Kolb M. 2009 *Reporte técnico del modelo prototipo de impactos a la biodiversidad mexicana, MEXBIO*. Reporte interno, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F.

Lagabrielle E., Rouget M., Payet K., Wistebaar N., Durieux L., Baret S., Lombard A. and Strasberg D. 2009. Identifying and mapping biodiversity processes for conservation planning in islands: A case study in Reúnion Island (Western Indian Ocean). *Biological Conservation* 142: 1523-1535.

Lambin E. F., Turner B. L., Geist H. J., Agbola S., Angelsen A. and Bruce J.W. 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11 (4): 261–269.

Lambin E.F., Geist H.J. and Lepers E. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28: 205-241.

Laurance W.F., Lovejoy T.E. *et al.* 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology* 16(3): 605-618.

Loarie S. R., Duffy P. B., Hamilton H., Asner G. P., Field C. B. and Ackerly D. D. 2009. The velocity of climate change. *Nature 462*(7276): 1052-5.

MA. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis.* Millennium Ecosystem Assessment, World Resources Institute, Washington DC.

March I.J., Carvajal M.A., Vidal R.M., San Román J.E., Ruiz G. *et al.* 2009. Planificación y desarrollo de estrategias para la conservación de la biodiversidad. En CONABIO. 2008. *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 545-573.

Margules C.R. and Pressey R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.

Mas J.F., Velázquez A., Reyes Díaz-Gallegos J., Mayorga-Saucedo R. Alcántara C., Bocco G., Castro R., Fernández T. and Pérez-Vega, A. 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multidate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5: 249-261.

Mas J.F., Kolb M. Houet T., Paegelow M. Camacho Olmedo M.T. 2011. Éclairer le choix des outlis de simulation des changements des modes d'occupation et d'usages des sols. Une approche comparative. *Revue Internationale de Géomatique* 21: 405-430.

McRae B., Schumaker N., Mckane R., Busing R., Solomon A. and Burdick C. 2008. A multi-model framework for simulating wildlife population response to land-use and climate change. *Ecological Modelling 219*(1-2): 77-91.

Miranda F. 1998. *La vegetación de Chiapas*. Consejo Estatal para la Cultura y las Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Mittermeier R.A., Robles Gil P., Hoffman M., Pilgrim J., Brooks T., Mittermier C.G., Lamoreux J. and Fonseca G.A.B. 2004. *Hotspots Revisited.* Cemex, México.

Morgan L., Maxwell S., Tsao F., Wilkinson T.A.C. and Etnoyer P. 2005. *Marine priority conservation areas: Baja California to the Bering Sea.* Commission for Environmental Cooperation of North America and the Marine Conservation Biology Institute, Montreal, Quebec, Canada, p 135.

Mueller R. C., Scudder C. M., Porter M. E., Trotter R. T., Gehring C. A. and Whitham T. G. 2005. Differential tree mortality in response to severe drought: evidence for long-term vegetation shifts. *Journal of Ecology* 93: 1085–1093.

Nepstad D. C., Stickler C. M., Soares-Filho B. S. and Merry F. 2008. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 363(1498): 1737–46.

Noss R.F. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* 4(4): 355-364.

OECD. 2008. *OECD Environmental Outlook to 2030*. Organisation for Economic Co-operation and Development.

Paegelow M. and Camacho-Olmedo M.T. 2008. Advances in geomatic simulations for environmental dynamics. In: Paegelow M. and Camacho-Olmedo M.T. 2008. *Modelling Environmental Dynamics. Advances in Geomatic Solutions.* Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg.

Palacio J. L., Bocco G., Velázquez A., Mas J. F., Takaki J., Victoria A., Luna L., Gómez G., López J., Palma, Trejo I., Peralta A., Prado J., Rodríguez A., Mayorga R. y González F. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del inventario forestal nacional 2000. *Investigaciones Geográficas* (43): 183-203.

Parmesan C. and Yohe G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421: 37–42.

Parra M. y Díaz B (eds.) 1997. *Los Altos de Chiapas: Agricultura y Crisis Rural.* El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, p. 192.

Peterson A. T., Sánchez-Cordero V., Soberón J., Bartley J., Buddemeier R. and Sánchez-Navarro A. 2001. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecological Modeling* 144: 21–30.

PNUMA. 2010. *Latin America dn the Caribbean: Environmental Outlook (GEO LAC 3).* Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

PNUMA. 2012. *Global Environmental Outlook 5 (GEO 5). Environment for the future we want.* Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, London, UK.

Possingham H., Ball I. and Andelman S. 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks. In: Ferson S. and Burgman M. (eds). 2000. *Quantitative methods for conservation biology.* Springer-Verlag, New York.

Pressey R.L., Johnson I.R. and Wilson P.D. 1994. Shades of irreplaceability: toward a measure of the contribution of sites to a reservation goal. *Biodiversity and Conservation* 3: 242-262.

Pressey R.L., Cabeza M., Watts M.E., Cowling R.M. and Wilson K.A. 2007. Conservation planning in a changing world. *Trends in ecology & evolution 22*(11): 583-92.

Primack B., Bray D., Galletti H.A. y Ponciano I. (eds.) 1999. *La Selva Maya. Conservación y desarrollo.* Siglo XXI editores, México.

Rashid H., Scholes R. and Ash N. (eds.) 2005. *Ecosystems and human well-being: current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group.* The Millennium Ecosystem Assessment series; volume 1. Island Press, Washington, D.C.

Rebetez M. and Dobbertin M. 2004. Climate change may already threaten Scots pine stands in the Swiss Alps. *Theoretical and Applied Climatology* 79: 1–9.

Richter M. 2000. The ecological crisis in Chiapas: A case study from Central America. *Mountain Research and Development* 20(4): 332-339.

Rodrigues A., Orestes J. and Gaston K. 2000. Flexibility, efficiency, accountability: adapting reserve selection algorithms to more complex conservation problems. *Ecography* 23: 565-574.

Rouget M., Richardson D., Cowling R., Lloyd W. and Lombard A. 2003. Current patterns of habitat transformation and future threats to biodiversity in terrestrial ecosystems of the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation 112*(1-2): 63-85.

Rustigian H.L., Santelmann M. V. and Schumaker N H. 2003. Assessing the potential impacts of alternative landscape designs on. *Landscape Ecology* 18: 65-81.

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 bio-diversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770–1774.

Sala E., Aburto-Oropeza O., Paredes G., Parra I., Barrera J. C. and Dayton P. K. 2002. A general model for designing networks of marine reserves. *Science* 298: 1991-1993.

Sánchez-Cordero V., Cirelli V., Munguía M. and Sarkar S. 2005. Place prioritization for biodiversity representation using species ecological niche modelling. *Biodiversity Informatics* 2: 11-23.

Sánchez A.J. y Barba E. 2005. Biodiversidad de Tabasco. En: Bueno J., Álvarez F. y Santiago S. (eds.) *Biodiversidad del estado de Tabasco.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Biología, UNAM, México.

Sarkar S. 2004. *Conservation Biology.* Standford Encyclopedia of Philosophy. (http://plato.stanford.edu/entries/conservation-biology, consultado el 27.02.2009)

Sarukhán J. *et al.* 2009. *Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F.

Schröter D., Cramer W., Leemans R., Prentice I. C., Araújo M. B., Arnell N. W., Bondeau A. *et al.* 2005. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310 (25): 1333–7.

SEMARNAT. 2011. *Programa de ordenamiento ecológico marino y regional del Golfo de Méxic y Mar Caribe.* Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México D.F.

Sisk T.D., Launer A.E., Switky K.R. and Ehrlich P.R. 1994. Identifying Extinction Threats. Global analysis of the distribution of biodiversity and the expansion of the human enterprise. *Bioscience* 44 (9): 592-604.

Soares-Filho B. Nepstad D., Curran L., Cerqueira G., Garcia R., Azevedo Ramos C., Voll E., McDonald A., Lefebre P. and Schlesinger P. 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440*:* 520-523.

Sohl T.L., Loveland T.R., Sleeter B.M., Sayler K L. and Barnes C.A. 2010. Addressing foundational elements of regional land-use change forecasting. *Landscape Ecology* 25(2): 233-247.

Suter G.W. and Barnthouse L.W. 2006. *Ecological Risk Assessment*. CRC Press.

Thomas C.D., Cameron A., Green R.E., Bakkenes M., Beaumont L.J., Collingham Y.C., Erasmus B.F.N., Ferreira de Siqueira M., Grainger A., Hannah L., Hughes L., Huntley B., van Jaarsveld A.S., Midgley G.F., Miles L., Ortega-Huerta M.A., Peterson A.T., Phillips O.L. and Williams S.E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427 (8): 145-148.

Thuiller W., Araújo M.B., Pearson R.G., Whittaker R.J., Brotons L. and Lavorel S. 2004. Uncertainty in predictions of extinction risk. *Nature* 427: 145-148.

Thuiller W., Lavorel S., Araújo M.B., Sykes M.T. and Prentice C. 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *PNAS* 102 (23): 8245–8250.

TNC. 2006. P*lan Ecorregional de las Selvas Maya, Zoque y Olmeca. The Nature Conservancy*. The Nature Conservancy, San José, Costa Rica.

Toledo V.M. 1994. La diversidad biológica de México. Nuevos retos para la investigación en los noventas. *Ciencias* 34: 43-59.

Toledo V.M. 2005. Repensar la conservación: ¿áreas naturales protegidas o estrategia bioregional? *Gaceta Ecológica* 77: 67-83.

Turner B.L. 2010. Sustainability and forest transitions in the southern Yucatán: The land achitecture approach. *Land Use Policy* 27: 170-179.

UACh. 1978. *Fisiografía, geología*. Centro Regional Tropical Puyacatengo, Teapa, Tabasco, p. 29.

UICN. 2008. *State of the world's species*. Unión Internacional para la Conservación. (http://cmsdata.iucn.org/downloads/state_of_the_world_s_species_factsheet_en.pdf, consultado el 16.01.2009).

Ulloa R., Torre J., Bourillón L., Gondor A. and Alcántar N. 2006. *Planeación ecorregional para la conservación marina: Golfo de California y costa occidental de Baja California Sur.*

Informe final a The Nature Conservancy y Comunidad y Biodiversidad, A.C., Guaymas, México.

Van Vuuren D. P. and Bouwman L. F. 2005. Exploring past and future changes in the ecological footprint for world regions. *Ecological Economics* 52: 43 – 62.

Velázquez A., Mas J.F., Díaz-Gallegos J.R., Mayorga-Saucedo R., Alcántara P.C., Castro R., Fernández T., Bocco G., Ezcurra E. y Palacio J.L. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta* 62: 21-37.

Verburg P., Soepboer W., Veldkamp A., Limpiada R., Espaldon V. and Mastura S.S.A. 2002. Modeling the Spatial Dynamics of Regional Land Use: The CLUE-S Model. *Environmental Management* 30 (3): 391-405.

Verburg P., Rounsevell M.D.A., Veldkamp A., 2006. Scenario-based studies of future land use in Europe. *Agriculture, Ecosystems, and Environment* 114: 1–6.

Verburg P., Overmars K., Huigen M., de Groot W. and Veldkamp A. 2006b. Analysis of the effects of land use change on protected areas in the Philippines. *Applied Geography 26*(2): 153-173.

Villers L. y Trejo I. 1998. El impacto del cambio climático en los bosques y áreas naturales protegidas de México. *Interciencia* 23: 10–19.

Vitousek P. M., Mooney H. A.; Lubchenco J. and Melillo J. M. 1997. Human domination of Earth´s ecosystems. *Science* 277: 494-499.

Wiens J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.

Wilson E.O. 1988. The current state of biological diversity. In: Willer B. 1988. *Learning to listen to the land.* National Academy Press, Washington D.C.

3.1 CAPÍTULO I

Regional patterns and processes of deforestation and regeneration in the Neo-tropic: Recent tendencies in Southern Mexico

Publicado en:

Kolb, M. y Galicia, L. 2011. Regional patterns and processes of deforestation and regeneration in the Neo-tropic: Recent tendencies in Southern Mexico. *The Geographical Journal* 178(2): 147-161.

Abstract

In the Neotropics increased rates of land use and land cover change (LULCC) and a strong deforestation trend in the second half of the 20th century have caused environmental degradation and biodiversity loss. This study analyzed patterns and processes of LULCC and deforestation for the Grijalva-Usumacinta watershed, one of the hydrologically and biologically most important watersheds in southern Mexico in face of the discussion about beginning forest transitions in the Neotropics. Maps of land use/cover for 1992, 2002 and 2007 derived from satellite and aerial imagery were analyzed in order to test the hypothesis of changing trends on a regional scale. Change rates and probabilities were calculated for two time periods and dominant LULCC processes were identified. LULCC is complex and cannot be explained by the predominant linear deforestation narrative alone. A crucial finding was an unusually high rate of forest degradation for all primary forest types, being 1.7 times the area of forest deforestation; and that deforestation processes occurs mainly in secondary forests. Agricultural activities fostered by public policies are the principal drivers for LULCC, among which pastures have the highest impact on deforestation. Deforestation and LULCC rates and probabilities have stagnated, and natural reforestation has increased. Although these trends are essential for the onset of forest transition, deforestation and degradation outweigh by far vegetation regrowth.

Keywords*: Mexico, land use and land cover change, change patterns and processes, regional scale, governmental policies*

3.1.1 Introduction

Land use and land cover change (LULCC) in the Neotropics is one of the most important expressions of environmental degradation and biodiversity loss, caused by the deterioration of ecosystems through habitat destruction and depletion of natural resources (CBD 2006). In the Neotropics, LULCC, deforestation and environmental degradation were high throughout the second half of the 20th century (Lambin *et al.* 2003). However, some recent neo-tropical case studies have identified an incipient net reforestation (Rudel *et al.* 2005; García-Barrios *et al.* 2009).

The forest transition model (FTM) describes general and recurring patterns of forest cover change in the era of urbanization and industrialization in the last two centuries; first a prolonged decline and then a partial recovery of forest extent due to changes in physical, economic, cultural and political factors, as well as changes in the energy supply regime and labor and food demand (Rudel *et al.* 2005, Rudel *et al.* 2010). Following the FTM, in Latin America abandonment of marginal agricultural lands by small farmers because of global and regional economies and migration are thought to be responsible (Grau and Aide 2008; Schmook and Radel 2008). This new regeneration pattern is said to be comparable to the observed forest transitions in the 19th and 20th century in Europe and North America (García-Barrios *et al.* 2009). However, the theoretical framework of the FTM is still incomplete, for example it is unclear how the factors relate to LU transitions and there is no certainty about magnitude and duration of forest recovery. Another major shortfall is the fact that land use allocations are not optimal and may be distorted by market, policy and institutional failures leading to unnecessary delay of forest transition and to wasted opportunities for economical development (Barbier *et al.* 2010); this is especially true for the complex situations in developing countries (Turner 2010).

LULCC has been analyzed usually on the local or global scale and little attention has been directed to regional assessments (Lambin *et al.* 2003), despite the importance of the regional scale, both for the analysis and for the establishment of policies (Houet *et al.* 2010). A regional approach can pin-point changes resulting from specific geographic and

political settings, yet can also maintain a general picture. It could be said that deforestation, environmental degradation, species extinctions and conservation take place at this scale, with important implications such as decreasing ecosystem services and biodiversity loss. Since the regional approach reflects socio-economic development and ecological trends (Lambin *et al.* 2003), regional environmental assessments have been regarded as a critical component of sustainable land-use and conservation policymaking.

Deforestation in Mexico is ranked ninth in the world (Bradshaw *et al.* 2010), and in Latin America is exceeded only by Brazil; the highest rate between 1993 and 2000 was in southern Mexico (Mas *et al.* 2004; Velázquez *et al.* 2002). More than 258,000 km^2 of Mexican forests were degraded or cleared between 1970 and 2000 (García-Barrios *et al.* 2009). Deforestation averaged 175,000 ha/yr for 1976-1993 and rose up to 319,000 ha/yr between 1993 and 2000 (Velázquez *et al.* 2002). For 2000-2005, in one estimate the deforestation rate fell compared with the 1990s (314,000 vs. 401,000 ha/yr, FAO 2005), which could indicate the beginning of a forest transition. However, it has also been argued that deforestation has continued to escalate in recent years (Bezauri and Iglesias 2007), but uncertainties regarding the estimations are considerable and there is no consensus over recent trends, casting doubts on the interpretations. In Mexico, few LULCC studies are available on a national scale with most having been developed on a local level (Porter-Bolland *et al.* 2007; Díaz-Gallegos *et al.* 2008) or in small watersheds (Castelán-Vega *et al.* 2007). However, regional assessments of LULCC are especially important for countries with strong regional disparities like Mexico (Rodríguez-Oreggia 2005), where a high diversity in ecosystems, cultures and socio-economic situations lead to very complex LULCC dynamics (García-Barrios *et al.* 2009).

Southern Mexico is considered a hotspot of biodiversity and of threats to biodiversity, yet no detailed study has focused on trends of LULCC based on a direct comparison of data for recent dates. The paucity of LULCC studies on a regional scale together with the uncertainties of the national assessments make it difficult to assess the magnitude, location and processes of deforestation and forest regeneration in Mexico. Nevertheless,

a few authors have addressed these issues in the context of the FTM, also considering the drivers and their underlying political and socio-economic context on a national scale (García-Barrios *et al.* 2009) and on small regional scales (Turner 2010; Schmook and Vance 2009; Schmook and Radel 2008; Bray and Klepeis 2005). Therefore, the aim of this study was to analyze changing trends of LULCC in Mexico on a regional scale by means of a detailed analysis of LULCC and dominant change processes concerning deforestation, forest degradation and transitions between land-use classes and natural regeneration. LULCC was analyzed for two recent change periods, taking advantage of a newly available land use and cover map for 2007, in the highly dynamic and complex setting of one of the major watersheds in tropical Mexico. Detailed and comprehensive consideration of LULCC may yield information with which particular trends of environmental degradation might be better understood.

3.1.2 Methods

3.1.2.1 Study area

The Grijalva-Usumacinta watershed in southeast Mexico, 18.71° -15.22° N and -94.25° -90.38° W, served as a natural boundary for the study area. The rivers Grijalva and Usumacinta, draining towards the Gulf of Mexico, through a rectangular fluvial system, serve one of the most important watersheds in Mexico and North America. It covers 87,686 km^2, and by volume the Usumacinta is the most important stream flow in the Gulf of Mexico after the Mississippi and the 7th worldwide. It is one of the major rain-laden regions in Mexico, especially in the transition between the coastal plain and the central mountain ranges where the average annual precipitation can reach more than 4500 mm (Garcia 1987).

Tropical rainforests can be found in the humid coastal plain and the eastern lowland areas, whereas the Central Depression, owing to a double rain shadow, is dominated by tropical dry forests. On the mountain ranges, like the Northern Mountains of Chiapas (1400-1800 m), the central plateau or Altos de Chiapas (1200-2800 m) and the Mountains of Chiapas (1500-3050) different types of temperate and cloud forests can be found. The

huge amounts of surface water feed a high number of inland and coastal water bodies, flood plains and wetlands in the coastal plain covering an area of more than 400,000 ha (Sánchez and Barba 2005).

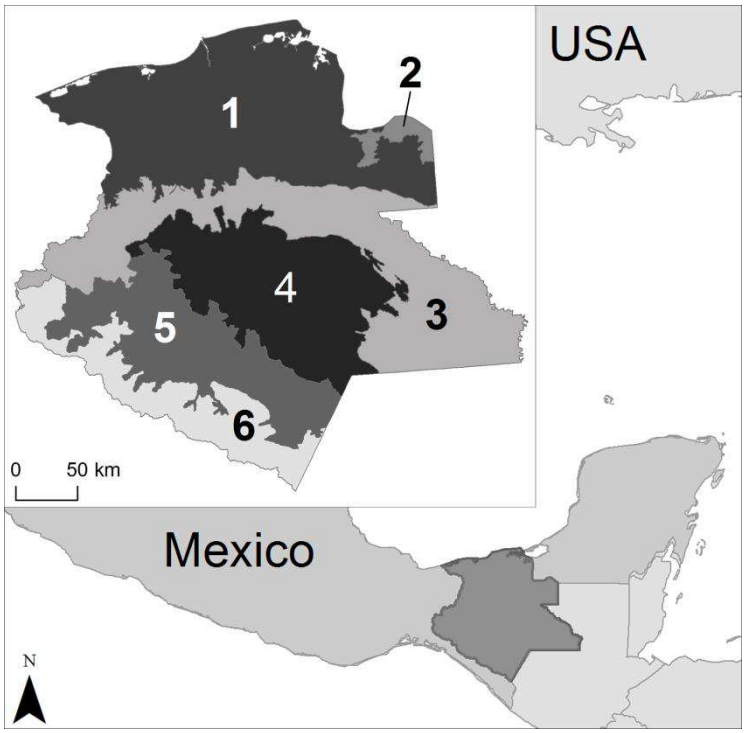


Figure 1. Aggregated ecoregions the Grijalva-Usumacinta watershed and it is main vegetation types. 1) Gulf of Mexico Coastal Plain with Wetlands and High Tropical Rain Forest, 2) Hills with High and Medium Semi-Evergreen Tropical Forest, 3) Hills with Medium and High Evergreen Tropical Forest, 4) Chiapas Highlands with Conifer, Oak, and Mixed Forest, 5) Chiapas Depression with Low Deciduous and Medium Semi-Deciduous Tropical Forest, 6) Central American Sierra Madre with Conifer, Oak, and Mixed Forests.

The diversity of biotic and abiotic factors gives rise to a very rich biodiversity. Chiapas alone is home of 10.000 species of vascular plants, almost 10% of global plant diversity. This immense diversity forms the habitat for a great number of fauna, like the 659 bird and 205 mammal species registered, corresponding to 50% of all Mexican species described for these groups. (González-Espinosa *et al.* 2005); these numbers may indicate that the Grijalva-Usumacinta watershed is part of the Mesoamerican hot spot of biodiversity. The varied and contrasting ecoregions that characterize the Grijalva-

Usumacinta basin are determined by an extremely irregular relief (0-3050 masl), different climates and resulting vegetation types (INEGI *et al.* 2007); they differ significantly in their conservation status, ranging from the profoundly transformed coastal plains, over two mountain ranges managed by indigenous people to one of the best conserved tropical forest complexes on the Guatemalan border. The anthropogenic transformations are related to agriculture where the intensity and type of use depends on the incorporation and access to local, regional and international markets.

3.1.2.2 Data

Three spatial data sets of land use and land cover (LULCC) from the National Institute of Statistics and Geography (INEGI) 1:250 000 series were used to analyze the change period 1993-2002 and 2002-2007. These are based on visual interpretations of Landsat images (series 2, data from 1993, INEGI 2001; series 3, data from 2002 and orthophotos from 2000, INEGI 2005) and on SPOT images from 2007 (INEGI in prep.). Also ground truthing through the revision of several thousand points in the field was carried out (5875 for series 3, INEGI 2005). These maps share the same methods of image interpretation and classification. Their accuracy has not been formally assessed but they have been widely used in LULCC studies (Mas *et al.* 2004; Velázquez *et al.* 2002; Bocco *et al.* 2001).

For analyzing LULCC changes, the 55 original LUC classes were grouped into 18 categories (table 1, annex 5) following a hierarchical classification scheme developed for the INEGI maps; this takes into account the vegetation dynamic and gives consistent results in time series analysis (Velázquez *et al.* 2002). The distinction between primary and secondary vegetation was made so as to distinguish between deforestation and forest degradation from its primary state into a secondary one, and thus to maintain the ecological meaning of these classes. In the same sense, the classification takes into account different temperate and tropical forest types. Pastures for extensive cattle ranching and several agricultural classes were considered, as they are responsible for deforestation processes. By establishing possible and impossible transitions, thematic errors of the maps were detected and corrected with a revision of additional maps.

Formation	Vegetation and land use types	Categories of analysis	Original land use and cover classes
Temperate forests	Coniferous and broad leaved	Coniferous forests (1)	Primary *Juniperus* forests, primary fir forests, primary pine forests, primary pine-oak forests
		Broad-leaved forests (2)	Primary oak forests, primary oak-pine forests
		Montane cloud forests (3)	Primary montane cloud forests
Tropical forests	Rain	Rain forests (4)	Primary evergreen forests (tall, medium and low), primary semi evergreen forests (medium), primary semi evergreen forest of thorns (low)
	Dry	Dry forests (5)	Primary deciduous forests (low), primary semi deciduous forests (medium)
Hydrophilic vegetation	Mangrove forests, reed, halophilic vegetation	Mangrove forests, reed (6)	Primary and secondary mangrove forests, reed, primary and secondary halophilic vegetation, primary halophilic grasslands
Secondary vegetation	Temperate forests	Secondary coniferous forests (7)	Secondary *Juniperus* forests, secondary fir forests, secondary pine forests, secondary pine-oak forests
		Secondary broad-leaved forests (8)	Secondary oak forests, secondary oak-pine forests
		Secondary montane cloud forest (9)s	Secondary montane cloud forests
	Tropical forests	Secondary rain forests (10)	Secondary evergreen forests (tall, medium and low), secondary semi evergreen forests (medium), secondary semi evergreen forest of thorns (low)
		Secondary dry forests (11)	Secondary deciduous forests (low), secondary semi deciduous forests (medium)
Pastures	Pastures	Pastures (12)	Cultivated and induced grasslands, savanna
Cultivated areas	Agriculture	Irrigated agricultura (13)	Irrigated, eventually irrigated, suspended irrigation
		Permanent crops (14)	Permanent and semi-permanent
		Rain fed agricultura (15)	Annual crops
	Plantations	Forest plantations (16)	Forest plantations
Others	Urban areas	Urban areas (17)	Urban areas
	Other vegetation types	Othervegetation types (18)	Primary palm forests, induced palm forests, bare, primary and secondary riparian vegetation and forests

Table 1. Classificiation scheme of land use and cover categories of analysis and original land use and cover classes in the Grijalva-Usumacinta watershed in southeast Mexico.

3.1.2.3 Deforestation and land use cover change detection

Deforestation is one of the most used change measures because it quantifies net forest change. Change was mapped to calculate the area statistics and to capture the patterns of change and permanence. Once the areas for the different categories in the time series had been calculated, LULCC rates were calculated with the following formula which expresses the proportion of change with respect to the initial area for each year (FAO 1996):

$$R = [(1-(A_1-A_2)/A_1)^{1/t})-1]*100 \qquad \text{Equation (1)}$$

where R is the annual change rate in percentage, A_1 is the area at t_1, A_2 the area at t_2 and t the number of years in the period. For deforestation rates, primary and secondary forest classes were aggregated and results were multiplied by -1 to obtain positive numbers for negative change rates.*Analysis of the land use change processes*

One way to determine LULCC dynamics is to establish the principal change processes resulting from observed changes, which were defined as: (1) deforestation, the conversion of forest into land use classes; (2) forest degradation, a process leading to a temporary or permanent deterioration in the density or structure of vegetation cover; (3) transitions, change between different land use classes; and (4) regeneration, the transitions of any land use into secondary vegetation. The regeneration of primary vegetation was not considered because the time frame of the analysis was too short to permit a complete succession cycle. The land use changes processes were identified based on annualized change probabilities calculated with Markov chain properties based on area change matrices with the software package DINAMICA-EGO (Soares-Filho *et al.* 2009). Here, the proportion of a given cover that has been converted into another is interpreted as the probability of future change if trends of change remain (Mas *et al.* 2004). Afterwards, the transitions with a probability >0.00 were used for an analysis of the principal change processes and the related dynamics by subsuming them into principal change processes.

$$P^t = M * V^{1/t} * M^{-1} \qquad \text{Equation (2)}$$

where P is the annualized probability of change, M the Eigenvalues of the matrix, V the associated Eigenvectors and t the number of time steps within a time-period.

In order to enhance the interpretation of the annualized probability matrixes, the areas of t_2 were projected into t_3 with the probabilities of the first change period and the resulting values were compared with the actual map in t_3. This matrix projection analysis was based on a multiplication of the probability matrix of t_1-t_2 with the area of each LUC class at t_2 and for every consequent projected year.

$$M_{t+1} = [m_{prob}]*[m_{area}]_t \quad (3)$$

where M_{t+1} is the projected area for every consequently projected year, m_{prob} the probability matrix of t_1-t_2, m_{area} the original area of each LUC class and t the projected years.

3.1.3 Results

3.1.3.1 Land use and cover change in the Grijalva-Usumacinta watershed

In 1993, 36% of the surface of the Grijalva-Usumacinta watershed was covered with primary vegetation, 24% by secondary vegetation, 14 % by agriculture and 26% by pastures. By 2002, the cover of primary vegetation in the watershed had decreased to 28%, and secondary vegetation, agriculture and pastures increased considerably to 28%, 16% and 29%, respectively. For 2007, a similar dynamic in the LUC classes was observed. In total over 9% of primary vegetation was lost and instead pastures were the most widespread land use (30%).

In both periods all forest classes were affected by a net cover loss, but strong differences between the various forest types were found. Deforestation rates were highest in tropical dry forests and temperate broad-leaved forests, and lowest in montane cloud forests (table 2). From 1993 to 2007 the overall deforestation rate was 0.90%. Almost 74% of the deforested area (370,393 ha) corresponded to the period 1993-2002 with a deforestation rate of 1.02% per year, which decreased to 0.70% per year in 2002-2007 (133,011 ha),

with the strongest effect for the tropical dry forests and the least for temperate broad-leaved forests (table 2, annex 4).

Forest type	1993-2007		1993-2002		2002-2007	
	Δ Area (ha)	Deforestat-ion rate (%)	Δ Area (%)	Deforestat-ion rate (%)	Δ Area (%)	Deforestat-ion rate (%)
Coniferous forests	-89,234	0.69	73	0.77	27	0.55
Broad-leaved forests	-45,545	1.33	67	1.33	33	1.31
Montane cloud forests	-24,996	0.31	80	0.38	20	0.18
Tropical rain forests	-211,844	0.83	72	0.91	28	0.68
Tropical dry forests	-131,782	2.24	78	2.62	22	1.55
Total	-503,404	0.90	74	1.02	26	0.70

Table 2. Deforestation rates and deforested areas for different forest types. Δ Area is the difference in area for the different forest classes for 1993-2007. Δ Area in percentage for 1993-2002 and 2002-2007 is relative to the total change area from 1993-2007.

The detailed LULCC data revealed that from 1993 to 2007 the classes with the most land cover loss were tropical rain forests, temperate coniferous forests (both >300,000 ha) and secondary tropical dry forest (128,000 ha). For the other land cover categories, the loss was smaller and mainly between 1993 and 2002 (table 3). The primary tropical dry forests had the lowest cover loss (4,000 ha). Secondary vegetation for almost all forest types increased, though most gain belonged to secondary coniferous forests (227,000 ha). Regarding the land use classes, pasture increased the most (392,000 ha) followed by rain-fed agriculture (264,000). The other land use classes showed little increase, and in the case of permanent agriculture even a decrease. The two change periods showed similarities of their overall tendencies with a decrease in magnitude for the second change period, but there were also some differences detected.

	1993-2007		1993-2002		2002-2007	
Land cover and land use classes	**Δ Area (ha)**	**Change rate**	**Δ Area (%)**	**Change rate**	**Δ Area (%)**	**Change rate**
Coniferous forests	-316,258	-6.08	79	-6.61	21	-5.13
Broad-leaved forests	-96,317	-6.16	85	-7.39	15	-3.91
Montane cloud forests	-118,878	-3.34	87	-4.34	13	-1.5
Tropical rain forests	-305,440	-2.41	78	-2.79	22	-1.72
Tropical dry forests	-4,263	-3.31	88	-4.36	12	-1.41
Hydrophilic vegetation	1,798	0.02	248	0.07	-148	-0.08
Secondary coniferous forests	227,023	3.09	81	4.06	19	1.37
Secondary broad-leaved forests	50,772	2.89	101	4.56	-1	-0.04
Secondary montane cloud forests	93,881	2.14	89	3.03	11	0.57
Secondary tropical rain forests	93,596	0.74	91	1.05	9	0.18
Secondary tropical dry forests	-127,520	-2.22	78	-2.59	22	-1.55
Pastures	391,513	1.12	69	1.24	31	0.91
Irrigated agriculture	18,294	1.14	99	1.76	1	0.03
Permanent agriculture	-151,041	-3.46	56	-2.69	44	-4.82
Rain-fed agriculture	263,653	2.11	60	2.08	40	2.17
Forest plantations	2,132	x	10	x	90	59.29
Other vegetation types	3,816	0.06	7	0.01	93	0.17
Urban areas	15,038	2.94	41	2.09	59	4.49

Table 3. Areas of land use and cover change and change rates for each category and period. Δ Area is the difference in area for the different LUC classes for 1993-2007. Δ Area in percentage for 1993-2002 and 2002-2007 is relative to the total change area from 1993-2007.

In 1993-2002, most land was lost in temperate coniferous forests, tropical rain forests (>26,000 ha/yr) and montane cloud forests (11,500 ha/yr). The secondary vegetation classes all extended their cover, the secondary coniferous forest by more than 20,400 ha/yr. The only exception was the secondary dry forests, which lost 11,000 ha/yr. All land use classes registered an increase with the highest gains being for rain-fed agriculture (17,500 ha /a) and pastures (30,200 ha/yr). Even though the total increase in urban area was small (680 ha/yr), it represented a growth of over 20% of the area occupied in 1993.

In the 2002-2007, most land was lost by tropical rain forests and coniferous forests (>11,200 ha/yr), followed by montane cloud forests (2,500 ha/yr). The secondary vegetation classes again gained coverage but with now two exceptions: the tropical dry forests lost 4,700 ha/yr and the temperate broad-leaved forests 50 ha/yr. The increase of land use classes ranged from 320 ha/yr for forest plantations and 1500 ha/yr for urban areas (these numbers represent an increase of 926% and25% respectively) up to 17,600 ha/yr for seasonal agriculture and 20,000 ha/yr for pastures.

These changes in land cover represent negative annual change rates for the primary vegetation classes of up to -6.18% for the whole period from 1993 to 2007 (table 3). These rates translate into accumulated area losses of over 58% for temperate coniferous and broad-leaved forests, over 37% for tropical montane cloud forests and tropical dry forests; and 29% for tropical rain forests. Accordingly, secondary vegetation classes showed overall positive change rates, with the exception of secondary tropical dry forests (table 3). This translates into extensive growth for secondary temperate forests (34-53%), less for secondary tropical rain forests (11%) and a loss of 27% for secondary tropical dry forests. The most extreme change rates occurred between 1993 and 2002 for primary vegetation types (-7.39%). But still, from 2002 to 2007, change rates for primary vegetation ranged from -1.41% (tropical dry forests) to -5.13% (temperate coniferous forests), representing substantial losses of up to 23% in the case of temperate coniferous forests. Secondary vegetation types registered a marked decrease in growth for the second period (1-7%). The land use categories showed a sustained growth throughout 1993-2007. Positive change rates ranged from 1.12% (pastures) to 2.94% (urban areas). Despite the generally lower growth rates from 2002 to 2007, agriculture and urban areas registered an increase of change rate to 2.7% and 4.5%, respectively (table 3).

3.1.3.2 Land use change processes between 1993 and 2007 in the Grijalva-Usumacinta watershed

Between 1993 and 2002 the highest probabilities and areas of change were related to forest degradation, namely for tropical dry forests and the temperate forest types.

Nevertheless, most transitions were linked to deforestation, where disturbed tropical dry forests showed the highest probability of change (fig. 2). Except for tropical rain forests and montane cloud forests, all vegetation types were deforested for both agriculture and pasture use. Deforested areas and transition probabilities were always larger for secondary forests, with the highest probability of change for secondary tropical dry forest, while secondary tropical rain forests were the class with more deforested area. Transitions between different land use classes included exclusively agriculture classes, with an expansion of rain-fed agriculture at the expense of permanent and irrigated agriculture. A small process of regeneration of secondary broad-leaved forests from irrigated agriculture was recorded (fig. 2).

Between 2002 and 2007 principal transitions included persistent changes from primary to secondary vegetation for all forest types except for tropical dry forests; while coniferous forests showed the highest probability of change. Although all forest types were affected by deforestation, fewer transitions were registered than formerly. Even though deforested areas were still larger for secondary forests, the difference between probabilities of primary and secondary forests diminished, indicating that the probabilities of deforestation for secondary forests decreased, while those for primary forests stayed the same or even increased (tropical rain forests, fig. 2). Primary temperate broad-leaved and coniferous forests were deforested for pasture use only, but secondary montane cloud and broad-leaved forests were lost also to permanent and irrigated agriculture. Secondary tropical rain forests had the highest probability of deforestation and accounted also for the most deforested area. Transitions between LU classes increased, both in probability and in magnitude, and included transitions between agriculture classes and pastures. A strong regeneration process for secondary tropical rain forests from pastures took place, leading to a dynamic situation where these secondary forests exchanged large areas with pasture lands (fig. 2, annex 6).

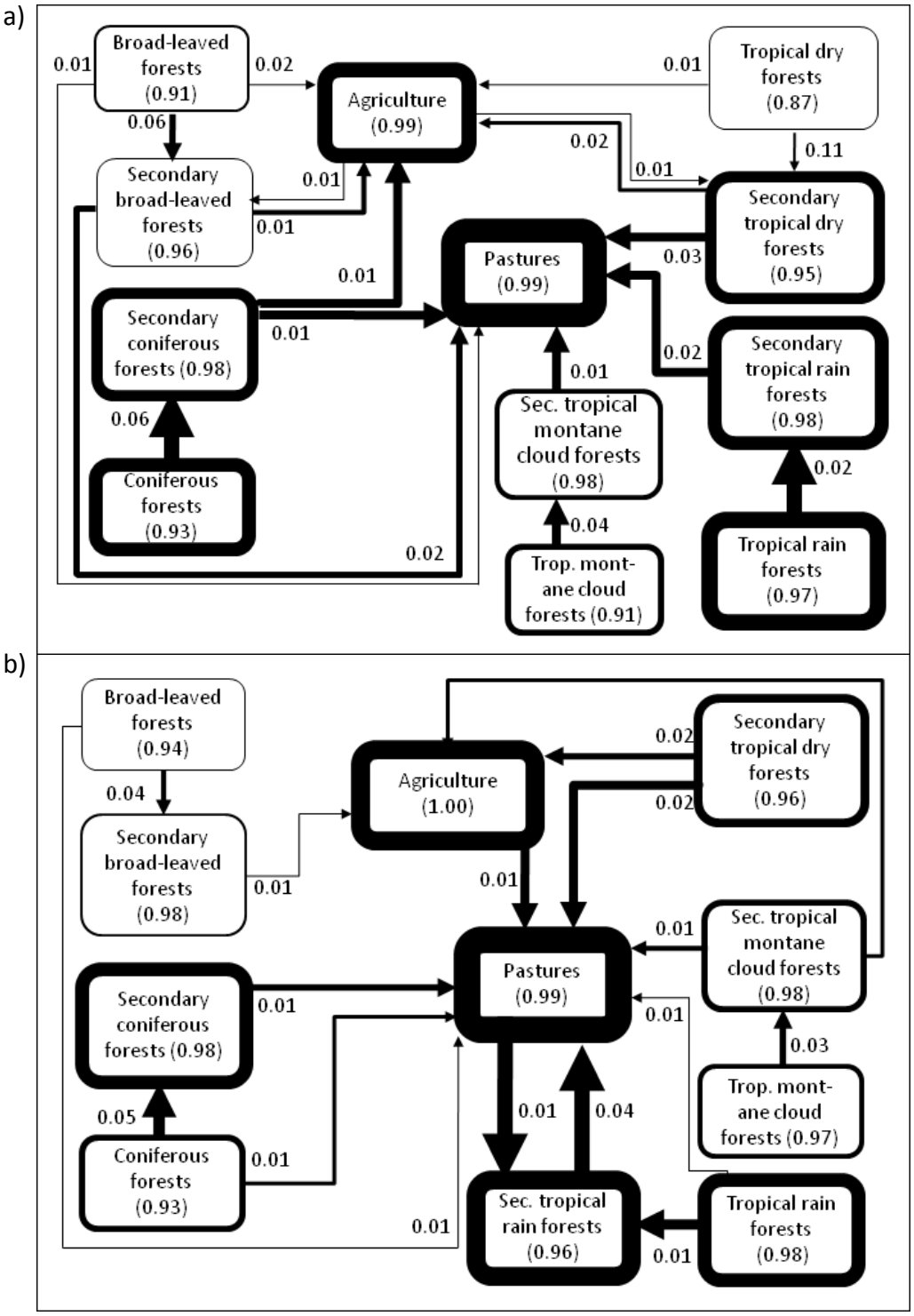


Figure 2. Outline of the land use change trajectories between vegetation types and land uses for 1993-2002 (a) and 2002-2007 (b) in Grijalva-Usumacinta watershed, Mexico. Numbers indicate change or persistence (inside the boxes) probabilities, thickness of lines and boxes indicate relative areas of LUC classes or transitions (annex 7).

Land use change trajectories or transitions for each period, including the respective annualized probabilities of change and permanence and an approximation of the area of the LUC classes and the area comprised by the different transitions are shown in a flow chart (fig. 2). LULCC for 2002-2007 consisted of fewer transitions and less area than in the first change period, revealing a simplification and a lower magnitude of LULCC (fig. 2). Over 840,000 ha of the total forest cover loss corresponded to forest degradation and 503,404 ha to deforestation.

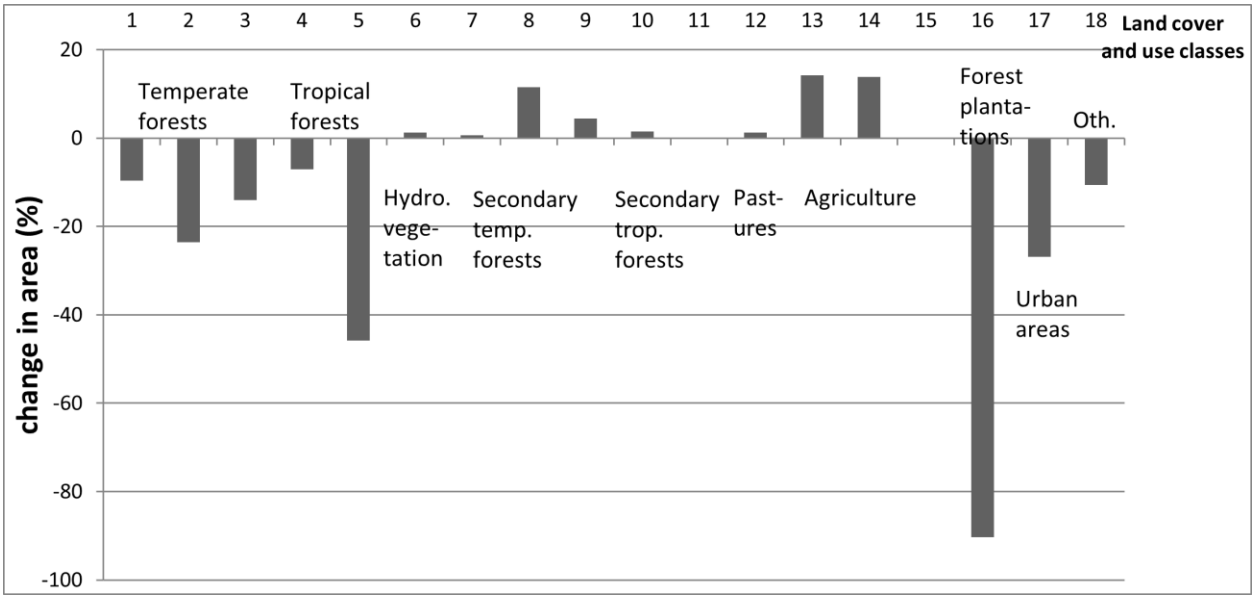


Figure 3. Relative changes of land cover as difference between projected and observed areas in 2007. Projection is based on probabilities of change from 1993 to 2002 for each land use and cover class. For detailed description of classes see table 1.

If the change probabilities of 1993-2002 had persisted, the area occupied by a primary vegetation class would have decreased by at least 7%, and by 46% in the case of tropical dry forests (fig. 3). Secondary vegetation cover would have increased slightly for most forest types, and for secondary temperate broad-leaved forests the increase would have been 11%. The two important lands use classes, rain-fed agriculture and pastures, would have occupied almost the same area. In contrast, irrigated agriculture would have increased by 14%, whereas forest plantations would have decreased by 90%, other

vegetation types (basically riparian vegetation and forests) by 27% and urban areas by 11%.

3.1.3.3 Regional distribution of LULCC in the Grijalva-Usumacinta watershed

a)

b)

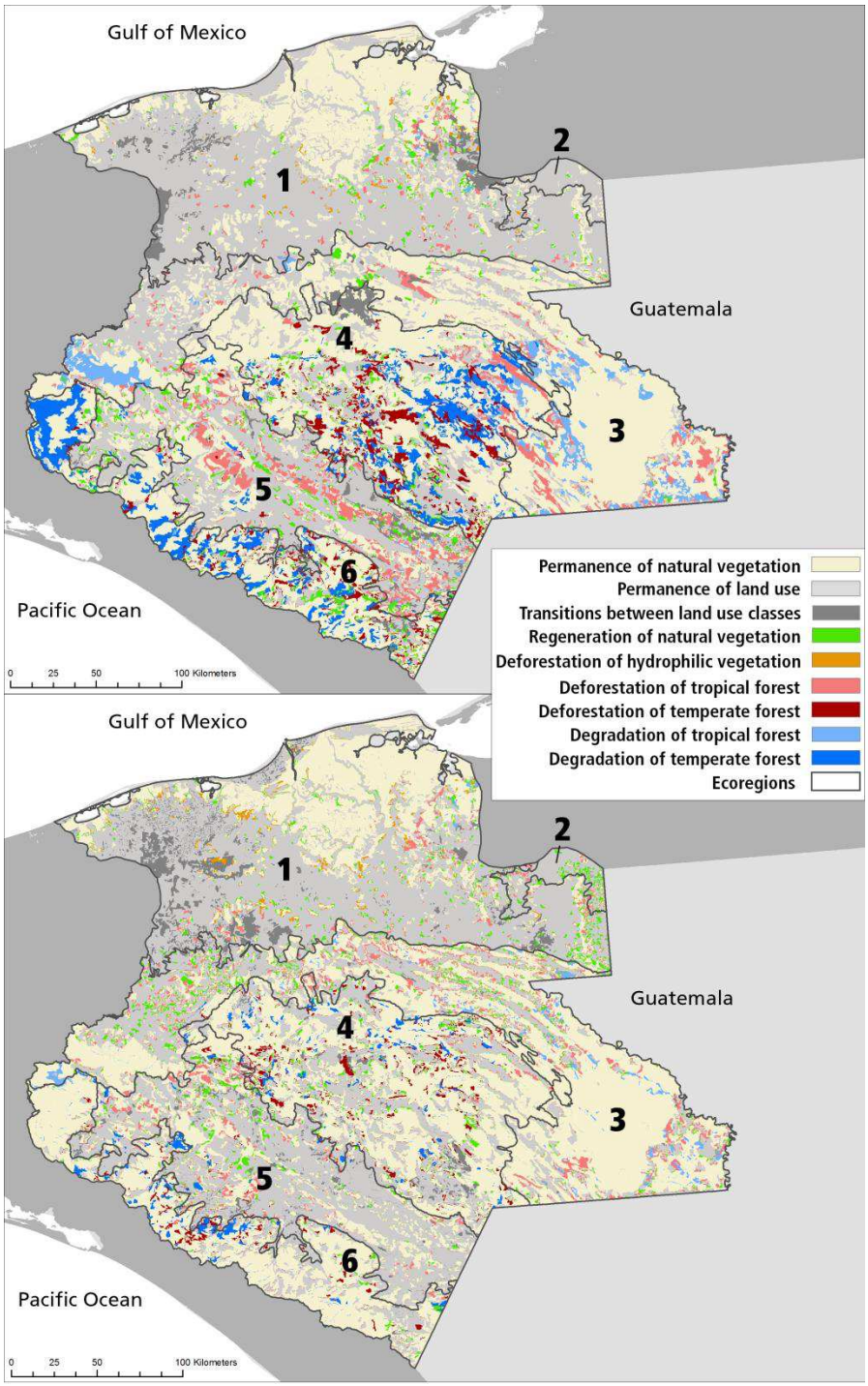


Figure 4. Spatial distribution of principal land use and land cover change in Grijalva-Usumacinta watershed for 1993-2002 (a) and 2002-2007 (b). 1) Gulf of Mexico Coastal Plain with Wetlands and High Tropical Rain Forest, 2) Hills with High and Medium Semi-Evergreen Tropical Forest, 3) Hills with Medium and High Evergreen Tropical Forest, 4) Chiapas Highlands with Conifer, Oak, and Mixed Forest, 5) Chiapas Depression with Low Deciduous and Medium Semi-Deciduous Tropical Forest, 6) Central American Sierra Madre with Conifer, Oak, and Mixed Forests.

The spatial distribution of principal LULCC in Grijalva-Usumacinta watershed for 1993-2002 and 2002-2007 shows that LULCC had intra-regional differences, which are related to the ecoregions in the study area (fig. 4). The coastal plain was deforested before 1980 and thus only shows small areas of actual deforestation, in fact is evident the elimination of the small tropical rain forest remnants; regeneration increased in the eastern part for 2002-2007. In the hills with tropical rain forest, from 1993 to 2002 LULCC concentrated in the SE and SW sections with forest degradation as the dominant change process, whereas the second period showed widespread deforestation, but also regeneration. Deforestation of tropical rain forests increased from 0.70 to 0.85% and is now more important than forest degradation. The large area in the SE without changes corresponds to the Montes Azules, a protected area. In the Chiapas Highlands in the first period temperate forest degradation was prevalent and deforestation was strong for coniferous forests (4.60%). From 2002-2007, forest degradation and deforestation were reduced substantially for coniferous forests but broad leaved forests and tropical dry forests sustained their deforestation rates (1.52-1.26% and 0.56-0.39% respectively). In the Chiapas Depression forest degradation was first the dominant LULCC process but in 2002-2007 deforestation prevailed. While forest degradation and deforestation decreased for the tropical dry forests, montane cloud and coniferous forests were more affected in the second period. Regeneration decreased in the southern portion. In the Central American Sierra Madre from 1993 to 2002 forest degradation was very strong but showed a sharp decrease in the second period, except for coniferous and broad leaved forests. In contrast, deforestation showed an overall increase, especially for broad leaved forests (1.58-3.27%).

3.1.4 Discussion

3.1.4.1 Regional patterns and causes of land cover change processes

Annual net forest change rates in the Grijalva-Usumacinta basin are well above the 0.33% average for Latin America (Lambin *et al.* 2003), and within the upper limit of the national ones: 0.51% for 1976-2000, and 1.3% for 1993-2000 (Mas *et al.* 2004). Taking as a reference the 2-5% of deforestation, areas covered by tropical dry forests could be considered hot spots of deforestation. These rates should be controlled and reduced in the short term, because the Southeast is one of the most biologically diverse regions of Mexico, harboring the most important rain forest and montane cloud forest remnants in the country.

The implication of the observed complexity is that important processes could remain undetected and thus not monitored by traditional tools and LU categories typically applied. The rate of forest degradation for all primary forest types in the Grijalva-Usumacinta watershed, amounting to 1.7 times the area of deforestation, is high compared with the Latin-American average rate for forest degradation of 0.13% per year (1990-1997, Lambin *et al.* 2003); hence, this is an exceptionally important LULCC process in the study region. The magnitude of forest degradation together with the predominance of secondary forest deforestation suggests that LULCC dynamics in the Grijalva-Usumacinta watershed are very different from classic deforestation hot spots such as the Amazon basin, where the predominant changes are due to a large-scale deforestation process led by large capital investments (Fearnside 2005; Durand and Lazos 2004). In the Grijalva-Usumacinta basin a cascade of intensification of LU determined by peasants and small-to-medium-scale farmers and their ability to participate in the regional market, together with regional and federal LU-related policies leads to degradation of primary forests through extraction of timber (García-Barrios *et al.* 2009) and non-timber forest products extraction, and unsustainable agro-forestry (wood pasture) before the land is eventually deforested for rain-fed agriculture or extensive cattle ranching on cultivated pastures.

In the study area, as well as in the comprised ecoregions, forest degradation has decreased between the two periods analyzed, but deforestation does not show such a clear trend; in the Central America Sierra Madre (temperate forests) and in the hills with tropical rain forest an increase of deforestation was observed. Regeneration is increasing but not in the Central Depression, nor in the Central America Sierra Madre. These results show regional differences in the patterns and processes of LULCC and deforestation related to agricultural conversion of remnant forest patches, land clearing and regeneration, which suggest that in the tropics studies at a regional or sub-regional levels are required, rather than at a national-level. LULCC trends and related drivers are complex and many land uses yield higher revenues than those from forested land which explains why government's actions to reduce deforestation are not effective.

In any study of landscape changes the quality and accuracy (very detailed or aggregated LUC classes) of the original historical maps determine the reliability of the patterns and changes detected, and can have considerable effect on the overall results (Mas *et al.* 2004, Pontius and Malizia 2004, Ruiz and Domon 2009). Using a more aggregated classification scheme than our rather detailed one, would have helped to increase accuracy of the input data but would have frustrated our interest to investigate the differences in LULCC processes and patterns between the different vegetation types. In this study, it was not possible to establish the amount of changes attributable to inaccuracies in the maps since an analysis of how much of the observed changes is attributable to error in the map, as suggested by Pontius and Lippitt (2006) was not possible, since there is no formal statistical assessment of the original maps available. The maps seem to be consistent between each other since the analysis of false thematic changes showed a relatively small amount of errors (<= 2% of the study area) and the observed changes are so vast (18 and 13% of the study area for the analyzed periods respectively), that they hardly could be attributed to misclassification of the maps alone and the processes detected are coherent with general field observations.

Agricultural policies play a major role, especially PROCAMPO, a support program targeted at buffering farmers from structural reforms, has encouraged deforestation processes

(Klepeis and Vance 2003; Schmook and Vance 2009). Pastures have the highest impact on deforestation and are responsible for a change of the traditional fallow system towards a field-pasture system. The use of old fields as pastures necessitates more forest clearance for new productive fields (Klepeis and Vance 2003; Turner 2010) provoking a fixation and gradual increase of agricultural areas and preventing the natural regeneration that is so important in Chiapas and Tabasco (Challenger 1998). This process has been encouraged by several federal agricultural programs, including PROCAMPO, through the mandate to maintain area under permanent cultivation in order to be eligible for support (Klepeis and Vance 2003). But also PROGAN, a program focused on cattle ranching and several rural credit facilities provide incentives such as cheap credits and subsidies for acquisition and managing of cattle. In tropical forest ecosystems cattle ranching is a rentable low-input activity that became even more rentable under the North American Free Trade Agreement (NAFTA) and even serves as a means of saving (Montoya Gómez *et al.* 2006; Klepeis and Vance 2003); hence, the importance of livestock farming for deforestation is growing. In fact, PROCAMPO and PROGAN have encouraged regional development in southern Yucatán (Schmook and Vance 2009), where PROCAMPO was responsible for 38 % of the deforestation between 1994 and 1997 (Klepeis and Vance 2003). This study showed that these incentives have a differential impact on LULCC in temperate and tropical forests. In temperate forests, deforestation and forest degradation have multiple direct drivers, whereas in tropical forests pasturage for cattle ranching is by far the most important factor (Toledo 1990) and reflects a shift away from traditional agriculture based mainly on shifting cultivation.

In general, several state policies have contributed directly to high deforestation rates, elevated forest degradation and lack of natural reforestation in Southern Mexico. Deforestation was fostered by federal agencies for most of the 20th century through direct incentives (laws of deforestation and colonization valid until 1992) and indirectly by agricultural policies. In 1980 only 9% of the rain forests in Tabasco remained because of intensive support from the National Commission of Deforestation (Challenger 1998). For Chiapas, the on-going period of colonization, characterized by land clearing and

deforestation, began in the 1960s and is driven by the marginalized indigenous and mestizo population in search of land that is quickly exhausted or converted to pastures (Bray and Klepeis 2005). From the 1980s onward, these stimuli were amplified by Mexico's shift towards neoliberal politics which was fully implemented in 1994 with the North American Free Trade Agreement (NAFTA). As part of this new age in policies, land distribution came definitely to an end and even a market of agrarian rights was created by the reform of the ejido law in 1992 (Bray and Klepeis 2005). The time lag between policy implementation and manifestation in LULCC makes it difficult to establish cause-response relations. The stagnation of LULCC may be partly a delayed consequence of the land and ejido reforms (no new land grants and ejidos/ejidatarios) in 1992 (Bray and Klepeis 2005). Future LULCC will depend largely on demographic development; population stabilization in Mexico might not be reached until 2030 (CONAPO 2005), which could result in the persistence of the deforestation paradigm.

3.1.4.2 Implications of land use change on forest transition in Southern Mexico

Although the role of regeneration in the principal LULCC processes was small, 492,876 ha represented transition from a LU class to secondary vegetation. Because it is a spatially diffuse process it is complicated to map and thus difficult to detect. Over 1993-2007 the greatest interchange of areas took place between pasture lands and tropical rain forests and hydrophilic vegetation. Only for coniferous and tropical dry forests was regeneration from rain-fed agriculture larger than from pastures. The major increase of regeneration is primarily part of an interchange between secondary tropical rain forests and pasture lands, while in all other forest classes absolute regeneration decreased as part of the stabilization of productive areas. Temperate forests showed a general LULCC stagnation, including a decrease of forest degradation, with coniferous forests as an exception. Deforestation also showed a decreasing trend, especially for montane cloud forests and tropical dry forests. Tropical rain forests were the only forest types which showed an increase in LULCC dynamics, at least for the secondary vegetation. The lower probability for permanence is due to an elevated exchange between secondary forests and pastures

in combination with a weaker forest degradation process. Deforestation is persistently outweighing reforestation. Gross deforestation was more than twice as extensive as gross regeneration (table 4). The decrease of this ratio in the second change period indicates a stagnation of LULCC, with a stronger increase of probabilities of permanence for LU classes than for forest classes. Since LU classes are not being abandoned, regeneration is impeded.

	1993-2007		**1993-2002**		**2002-2007**	
Land use type	**Area (%)**	**Ratio deforestation/ regeneration**	**Area (%)**	**Ratio deforestation/ regeneration**	**Area (%)**	**Ratio deforestation/ regeneration**
Coniferous forests	7.63	2.32	4.62	2.60	8.18	1.90
Broad-leaved forests	12.48	2.20	7.16	2.51	14.09	1.78
Montane cloud forests	6.65	1.64	3.59	1.71	6.89	1.57
Tropical rain forests	10.63	1.45	2.97	3.61	11.54	1.45
Tropical dry forests	19.35	1.72	11.46	2.94	24.59	1.72
Total	12.67	2.20	6.36	2.97	14.90	1.65

Table 4. Reforestation measured relative to original forest area [Area (%)] and relative to deforested areas [Ratio deforestation/regeneration].

Forest transitions have been reported for certain regions in Mexico (highland Michoacán, Oaxaca and central Quintana Roo; Bray and Klepeis 2005; Dupuy-Rada *et al.* 2007) and incipient or arrested forest transitions the southern Yucatán region (Turner 2010). Application of the forest transition model (FTM) on a national scale may be inappropriate according to García-Barrios *et al.* (2009) because the socio-economic, demographic and migrational conditions are not favoring forest transitions; however, that study was based mainly on national and regional studies which take into account information up to 2000-2003, with a few records up to 2005. The time lag generally associated with LULCC tendencies may also influence the results of this study and others where incipient forest transitions were observed.

The continuing precarious socio-economic status of a majority of the population and lack of alternatives to live on natural resources is a major obstacle to a forest transition in the

sense of the FTM (Schmook and Radel 2008). Economic insecurity promotes forest degradation through extractive activities, such those in the densely populated temperate mountain regions of Chiapas. LULCC is determined by population pressures on ecosystems, and these can increase even in rural areas with high out-migration because of the high total population growth above the emigration rate (García-Barrios *et al.* 2009). Besides, out-migration is in many cases not permanent nor does it involve the whole household, leading to circular migration patterns resulting from the search for temporary labor for one or more household members (Schmook and Radel 2008). This differs from Europe, where large parts of the population surplus could be absorbed by overseas migration. Also, economic growth in Mexico is not sufficient to lead to a sustained forest transition; in the USA and Europe the intensive exploitation of natural resources can lead to a significant increase in human well-being, whereas in Mexico deforestation attracts more deforestation (García-Barrios *et al.* 2009). Another way to deal with current socio-economic conditions is income diversification, on-farm but also off-farm, to manage risk or increase the household income (De Janvry and Sadoulet 2001). But this strategy and even migration does not lead to the abandonment of land, because agricultural production is the subsistence base (García-Barrios *et al.* 2009). Nevertheless, LU may become less intensive, because cattle can be herded by children and forests can be used as rangelands. The process of land abandonment is not necessarily visible from LU data because agricultural areas are being used occasionally, including for leisure activities (Verburg *et al.* 2009).

On the other hand, recent changes at the federal and state level have taken place, which stand in contrast to the historical LU policies in contrast to the historical LU policies, the most important one being the creation and subsequent consolidation of a green sector. As a result from better internal and external financing, numerous new protected areas were created and others instrumented, in addition to the Mesoamerican Biological Corridor in southern Mexico (CONANP 2009). Other fundamental conservation tools put in place are the programs of afforestation (ProÁrbol), payment for environmental services and management units for the conservation of wild life (UMA for its acronym in Spanish).

These conservation policies have sought to halt deforestation and to reverse unproductive agricultural land to some kind of forest cover; this could be responsible for the stagnation of LULCC and increase of regeneration.

3.1.5 Conclusions

LULCC is complex and cannot be explained by the predominant linear deforestation narrative alone. Forest degradation, the establishment of agricultural areas, pastures for cattle ranching, and natural regeneration are the most important LULCC processes. LULCC is a long-term broad-scale disturbance related to public politics which determines regional forest/landscape dynamics and biodiversity patterns. The widespread habitat destruction and disruption of biotic-environmental relationships caused by LULCC necessitates its consideration in landscape conservation and management, besides attuning different policy sectors in order to mainstream the effects. The study showed a stagnation of deforestation and LULCC rates and probabilities, together with a growing natural reforestation process, but there is still no evidence of net reforestation since deforestation and degradation still outweigh the vegetation regrowth, and new agricultural and cattle-farming lands are the most important factor for LULCC. The stagnation of LULCC could be attributed to a decreasing pressure from rural population, attributable to both labor migration into urban centers and the USA and to changes in public politics.

3.1.6 References

Barbier, E.B., Burgess, J.C., Grainger, A. 2010. The forest transition: Towards a more comprehensive theoretical framework. *Land Use Policy* 27(2): 98-107.

Bezauri, J.E. and Iglesias, G.L. 2007. El papel de los servicios ambientales para evitar la deforestación en México. In: *Servicios de Ecosistemas en América Latina. Lecciones aprendidas en agua, bosque y ecoturismo* Cartagena de Indias, Colombia 17–26.

Bocco, G., Mendoza, M. and Masera, O. 2001. La dinámica del cambio de uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas 44: 18-38.*

Bradshaw, C.J.A., Giam, X. and Sodhi, N.S. 2010. Evaluating the relative environmental impact of countries. *PLoS ONE 5(5) e10440.*

Bray, D.B. and Klepeis, P. 2005. Deforestation, forest transitions, and institutions for sustainability in Southeastern Mexico, 1900-2000. *Environment and history 11: 195-223.*

CBD. 2006. *Global Biodiversity Outlook 2.* Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.

Castelán-Vega, R., Ruiz-Careaga, J., Linares-Fleites, G., Pérez-Avilés, R. and Tamariz-Flores, V. 2007. Dinámica de cambio espacio-temporal de uso del suelo de la subcuenca del río San Marcos, Puebla, México. *Investigaciones Geográficas* 64: 75-89.

Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México, pasado presente y futuro.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Biología, UNAM, Agrupación Sierra Madre S.C., México.

CONANP. 2009. *Informes de Logros.* Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidos, México.

CONAPO. 2005. *Migración México-Estados Unidos: Panorama regional y estatal.* Consejo Nacional de Población, México.

De Janvry, A. and Sadoulet, E. 2001. Income strategies among rural households in Mexico: The role of off-farm activities. *World Development 29 (3): 467-480.*

Díaz-Gallegos, J.R., Mas, J.F. and Velázquez, A. 2008. Monitoreo de los patrones de deforestación en el Corredor Biológico Mesoamericano, México. *Interciencia 33(12): 882-890.*

Dupuy-Rada, J.M., González-Iturbe, J.A., Iriarte-Vivar, S., Calvo-Irabien, L.M., Espadas-Manrique, C., Tun-Dzul, F. and Dorantes-Euán, A. 2007. Cambios de cobertura y uso del suelo 1979-2000 en dos comunidades rurales en el noroeste de Quintana Roo. *Investigaciones Geográficas 62: 104-124.*

Durand, L. and Lazos, E. 2004 Colonization and tropical deforestation in the Sierra Santa Marta, Southern Mexico. *Environmental Conservation 31(1): 11-21.*

FAO. 1996. *Forest resources assessment 1990 Survey of tropical forest cover and study of change processes.* Food and Agricultural Organization, Rome.

FAO. 2005. *Global Forest Resources Assessment* Food and Agricultural Organization, Rome.

Fearnside, P.M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates and Consequences. *Conservation Biology 19(3): 680-688.*

García, E. 1987 *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana*. 4th ed, México.

García-Barrios, L., Galván-Miyoshi Y.M., Valdivieso-Peréz I.A., Masera O.R., Bocco G. and Vandemeer J. 2009. Neotropical Forest Conservation, Agricultural Intensification, and Rural Out-migration: The Mexican Experience. *BioScience 59: 863–873.*

González Espinosa, M., Ramírez Marcial, N. and Ruiz Montoya, L. (eds.) 2005. *Diversidad biológica en Chiapas.* El Colegio de la Frontera Sur, México.

Grau, R. and Aide, M. 2008. Globalization and land-use transitions in Latin America. *Ecology and Society 13(2): 16*.

Houet, T., Loveland, T.R., Hubert-Moy, L., Gaucherel, C., Napton, D., Barnes, C.A. and Sayler, K. 2010. Exploring subtle land use and land cover changes: a framework for future landscape studies. *Landscape Ecology 25: 249-266.*

INEGI. 2001. *Conjunto de Datos Vectoriales de la Carta de Uso de Suelo y Vegetación, Escala 1:250,000, Serie II continuo nacional.* Dirección General de Geografía, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.

INEGI. 2005. *Conjunto de Datos Vectoriales de Uso del suelo y Vegetación, Escala 1:250,000, Serie 3 continuo nacional.* Dirección General de Geografía, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.

INEGI. 2008. *Conjunto de Datos Vectoriales de Uso del suelo y Vegetación, Escala 1:250,000, Serie 4 continuo nacional.* Dirección General de Geografía, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.

INEGI, CONABIO and INE. 2007. *Ecorregiones Terrestres de México, escala 1:1 000 000* Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto Nacional de Ecología. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D. F.

Klepeis, P. and Vance, C. 2003. Neoliberal Policy and Deforestation in Southeastern Mexico: An Assessment of the PROCAMPO Program. *Economic Geography 79(3): 221-240.*

Lambin, E.F., Geist, H.J. and Lepers, E. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources 28: 205-241.*

Mas, J.F., Velázquez, A., Reyes Díaz-Gallegos, J., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, C., Bocco, G., Castro, R., Fernández, T. and Pérez-Vega, A. 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multidate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 5: 249-261*

Montoya Gómez, G., Hernández Ruiz, J.F., Velasco Pérez, A., Reygadas, L. and Parés-Ramos, I.K., Gould, W.A. and Aide, T.M. 2008. Agricultural abandonment, suburban growth and forest expansion in Puerto Rico between 1991 and 2000. *Ecology and society 13(2) 1.*

Pontius, R.G., Lippitt C.D. 2006. Can Error Explain Map Differences Over Time? *Cartography and Geographic Information Science* 33(2): 159-171.

Pontius, R.G. and Malizia, N.R. 2004. Effect of category aggregation on map comparison. In: Egenhofer, M.J., Freksa, C. and Miller, H. (eds.) 2004. *Geographic Information Science-Third International Conference*. Lecture Notes in Computer Science 3234 Springer, New York.

Porter-Bolland, L., Ellis, E.A. and Gholz, H.L. 2007. Land use dynamics and landscape history in La Montaña, Campeche, Mexico. *Landscape and Urban Planning 82: 198–207.*

Rodríguez-Oreggia, E. 2005. Regional disparities and determinants of growth in Mexico. *The Annals of Regional Science 39: 207-220.*

Rudel, T., Coomes, O., Moran, E., Achard, F., Angelsen, A., Xu, J. and Lambin, E. 2005. Forest transitions: Towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change 15: 23–31.*

Rudel, T., Schneider, L., Uriarte M. 2010. Forest transitions: An introduction. *Land Use Policy* 27(2): 95-97.

Ruiz, J. and Domon, G. 2009. Analysis of landscape pattern change trajectories within areas of intensive agricultural use: case study in a watershed of southern Québec, Canada. *Landscape Ecology 24(3): 419-432.*

Sánchez, A.J. and Barba, E. 2005. Biodiversidad de Tabasco. In: Bueno, J., Álvarez, F., Santiago, S. (eds.) *Biodiversidad del estado de Tabasco.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Biología, UNAM, México.

Schmook, B. and Radel, C. 2008. International labor migration from a tropical development frontier: Globalizing households and an incipient forest transition. *Human Ecology 36: 891–908.*

Schmook, B. and Vance, C. 2009. Agricultural Policy, Market Barriers, and Deforestations: The Case of Mexico's Southern Yucatán. *World Development 37 (5): 1015-1025.*

Soares-Filho, B.S., Rodrigues, H. and Costa, W. 2009. *Modeling Environmental Dynamics with Dinamica EGO.* Centro de Sensoriamento Remoto/Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, Brazil (www.csr.ufmg.br/dinamica accessed 20.8.2010).

Toledo, V.M. 1990. El proceso de ganaderización y la destrucción ecológica de México. In Leff E. (coord.) 1990. *Medio ambiente y desarrollo en México* 2 vols. UNAM-CIIH, Porrúa, México, pp. 191-228.

Turner, B.L. 2010. Sustainability and forest transitions in the southern Yucatán: The land achitecture approach. *Land Use Policy 27: 170-179.*

Velázquez, A., Mas, J.F., Díaz-Gallegos, J.R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P.C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurra, E. and Palacio, J.L. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta 62: 21-37*.

Verburg, P., Van de Steeg, J., Veldkamp, A. and Willeman, L. 2009. From land cover change to land function dynamics: A major challenge to improve land characterization. *Journal of Environmental Management 90: 1327-1335.*

3.2 CAPÍTULO II

Scenarios and story lines: an approach to understand proximate and underlying drivers of land use change in southern Mexico

Sometido a evaluación en la revista GEOFORUM

Abstract

The manuscript presents three scenarios of land use and cover change (LUCC), the most important factor for environmental degradation in southern Mexico. We developed story lines and quantitative projections for regional scenarios based on historic LUCC processes, underlying drivers, stakeholder consultations and official planning documents to gain a better understanding of political, socio-economic and natural drivers of LUCC. The quantitative scenarios were modeled with DINAMICA-EGO. Regionally specific interactions between social and natural systems are identified and detrimental policies and policy options for landscape conservation and management for sustainability are provided in the story lines. Incongruent policies and ineffective ground implementation of conservation were identified as the critical underlying drivers of deforestation and forest degradation that could lead to a severe reduction of natural forests, while the local socio-economic situation stays precarious. The baseline scenario parts from an analysis of historic LUCC processes and shows the consequences of LUCC tendencies between 1993 and 2007: 73% of temperate forests and 50% of tropical forests would get deforested until 2030. In the variant scenario these tendencies are adjusted to planning goals extracted from official documents and recent changes in public policies. In the alternative scenario further policy options for fostering conservation and sustainable development are addressed but because of the time lag of implementation still 59% of temperate forests and 36% of tropical forest would get lost until 2030. Nevertheless, this represents a reduction of 13% of forest loss and 11% less pastureland due to the proposed measures of conservation and sustainable development.

Keywords*: Land use and cover change, drivers, policy options, scenario analysis, story lines, modeling*

3.2.1 Introduction

Several global assessments indicate that habitat loss and degradation, as well as extensive fragmentation caused by land use and cover change (LUCC) will lead to a continuing decline in local and global biological diversity (Sala *et al.* 2000, MA 2005, OECD 2008, CBD 2010). Ecosystem transformation and degradation via LUCC are related to demographic change, changing consumption patterns and to technological, individual and social responses to changing economic conditions, which are mediated by institutional or political factors (Lambin *et al.* 2001; Geist and Lambin 2002, MA 2005). LUCC in the tropics is associated primarily with expansion of agriculture, pastureland, urban areas and infrastructure. However, the complexity of underlying and direct drivers of LUCC hampers a thorough understanding of specific causal factors, making it difficult to generate alternative policy options that promote the conservation of biodiversity and socio-economic development (Chowdhury 2006). Underlying drivers usually emerge from the broader context and operate in a diffuse manner and thus are not easily detectable spatially, making it very hard to consider them in spatially explicit analysis. Qualitative scenarios in the form of narratives or so called story lines describe plausible drivers of change and explain the complex interplay of drivers and their influence on more than one proximate cause, hence giving an insight on causal connections between human pressures and the changes of land use on a landscape level (Dockerty *et al.* 2006, Westhoek *et al.* 2006); thus they are not only a tool to understand recent changes and to explore probable futures of land use, but they aid in the analysis and to understand biophysical and socioeconomic drivers (Rounsevell *et al.* 2006, Daconto and Norbu Sherpa 2010).

Scenarios are applied in a wide range of disciplines for estimating the probable effect of one or more factors based on a hypothetical sequence of assumptions which creates an internally consistent picture of a phenomenon with a focus on causal processes and decisions points (Houet *et al.* 2010). Scenario development is a relatively new method in land use science (Kok *et al.* 2007), but the need for advanced forecasting scenario-based studies has been recognized, because prospective analyses are efficient tools for synthesizing and communicating complex information beyond business as usual to

decision makers (UNEP 2002, Verburg *et al.* 2006). Prospective modeling exercises in Mexico are scarce and until now did not use an explicit scenario approach, but rather extrapolate historic LUCC dynamics with a LUCC model (Mas *et al.* 2004, Chowdhury 2006, Flamenco-Sandoval *et al.* 2007). Even though, some federal government entities have published strategic outlines in form of story lines and quantitative goals for 2025 (CONAFOR 2001) and 2030 (Presidencia de la República 2007), explicit studies about the possible effects and impacts of governmental policies on LUCC and regional development are lacking.

Particularly, in southeastern (SE) Mexico the combination of extremely high biodiversity and LUCC, which is a long-term, broad-scale disturbance related to public politics that determines the regional forest/landscape dynamics and biodiversity patterns, calls for a better understanding of the factors related to the widespread habitat destruction and disruption of biotic-environmental relationships caused by LUCC. We present three LUCC scenarios for 2030 that explore the effect of different policy options related to the most important proximate factors of LUCC including official governmental planning. The scenarios represent an explicit political framework for agricultural production systems and conservation actions, in order to provide inputs to the discussion of key questions for decision making for more sustainable land use in SE Mexico. The scenarios are constructed in the framework of anticipatory history which draws on the combination of history and future scenarios to make people see and visualize and imagine the LUCC driven by dynamic and nonlinear human-nature interactions in a socio-economic precarious setting. To illustrate the narratives, modeled quantitative land use and cover (LUC) tendencies are provided.

3.2.2. Methods

3.2.2.1 Study area

The Grijalva-Usumacinta watershed in southeast Mexico, 18.71° -15.22° N and -94.25° -90.38° W, served as a natural boundary for the study area (fig. 1). It covers 87,686 km^2 and is one of the most important watersheds in Mexico and North America. By volume the

Usumacinta is the most important stream flow in the Gulf of Mexico after the Mississippi (the 7th worldwide) and contains 30% of Mexico's superficial freshwater. The basin is characterized by an extremely irregular relief (0-3050 masl), different climates and resulting vegetation types (INEGI *et al.* 2007). Tropical rainforests can be found in the humid coastal plain and the eastern lowland areas, whereas the Central Depression, owing to a double rain shadow, is dominated by tropical dry forests. On the mountain ranges, like the Northern Mountains of Chiapas (1400-1800 masl), the central plateau or Altos de Chiapas (1200-2800 masl) and the Mountains of Chiapas (1500-3050 masl) different types of temperate and cloud forests can be found. The huge amounts of surface water feed a high number of inland and coastal water bodies, flood plains and wetlands in the coastal plain covering an area of more than 400,000 ha (Sánchez and Barba 2005). Chiapas, part of the Mesoamerican hot spot of biodiversity, alone is home to more than 10.000 species of vascular plants, almost 10% of global plant diversity. This immense diversity forms the habitat for a great number of fauna, like the 659 bird and 205 mammal species registered, corresponding to 50% of all Mexican species described for these groups (González-Espinosa *et al.* 2005).

In the study area, LUCC is a complex process in which deforestation is usually the last step in a cascade of LU intensification, beginning with forest degradation of primary forests by unsustainable extractive and agro-forest activities before degraded forests get deforested (Kolb and Galicia 2012). In SE Mexico, the unauthorized establishment of agricultural areas by small to medium scale farmers in forestry terrains and the subsequent conversion of these areas into pastures has been documented as the major cause for LUCC (CONAFOR 2001, Mas *et al.* 2004). Temperate forests are affected by multiple direct drivers, while the LUCC dynamics in tropical forests are dominated by cattle ranching. Analysis of underlying drivers showed that political factors like agricultural policies and subsidies and the historic influence of laws favoring deforestation and colonization valid until 1992 have had strong influences. But also the neo-liberal economy adopted in the last three decades, the predominant precarious socio-economic status of the population and population increase

together with migration patterns have been found to be relevant in LUCC context (Kolb and Galicia 2012).

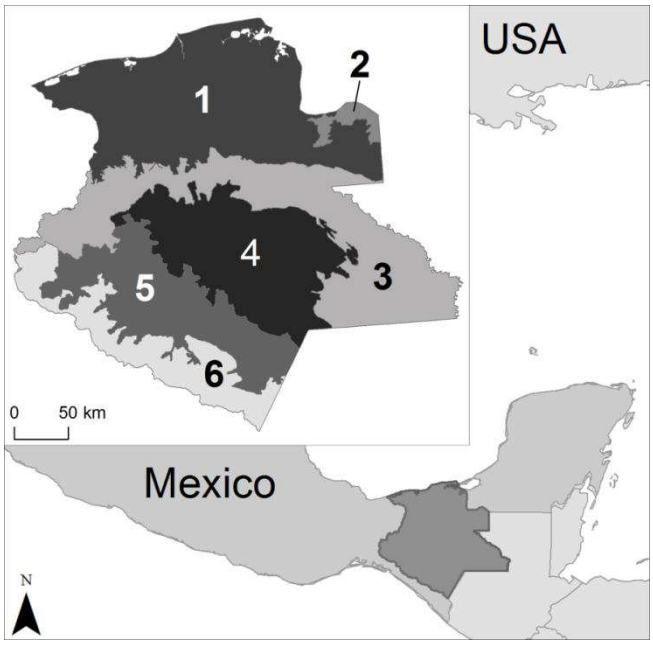


Figure 1. The Grijalva-Usumacinta watershed and its ecoregions with the main vegetation types. 1) Gulf of Mexico Coastal Plain with Wetlands and High Tropical Rain Forest, 2) Hills with High and Medium Semi-Evergreen Tropical Forest, 3) Hills with Medium and High Evergreen Tropical Forest, 4) Chiapas Highlands with Conifer, Oak, and Mixed Forest, 5) Chiapas Depression with Low Deciduous and Medium Semi-Deciduous Tropical Forest, 6) Central American Sierra Madre with Conifer, Oak, and Mixed Forests.

The ultimate driving force for LUCC is a synergistic combination of resource scarcity and the subsequent increase in pressure on resources for production, market opportunities, policy interventions and changes in social organization and culture (Lambin *et al.* 2003). The importance of proximate causes, like agricultural expansion, wood extraction and expansion of infrastructure, varies regionally; in Latin America deforestation for livestock-based agriculture have been most frequently reported (Lambin *et al.* 2003, Geist and Lambin 2001). In Mexico, the predominant role of not authorized establishment of agricultural areas in terrains for forestry and secondly the conversion of these areas into pastures has been documented (CONAFOR 2001, Mas *et al.* 2004, Porter Bolland *et al.*

2007, Díaz-Gallegos *et al.* 2010). Deforestation in tropical SE Mexico is usually the last step in a cascade of LU intensification, which begins with forest degradation of primary forests by extractive activities and wood pasture before forests get deforested. Forest degradation is more important in temperate forests, while deforestation for livestock farming prevail in tropical forests (Kolb and Galicia 2012, Manjarrez Muñoz *et al.* 2007; Durand and Lazo 2004). Political factors like agricultural policies and subsidies (Schmook and Vance 2009, Leos-Rodríguez *et al.* 2008), historical direct incentives for colonization and deforestation valid until 1992 (Durand and Lazo 2004) or the neo-liberal economy adopted in the last three decades (NAFTA, Barbier and Burgess 1996) are strong underlying drivers in SE Mexico. Also, contradictions between the policies of different sectors and the temporal character of regulations, together with the financial advantage of the agricultural sector have contributed to deforestation (Isaac-Márquez *et al.* 2005). Demographic and socio-economic structures, as well as the lack of education and formal preparation of population have been found to be relevant for LUCC (García-Barrios *et al.* 2009).

3.2.2.2 Story lines and scenarios

There is no unique or best method for constructing scenarios but the most common are a descriptive narrative (qualitative scenario) and tables and figures based on quantitative data (UNEP 2004, MA 2005, Bakkes 2008, CBD 2010). Qualitative scenarios are helpful in giving a general framework including relationships and trends for which few or no data are available, while for modeling purposes, quantitative data not only complement and illustrate certain key points of the scenario story line, but are essential for model parameterization. Our conceptual framework embeds the scenarios in a series of analytical steps to identify problems and drivers, establishing alternatives and assessment of consequences. Biodiversity loss caused by LUCC was established as the main problem and an analysis of historic LUCC served to establish processes, rates, tendencies and drivers of LUCC. The analysis was based on three time series of land use and cover maps from the National Institute of Geography and Statistics in Mexico (for more details see Kolb and Galicia 2012). A review of underlying drivers documented in the literature and

the related problems in the use of natural resources showed that economic and agricultural policies are of great relevance for the observed LUCC and the related changes in agricultural production (Kolb and Galicia 2012). After this system assessment, the identification of alternatives centered on policy options was carried out in an expert workshop in Mexico City in August 2008. We conducted a focal group discussion (academic, NGO and governmental sector stakeholders) and key informant interviews (mainly governmental dependency of forestry) related to drivers of LUCC, the alternatives for forest management and the role of politics and governance. After the workshop, official data were reviewed on short and medium term planning goals for different political sectors in Mexico like agriculture, forestry and conservation. Furthermore, census data and demographic estimations, as well as international or global studies with data for Mexico were revised and estimates for the regional context derived (table 1).

We present a mix of the policy optimization and vision building scenario types, combining a baseline scenario with a variant and an alternative scenario in a way that both policy options and land use and cover tendencies could be addressed (Westhoek *et al.* 2006). A medium term time horizon seemed appropriate due to the importance of agricultural policies in tropical LUCC and because recent historic tendency of deforestation and increase in LU can be assumed to be ongoing until 2030, which is the estimated date when population in Mexico could stop to show a net increase (CONAPO 2008). Since future LUCC will depend in large part on historic and present actions, such as investments in agricultural production (Westhoek *et al.* 2006), the quantitative LUCC models illustrating the narratives are based on historic LUCC dynamics. For the modeling exercise the originally analyzed LUC classes were aggregated into broader classes, including primary temperate and tropical forests to be able to incorporate their differing tendencies and change rates into the model.

Institution	Topic/Title	Scale	Time horizon
CONAPO (2008)	Population growth	Settlements	2005-2030
	Economically active population	State	2005-2030
	Indigenous population	National	2000-2011
INEGI (1995, 2000, 2005)	Economically active population	State	1995, 2000, 2005
SAGARPA (2007, 2007b, 2009)	Programa Sectorial de desarrollo agropecuario y pesquero	National	2007-2012
	Plan National pecuario	National	2007-2012
	Expectativas de producción y demanda de granos forrajeros	National	2006-2008
	Programa de producción sustentable de insumo para bioenergéticos y de desarrollo científico y tecnológico	National	2009-2012
	Normateca de distritos de riego	National	
	Programa para el uso sustentable del agua en el campo	National	2007-2012
FAPRI (2008)	Agricultura	National/Global	1997-2017
	Ganadería	National/Global	1997-2017
CONAFOR (2001, 2007, Chagoya e Iglesias 2009)	Programa institucional	National	2007-2012
	Programa estratégico forestal	National	2025
	Esquema de pago por servicios ambientales de la CONAFOR	National	
CONANP (2009)	Prioridades de nuevas AP	National	2008
Presidencia de la República (2007)	Visión México 2030	National	2030
	Plan National de desarrollo	National	2007-2012
FAO (2001, 2005, 2006, Torres Rojo 2004)	Primera revisión del programa estratégico	National	2005-2025
	Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020 Informe National México	National	2020
	Global forest resources assessment 2005	National	1990-2005
	Future production from forest plantations		2050
OECD (2008, Bakkes *et al.* 2008)	Tendencies of land use and cover	National	2030
	Background report to the OECD Environmental Outlook to 2030	Global	2030
	OECD environmental outlook to 2030	Global	2030
UNEP (2001, 2002, 2004)	Global Environmental Outlook 3	Global	
	Global environment outlook scenario framework (GEO-3)	Global	2050
	An assessment of the status of the world's remaining closed forests	Global	1997

Table 1. Documents used for scenario construction.

Also, primary and secondary states of each forest type were considered in the model to be able to distinguish between deforestation and forests degradation. The modeled change rates were based on change probabilities from 1993 to 2007 and extrapolated with Markov Chains that were generated with the modeling computer program DINAMICA EGO, Soares-Filho *et al.* 2002). Model outputs were the extrapolated areas for each year until 2030.

(1) "Pesticides over the biological heritage" is an extrapolation for 2007 to 2021 of the historical tendencies (change probabilities 1993-2007), followed by a 9 year period until 2030 in which the scarcity of primary temperate forests and certain types of tropical forests together with the stabilization of human population lead to a saturation effect and LUCC is slowing down (change probabilities 2002-2007, table 2).

(2) "Government sectors and market conflicts" extrapolates the tendencies of decreasing LUCC dynamics observed between 1993-2002 and 2002-2007. Change probabilities were calculated based on the decline of change probabilities from 1993-2007 (applied for 2007-2016), to 2002-2007 (applied for 2017- 2023) and the extrapolation of the trend to obtain change probabilities for 2024-2030 (table 2). The tendencies in this scenario are related to recent changes in policies and statements in the agricultural and conservation sectors and other official documents, in order to show the effect of governmental policies on LUCC in a neoliberal economic setting.

(3) "Environment and economy" is the alternative scenario in which measures of efficient resource use and appropriate food production systems give impulses to socio-economic development, and natural capital conservation through the decoupling of economic growth from natural resource use. The LUCC trends are based on the assumptions of the variant scenario coupled with a rapid change towards more sustainable development and conservation from 2017 onward. The change probabilities for 2017-2023 and 2024-2030 were extrapolated in the same fashion as for scenario 2, but to obtain smaller rates, further time steps were extrapolated and then taken for the modeled period (table 2).

	Pesticides	Conflicts	Conservation
Period 1	2007-2021	2007-2016	2007-2016
Change rates	1993-2007	1993-2007	1993-2007
Period 2	2021-2030	2016-2023	2016-2023
Change rates	2002-2007	2002-2007	2002-2007
Period 3		2023-2030	2023-2030
Change rates		Extrapolated tendency of decrease of deforestation and forest degradation from 1993-2002 vs. 2002-2007	Same as in conflicts, but to obtain smaller rates, further time steps were extrapolated and then taken for the modeled period

Table 2. Periods and the corresponding change rates applied in the quantitative model for each scenario.

In order to make the scenarios explicit for the analysis of drivers and for LUCC modeling in a regional context, the key driving forces are exposed in the form of narratives which are structured along two axes that constitute the two most critically relevant dimensions as identified in the expert workshop: (1) the political and institutional framework, ranging from contradicting and not consistent policies to coherent regulations; (2) the implementation of conservation and management of biodiversity, ranging from non-effective short-term conservation and management to varied and well-regulated conservation tools put in place (fig. 2). This assures that scenarios are logically different in respect to the chosen drivers like demographic trends, agriculture, livestock farming, forestry and conservation tools, socio-economic status, education, environmental legislation, the interrelation of primary sector and policies, regional economic integration and regional planning (Westhoek *et al.*, 2006).

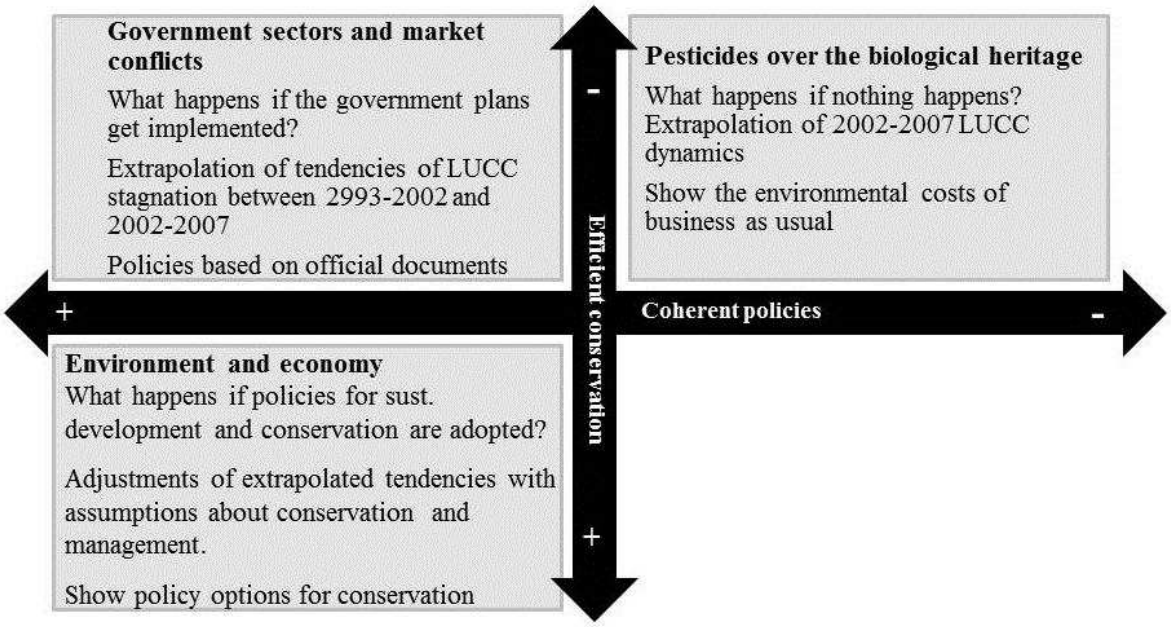


Figure 2. Structure of scenarios around the two most critically relevant dimensions of underlying drivers: the political and institutional framework and the implementation of conservation and management of biodiversity.

3.2.3 Results

In this section, for each scenario first a general outline is presented regarding current directions and trends regarding policies and economic value of different resources within Mexico based on the stakeholder workshop. The main sections consist of the narratives that include the quantitative modeling results for the different land use and cover classes. In the story lines the data sources are referenced where possible, but in many cases the information was obtained in the stakeholder consultations. Besides the citations in the narratives, table 3 shows a summary of the scenario assumptions integrated from the multiple data sources. After each story line, the corresponding quantitative model outputs are presented.

Drivers	Pesticides		Conflicts		Conservation	
	Assumption	**Defor./ Degrad.**	**Assumption**	**Defor./ Degrad.**	**Assumption**	**Defor./ Degrad.**
Agricultural subsidies	foment directly and indirectly deforestation	high	maintained but volume reduced and coupled with eligibility criteria leading to partial intensification	slightly reduced	phased out, intensification of productive areas, organic principles applied where possible, regeneration of unproductive areas/erosion/water	reduced
			energy crops allowed	increased	no energy crops allowed	reduced
Cattle farming subsidies	foment directly and indirectly deforestation	high	partial intensification of cattle production	slightly reduced	less productive pastures are converted into forest plantations	reduced
Little productive areas	subsidies apply	high	no intensive agriculture allowed	slightly reduced	no subsidies apply	reduced
Trade and commerce	free trade acts are fully implemented	high	Free trade acts are fully implemented	high	Free trade acts are modified to halt expansion of ineffective cattle farming (non tariff barriers)	reduced
Economic sectors	Industry and services do only exist in few urban centers	high	Industry and Services need more space in secondary urban areas	increased	Industry and Services need more space in secondary urban areas	reduced
	Industry: small and medium scale (highly contaminating)	high	Industry: small and medium scale (highly contaminating)	high	Industry: small and medium scale (clean)	reduced
	Service-sector: traditional financial services	high	Service-sector: traditional financial services	high	Service-sector: ICT and ecotechnology	reduced
	Agriculture: traditional and industrialized farming	high	Agriculture: traditional and industrialized farming	high	Agriculture: traditional and biological farming, eco-recreation	reduced
Urban development	no restrictions	high	no restrictions	high	restrictions on urban sprawl	reduced
Education and health	not sufficient	high	education levels are rising	slightly reduced	education levels are rising and include effective environmental education	reduced
Government intervention	maximum freedom	high	weakly implemented regional planning	slightly reduced	(spatial) policies determines land use	reduced
Environmental legislation	loose	high	intermediate	slightly reduced	strong	reduced
REDD	not existent	high	partially implemented	slightly reduced	implemented	reduced
Biodiversity conservation	isolated efforts	high	concentrated in PA, some PSA programs with time restrictions	slightly reduced	system of PA, corridors and managed sites effectively implemented, reconversion into forest plantations, UMA, etc. agri-environment payments, PSA, guaranteed areas, no time restrictions	reduced

Table 3. Summary of scenario assumptions. Defor. = Deforestation, Degrad. = Forest degradation.

3.2.3.1 Pesticides over the biological heritage scenario

This baseline scenario shows the environmental cost of maintaining the unsustainable use of natural resources without improving substantially the precarious socio-economic situation of most of the population. The natural capital declines because of the increasing overexploitation of natural resources. Both population growth and the growing demand of little processed primary resources for the global market contribute to the exhaustion of natural resources.

Even though LUCC decreases slightly with time because of a saturation effect related to small forest remnants in inaccessible and little productive areas, strong processes of forest degradation and deforestation deplete natural temperate and tropical forests; 73% (3270 km^2) of temperate forests will be lost by 2030 and tropical forests will be reduced to 50% (3730 km^2) of their extent in 2007 (fig. 3). The use of temperate forests as rangelands leads to the deterioration of ecosystems through habitat destruction and the depletion of natural resources (CBD 2010). Forest degradation is so widespread, that disturbed temperate forests show an increase of 12% until 2030. After 2013, the lack of well-preserved forests for exploitation increases deforestation of disturbed temperate forests and only after 2021, as a result of the saturation effect, the area of temperate disturbed forests starts to increase again. Disturbed tropical forests decline steadily until 2021 because of the greatly increasing demand of areas for livestock. After 2021 a slight increase (3%) is registered because of saturation of existing land use and few remaining forest (fig. 3). Forest degradation and deforestation are related to the small value attributed to forest resources, resulting in their poor utilization, small revenues, as well as illegal logging. Even though necessary policies are identified for changing this situation, the strategic plans are not realized because of incongruent implementation and lack of economic incentives for capital investments in the needed timescale (CONAFOR 2001).

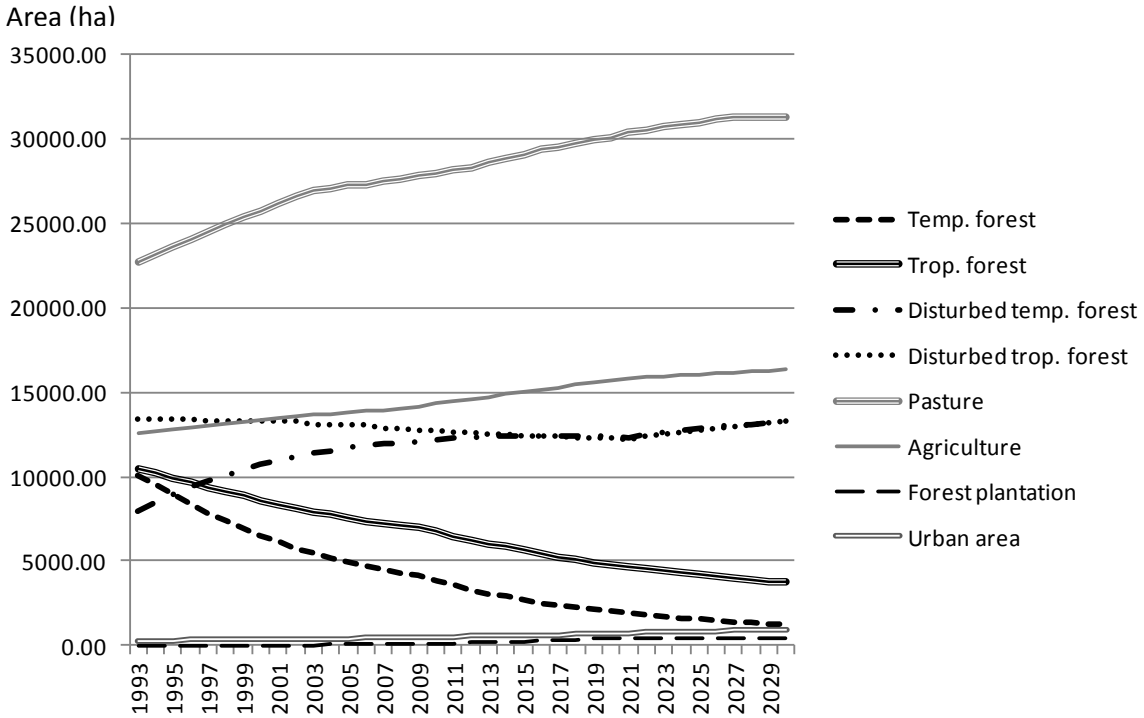


Figure 3. Tendencies of land use and cover for the baseline scenario ("Pesticides over the biological heritage").

Pastures sustain their growth before they start stagnating in 2025 because of demographic stabilization and LU saturation; the increase of 3797 km^2 until 2030 represents 14% in relation to the 2007 extent. Agriculture increases over the whole period (2383 km^2, 17%), as do urban zones (518 km2, 112%) and forest plantations (426 km^2, fig. 3). Areas for agriculture need to be constantly expanded in order to supply society with sufficient goods and to obtain sufficient income in the case of the *campesinos*, because of a lack of policies and subsidies favoring adaptation and intensification in the context of the natural and trade settings in remote tropical regions. Especially pastures increase rapidly because of specific subsidies and credits. Another factor contributing to their expansion is the fact that they are cost effective activity which requires little labor and is compatible with the cycles of emigration of the head of the household for capital supply. Furthermore, they constitute a strategy of income diversification and risk management (Schmook and Vance 2009). In remote zones, the agricultural frontier is moving on even after specific advocating policies are not in place anymore, driven by impoverished settlers searching for land and subsistence.

Land use planning and other regulations of LUCC do not exist. Natural forest regeneration is low because of the growing food demand and the change from traditional shifting cultivation towards field-pasture systems, which both contribute to the need for more agricultural land. Afforestation is not effective because it is not a profitable investment; efforts are not systematic and not articulated with other government programs. A lack of incentives and support on the long term and a lax implementation of forest plans are also responsible for lack of conversion of little productive pastures into forest plantations (CONAFOR 2001). Conservation has little success because protected areas (PA) and biological corridors are not effectively implemented and because of unsolved conflicts between local communities themselves and with the different levels of government. Interest in conservation is low because high poverty does not allow to recognize the natural capital as such and subsidies and revenues from conservation programs are too small and of short-term character. Technological capacity building and education is rudimentary. A large part of the local population continues to be excluded from social and economic development and from political participation.

3.2.3.2 Government sectors and market conflicts scenario

"Conflicts between governmental sectors" represents a variant of the baseline scenario in which the neoliberal economic model, based on development through market forces, continues and progress in income, health and education stays inaccessible for the marginalized population in remote areas. Together with a slow demographic transition this situation causes an increase in the demand for ecosystem services. The growing scarcity of natural capital causes more and more conflicts for natural capital (Lara-Lara *et al.* 2008). These conflicts get reflected in the political agenda, propitiating the continuity of inconsistent policy targets between the different sectors. A general lack of follow up in politics impedes the efficient use of state resources, shortening budgets for education and conservation. Institutions and political sectors are disarticulated, even though the problem has been recognized and interest in coordination and planning is beginning to arise (CONAFOR 2001; Presidencia de la República 2007; CONABIO *et al.* 2007). But

policies still favor short term economic development without building social capital and the established goals and targets of planning are not met (FAO 2005).

The long time span needed to make certain decisions for adaptation and from there to implementation, together with a persistent lack of incorporating the sustainable principle in all sectors lowers the success in reducing deforestation rates and forest degradation until 2030 (UNEP 2004). The cover of undisturbed forests declines 64% for temperate forests (2944 km^2) and 39% for tropical forests (2848 km^2) (fig. 4). Even though deforestation is beginning to decrease over time (Kolb and Galicia 2012, FAO 2005), persistent forest degradation, caused by unsustainable forestry practices and overexploitation of non-timber forest products, leads to a continuous increase of disturbed vegetation (32% for temperate forests and 15% for tropical forests). Despite the goal of increasing the area under forestry use (20 m ha in 2025 on a national level, CONAFOR 2001), not only the area, but also the intensity and productivity of the forestry sector are decreasing (FAO 2005). There is a reduction in timber activity and a growing scarcity of natural resources for forestry production because of too little investments attracted by the forestry sector (FAO 2005). Through the climate change mitigation and adaption (CCMA) framework, afforestation programs are getting more efficient in biological corridors and PA, but stay restricted to local efforts and established goals are not met (5 m ha on a national level, SEMARNAT 2009, FAO 2005). Illegal logging is reduced because of large imports of cheap processed wood that satisfies the growing demand for forestry products (FAO 2005).

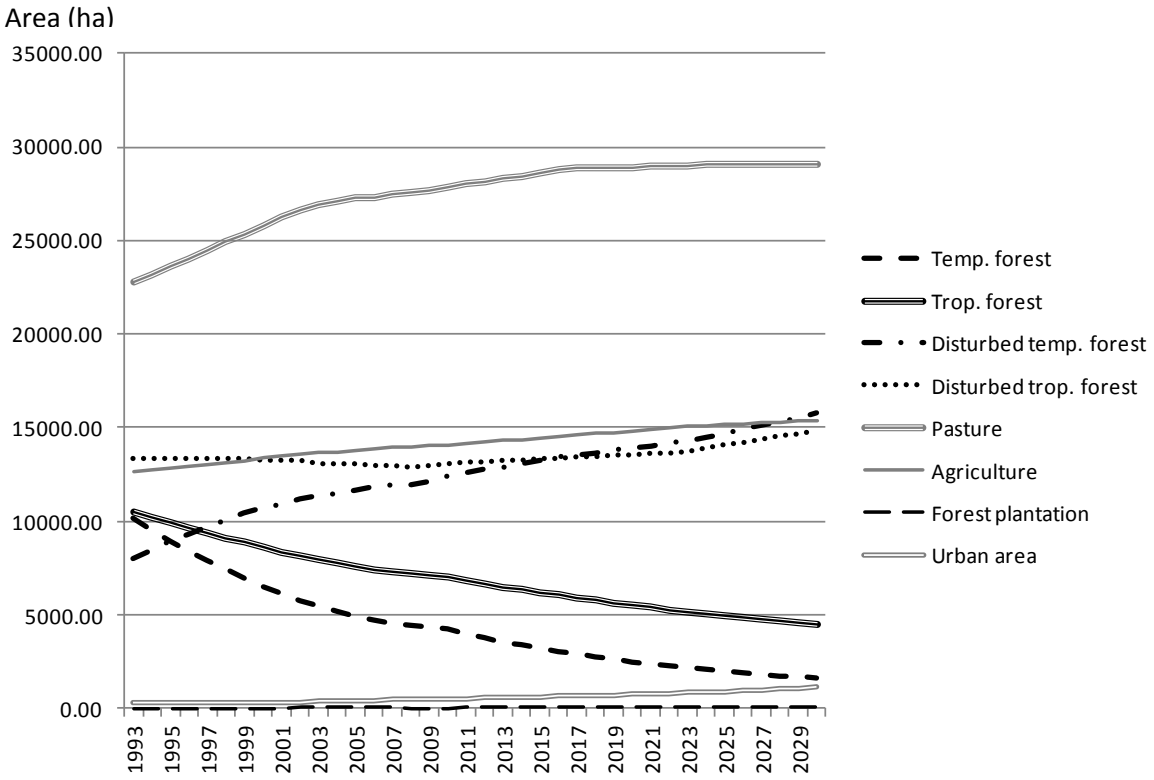


Figure 4. Tendencies of land use and cover for the variant scenario ("Government sectors and market conflicts").

The policies for intensifying agriculture production lead to a stagnation of growth rates for agriculture and pastures. Nevertheless, agricultural areas keep on growing until 2030 (10% 1448 km^2); the total area for pastures stays stable from 2018 onward (6% or 1552 km^2 increase in the years before) (fig. 4). Even though agricultural subsidies are adjusted to reduce deforestation (FAO 2005), intensification through technological changes in agricultural, fisheries and energy production are slow, based on conventional techniques and are focused on converting subsistence into commercial agriculture under the assumption that *campesino* agriculture is not profitable. To generate income tropical forests and traditionally managed agricultural land is converted into pastures, in combination with the establishment of new fields for subsistence (FAO 2005). In the framework of CCMA, irrigation systems are modernized, measures for maintaining fertile soil and to develop new crop varieties are put in place (SEMARNAT 2009). Through the centralized financial structure and the lack of diffusion of programs to potential applicants, these improvements are restricted to certain zones (FAO 2005). The use of

fires as an agriculture practice is reduced, especially in the Mesoamerican Biological Corridor (MBC, SEMARNAT 2009). Programs for increasing the productivity of livestock production by genetic and forage improvements (SEMARNAT 2009), cannot reduce the absolute area of pasture because the demand for cattle is growing more rapidly. Incipient regional planning permits small advances in reducing the use of forests as rangeland, but regulations are not respected because of weak implementation of penalties. Community forest plans are supported but the established goals are not met, because they are general, diverse, not prioritized and not synergistic (FAO 2005). The lack of technical and economic support for converting unproductive pastures into forest plantations (only 50% of costs in the first year and 30% in the third year, FAO 2005) is so prominent that even the conversion of pastures with a high risk of being affected by natural disasters (e.g. hurricanes) does not pay off (SEMARNAT 2009). The discrepancy between established goals of forest plantations (10 m ha in 2030 on a national level, SEMARNAT 2009) and reality is growing over time (FAO 2005). Intents of redirecting commercial activities to other sectors (SEMARNAT 2009) are failing because no alternative industries and income opportunities are created and the pressure over the natural resources cannot be reduced significantly.

Natural regeneration stays low until 2021 because of the abandonment of traditional agriculture in favor of livestock farming. But the ongoing demographic transition, more efficient conservation and the conversion of unproductive agricultural land into forests lead to a balance between deforestation and regeneration in 2030 (Presidencia de la República 2007). Partly because of international conventions, the value of the natural capital of Mexico is being recognized and attempts to incorporate it into the market and to achieve a more sustainable use are undertaken.

PA and biological corridors expand, but conservation is still mainly a result of inaccessibility and the isolated efforts for restoration have almost no positive effect (FAO 2005). Options for conservation are decreasing and the few isolated advances are at risk of being lost by insufficient financing of conservation in the face of better financed opposite incentives from the agricultural sector. Other conservation tools, like the

payment for ecosystem services (PES), are consolidating but the market segment is still very small and develops slowly (FAO 2005). Units for the conservation of wildlife (UMA for its acronym in Spanish) are of growing importance for maintaining natural vegetation and generating income from native biodiversity.

3.2.3.3 Environment and economy scenario

The sustainable development scenario shows the outcome of consistent changes in the development scheme and politics in the following years, which make it possible to agree upon environmental and social goals. Clear and congruent policies based on prevention and adaptation of environmental and social problems, together with a strong implementation and control of corruption will lead to a rational and more efficient administration. International treaties on biodiversity and social equity promote the integration of socio-economic well-being and sustainable use of natural resources through numerous mainstreamed innovations that foster improvements in agriculture and forestry. Local and regional trade networks, markets (SEMARNAT 2009, SEMARNAT 2011) and integrated production chains play an outstanding role. An informed and educated citizenship will be formed and the patterns of consumption and production are mainstreamed with sustainable principles. Demographic transition will be slightly faster than projected but the demand for ecosystem services will increase anyway.

Deforestation starts to decline but the time needed for planning, implementation and conceivable results in the landscape of the link of production and conservation leads to a reduction of 59% of temperate forests and 36% of tropical forests until 2030 (fig. 5). Disturbed forests will increase, first because of high rates of forest degradation; after 2021 this increase is boosted by better forestry management and more effective conservation (48% or 5674 km^2 and 26% or 3324 km^2 for temperate and tropical forests, respectively) (fig. 5). The revalorization of forest resources and the employment opportunities generated in this sector can help to stop agriculture expansion, especially in areas with less potential for agricultural use. Reforestation programs are modified so that local initiatives are involved and survival of small trees increases. Regional planning promotes a

rational land use and thus regulates and strengthens forestry; forest plantations are established in unproductive agricultural areas to supply sufficient input for industrial processes.

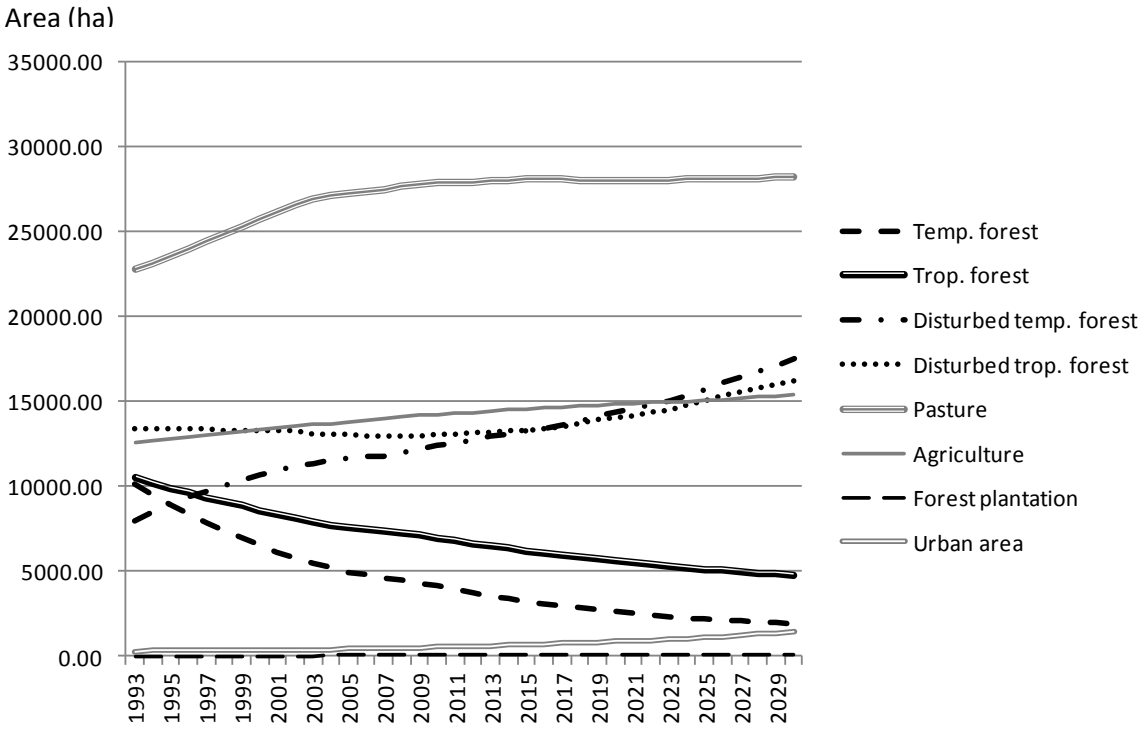


Figure 5. Tendencies of land use and cover for the alternative scenario ("Environment and economy").

Despite the intensification of agricultural production in highly productive areas with environmental friendly high tech methods, the strong demand for agricultural products and the alternative production systems (e.g. agro-forestry) in other already existing agricultural areas account for a 10% increase of agriculture until 2030. Agricultural and energy production are reorganized and policies are synergistic for multiple targets like CCMA, energy supply, biodiversity use and conservation, as well as human well-being. Subsidies and other economic incentives are redesigned in order to avoid further environmental degradation, to strengthen CCMA and to train campesinos so their production can be adapted to cover their basic needs under local circumstances (SEMARNAT 2009, SEMARNAT 2011). Agronomic research and capacity building incorporates traditional and innovative techniques allowing for a reduction of the

dependence on pesticides, synthetic fertilizers and contamination, while increasing productivity. Laws and other regulations strengthen the incorporation of the principles of environmental sound production systems, sustainable management of natural resources and restoring environmental integrity in the agricultural sector. The use of traditional varieties and their further development are enforced in the CCMA framework, because of their potential of adaptation to changing climatic and soil characteristics. Principles of organic agriculture and permaculture are applied where possible and diversification of crops is a possibility to increase income and nutritional status (SEMARNAT 2011). Livestock farming is based on more productive systems, better integrated with other agricultural production systems (e.g. alternative sources of forage and input of feces as fertilizer), so that the area at 2030 is not growing from 2016 onward (less than 3% increase in total). The use of natural vegetation as rangelands is drastically reduced and degraded pastures are converted into agro-forestry landscapes and forest plantations (CONAFOR 2001). Especially in indigenous regions, policies for integrating an industrialized production chain take effect and the processing of forestry products represents an alternative income that helps to reduce agricultural expansion (SEMARNAT 2009).

Classic conservation tools like PA and biological corridors are effectively implemented and measures of sustainable management of natural resources and agricultural production are widely applied in priority sites for conservation. Together with the sprawl of UMA, this is an important step towards the expansion of conservation from isolated PA into the landscape matrix. In the framework of CCMA, special emphasis is given to certain ecosystems in priority sites for conservation and corridors, like the declaration of 50% of mangroves as Ramsar sites (SEMARNAT 2009). But also the incorporation of conservation initiatives in the production processes in these areas is a key factor, which is made possible through the internalization of environmental and social costs of production. General measures of responsible use and treatment of water, air and soil in all sectors strengthen this tendency. Other conservation tools, like the PES, are consolidating (up to 2.175 m ha in 2030) and are converted into permanent programs in the framework of CCMA (CONAFOR 2001, SEMARNAT 2009). Compensatory actions for emissions and

pollution from industry and trade are used for environmental restoration of degraded and eroded lands. A strong emphasis of avoiding deforestation in regulations and implementation of alternative income possibilities like PES and REDD+ for livestock farming leads to a stabilization of areas for cattle ranching. Conservation is no longer seen as a restriction for development but as a viable alternative to traditional land use systems with sustainable social benefits and citizen participation is growing.

3.2.4 Discussion

Story lines in combination with quantitative projections were used in this study to show the implications of the interplay of various factors, politics and key sectors and to improve the conceptual framework of LUCC processes and their specific drivers. “Pesticides over the biological heritage” describes how LUCC is related to the economic, demographic, social and natural settings of the Grijalva-Usumacinta watershed. “Government sectors and market conflicts” and “Environment and economy” show how policy drivers of LUCC can be turned into policy drivers of conservation. Overall, the proposed measures could lead to a reduction of 13% of forest loss and to 11% less pastureland. One of the major shortcomings in all of these scenarios is the lack of quantitative regional specific data. The few available “hard” goals from the governmental sector are for all of Mexico, illustrating the lack of acknowledgement of the immense differences in natural and social settings. OECD (2006) data are too general to be evaluated in absolute numbers, but the tendencies of an increase in agricultural areas like fields for annual crops and grasslands for cattle production were used as a general validation of the model results. The same applies for data from FAO (2005) which show a sharp decrease in forest area.

3.2.4.1 *Policy drivers of LUCC*

Disarticulated institutions and political sectors in countries like Brazil and Mexico have favored biodiversity loss and deforestation (Geist and Lambin 2002, Lambin *et al.* 2003, Schmook and Vance 2009). Particularly, in Mexico, sectorial policies implemented in the 1950 had a strong influence on enhancing or reducing certain drivers (Durand and Lazo 2004, Bray and Klepeis 2005). Territorial planning, management and policies were based

on sectorial analysis that did not take into account other effects than their focal goals, leading to undesirable social or environmental impacts. The consequences are inconsistent regulations and stimulations of contrary goals by different policy sectors. The baseline scenario demonstrates how this lack of coherent policies to promote development based on a rational use of the natural capital exacerbates the loss of forests.

Especially agricultural policies and related subsidies, together with the historic influence of laws of deforestation and colonization valid until 1992, have been found to be strong incentives for deforestation (Klepeis and Vance 2003, Manjarrez-Muñoz *et al.* 2007, Schmook and Vance 2009). The strong expansion of pastures for extensive cattle farming is further related to neo-liberal economic politics and trade liberalization adopted in the last three decades, which turned livestock into one of the few profitable agricultural activities under the North American Free Trade Agreement (NAFTA, Barbier and Burgess 2001, Klepeis and Vance 2003, Zahniser and Coyle 2004, Manjarrez-Muñoz *et al.* 2007). The low requirements of material and labor, little dependence on climate, a lack of alternatives for risk management and education together with specific policies made that pastures have become the largest land use in the study area (Isaac-Márquez *et al.* 2008). For other agricultural activities the drivers for expansion and deforestation are numerous and include: (1) an increasing demand for staple foods because of demographic growth, (2) the available initial large forest areas (Carr *et al.* 2009), (3) little access to technology for intensification because of precarious socio-economic situation and a lack of sufficient and specific subsidies (Schmook and Vance 2009, Manjarrez-Muñoz *et al.* 2007, Isaac-Márquez *et al.* 2008), and (4) a 50% decrease of real income from agricultural products between 1981 and 2002 (Cámara de Diputados 2002). This decrease is strongly related to the NAFTA and resulting federal policies implemented through governmental support programs like PROCAMPO and PROGAN. The impoverishment of rural living hoods in turn increases the dependence on PROCAMPO and PROGAN. To compensate this decline, cultivated areas are increased and fallow times shortened, leading to further ecological degradation (Cámara de Diputados 2002, Carr *et al.* 2009). Other strategies to maintain

income are a diversification of crops (e.g. chili but also illegal crops) and off-farm income (Schmook and Vance 2009).

3.2.4.2 Policy drivers of conservation

Equilibrium between deforestation and regeneration in this region can only be obtained through land use planning that eliminates contradictive policies and favors sustainable forest management in combination with an efficient conservation program that exploits the synergies between biodiversity, climate change and human well-being. Ordering land use is a prerequisite for enhancing agricultural production and for effective implementation of policies, the basis for controlling illegal logging and urban sprawl. The conversion of highly productive land into urban areas has to be halted if pressure on the remaining forests is to be reduced. Even though the accelerated growth of urban areas plays a rather insignificant role compared to agricultural areas; it represents a strong impact on natural resources, especially related to food, energy, waste and other ecosystem services demanded by towns and cities.

Mismatching spatial and temporal scales of regional planning and ecological processes need to be considered to achieve an effective implementation of conservation and restoration measures (Theobald *et al.* 2005). Conservation strategies need to combine different approaches and tools in order to not just conserve natural islands in a transformed matrix. PA are the central column of conservation but only when combined with a diverse and sustainable use of biodiversity in biological corridors, priority sites for conservation and UMA, biodiversity loss can be reduced (CONABIO *et al.* 2007). Conservation goals may not be compatible with the local biodiversity and human populations as a result of conflicting local perceptions and the need for subsistence activities (Nygren 2004, Sarukhán *et al.* 2009). Green subsidies need to be so competitive, that support programs like payment for ecosystem services can be a viable option for local stakeholders (Sarukhan *et al.* 2009). Managed natural forests have to play a leading role in reducing deforestation and forest degradation but management plans alone can hardly be effective. Good practices, capacity building and follow-up, in combination with systematic

reforestation and erosion control are crucial. The creation of community forest enterprises has shown to be a promising solution in Mexico but existing investments are not sufficient (Bray *et al.* 2007). The responsible use of natural resources needs to get economically viable for all sectors of society in order to overcome the development disparities and to make conservation work. Income opportunities need to be diversified as an answer to the steady decrease of real income and economic crises in the neoliberal context (Reardon *et al.* 2006) with a special emphasis to non-farm employment like small and medium scale industries and integrated production chains on a sub-regional scale (de Janvry and Sadoulet 2001, Schmook and Vance 2009). Strategies need to consider regional specific settings and identify synergies between ecosystem services (e.g. REDD+), conservation, production and commercialization (Sarukhán *et al.* 2009).

The reorganization of agricultural activities and related policies is extremely challenging but necessary for intensifying production without further decreasing the integrity of human and natural systems (Tilman *et al.* 2002). Just as for conservation strategies, production incentives should be adjusted to social, cultural, natural and technological settings for specific regions to control unintended deforestation, pollution and erosion (Klepeis and Vance 2003). Subsidies need to be re-designed so that they stop being welfare payments and to be linked to adequate and proper technical assistance and start promoting intensification and sustainability (Sadoulet *et al.* 2001). Productivity in suitable areas has to be a primary goal and in the case of livestock farming can only be achieved with a radical regulation of activities. Unproductive lands in turn should be used for sustainable agroforestry activities or converted into secondary forests, both measure to maintain semi-natural habitat in production areas to assure the persistence of multi-functional landscapes in the study area.

3.2.5 Conclusions

The key question is how to reduce the loss of forests, biodiversity and ecosystem services through the conversion of natural vegetation into little productive fields and pastures and how to promote income through adequate intensification of production and regional

production chains. The government will have to play a key enabling role in changing the identified drivers of LUCC by promoting the effective use of resources, decoupling of economic growth and resource use (regional productions chains, lessen market barriers Schmook and Vance 2009), internalization of environmental costs and drastic changes in production systems. The alternative scenarios serve as a basis for discussing policy and management actions to change the actual processes into a more sustainable system in the framework of a regional conservation strategy. However, it will be extremely difficult to accomplish the transition from the baseline LUCC processes and rates to a balance between deforestation and regeneration in 2030. The goals set in the alternative scenario implicate a consistent change not only in public policies but in all of society. Even if all the efforts contemplated in the documentation of the different sectors as shown in the variant and alternative scenarios would become effective, it would likely take longer than the aforementioned time horizon, because of the time lag related to policy implementation and the time lag of visible effect in LUCC of these policies.

3.2.6 References

Bakkes, J.A. (ed.), P.R. Bosch, (ed.), A.F. Bouwman, H.C. Eerens, M.G.J. den Elzen, M. Isaac, P.H.M. Janssen, K. Klein Goldewijk, *et al.* 2008. Background report to the OECD Environmental Outlook to 2030. The Netherlands Environmental Assessment Agency, Organization for Economic Cooperation and Development. Bilthoven, The Netherlands. 185 pp.

Barbier, E.B. and J.C. Burgess. 2001. The economics of tropical deforestation. Journal of Economic Surveys, 15(3): 413-433.

Bray, D.B., and P. Klepeis. 2005. Deforestation, forest transitions, and institutions for sustainability in southeastern Mexico, 1900–2000. Environmental History 11:195–223.

Bray, D., L. Merino and D. Barry (eds.) 2007. Community forests in Mexico. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Consergo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenibles, Instituto de Geografía, UNAM, Florida International Institute, Mexico City, Mexico. 443 pp. (in Spanish).

Cámara de Diputados. 2002. Mexico: selected statistics for the agricultural sector, 1980-2002. Centro de Estudios de las Finanza Públicas. H. Congreso de la Unión, Mexico City, Mexico (in Spanish).

Chagoya, J.L. and L. Iglesias Gutiérrez. 2008. Scheme for ecosystem service payment of the National Forest Commission, Mexico In: Sepúlveda, C.J. and M. Ibrahim (eds.). 2008. Politics and systematic incentives for fostering and adoption of good agricultural practices as a measure for climate change adaptation in Central America. Centro Agrónomico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Panama City, Panama. 279 pp. (in Spanish).

Chowdhury, R.R. 2006. Driving forces of tropical deforestation: The role of remote sensing and spatial models. Singapore Journal of Tropical Geography, 27(1), 82-101.

CONABIO, CONANP, TNC, PRONATURA, FCF and UANL. 2007. Gap analysis of the conservation status of terrestrial biodiversity in Mexico: species and spaces. Comisión

Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy- Programa México, Pronatura, A.C., Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, Mexico City, Mexico. 127 pp. (in Spanish).

CONAFOR. 2001. Strategic forestry program for Mexico in 2025. Comisión Nacional Forestal, Mexico City, Mexico. 173 pp. (in Spanish).

CONAFOR. 2007. Institutional programm 2007-2012. Comisión Nacional Forestal, Mexico City, Mexico. 59 pp. (in Spanish).

CONANP. 2009. Report of achievements. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Mexico City, Mexico (in Spanish).

CONAPO. 2008. Demographic projections for Mexico 2005-2050. Consejo Nacional de Población, retrieved July 1, 2011 from http://www.conapo.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=36&Itemid=234 (in Spanish).

Daconto, G. and L. Norbu Sherpa. 2010. Applying Scenario Planning to Park and Tourism Management in Sagarmatha National Park. Mountain Research and Development 30(2): 103-112.

De Janvry, A. and E. Sadoulet 2001. Income Strategies Among Rural Households in Mexico: The Role of Off-farm Activities. World Development 29(3): 467-480.

Dockerty, T., A. Lovett, K. Appleton, A. Bone and G. Sunnenberg. 2006. Developing scenarios and visualizations to illustrate potential policy and climatic influences on future agricultural landscapes. Agriculture, Ecosystems & Environment 114(1): 103-120.

Durand, L., and E. Lazos. 2004. Colonization and tropical deforestation in the Sierra Santa Marta, Southern Mexico. Environmental Conservation 31(1): 11-21.

FAO. 2001. Global forest resources assessment 2000. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Retrieved April 26, 2009 from http://www.fao.org/forestry/fo/fra/index.jsp

FAO. 2005. First revision of the strategic forestry program 2025 and of the national forestry program 2001-2006. Report UTF/056/MEX. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Mexico City, Mexico 31 pp. (in Spanish).

FAO. 2006. Global Forest Resources Assessment 2005. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. Retrieved February 15, 2008 from http://edcsns17.cr.usgs.gov/glcc/fao/overview.html.

FAPRI. 2008. U.S: and World Agricultural Outlook. Food and Agricultural Policy Research Institute. Iowa State University, University of Missouri-Columbia, USA. Retrieved 14.05.2009 from http://www.fapri.iastate.edu/outlook/2008/.

Flamenco-Sandoval, A., M. Martínez-Ramos and O.R. Masera. 2007. Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. Biological Conservation 138:131-145.

Geist, H.J. and F. Lambin. 2002. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. BioScience 52(2): 143-150.

Houet, T., T R. Loveland, L. Hubert-Moy, C. Gaucherel, D. Napton, C.A. Barnes and K. Sayler. 2010. Exploring subtle land use and land cover changes: a framework for future landscape studies. Landscape Ecology 25: 249–66.

INEGI. 1995. Census of population and dwelling. Final results. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática , edited by Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Mexico. (in Spanish).

INEGI. 2002. Localities in the Mexican Republic 2000. XII Census of population and dwelling 2000. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática , edited by Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Mexico. (in Spanish).

INEGI. 2005. Localities in the Mexican Republic 2005. XIII Census of population and dwelling 2005. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática , edited by Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Mexico. (in Spanish).

INEGI, CONABIO and INE. 2007. Terrestrial ecoregions of Mexico, 1:1 000 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto Nacional de Ecología. Mexico. (in Spanish).

Kok, K., P. Verburg, T. Veldkamp. 2007. Integrated assessment of the land system: the future of land use. Land Use Policy 24:517–520.

Kolb, M and L. Galicia. 2011. Challenging the linear forestation narrative in the Neo-tropic: regional patterns and processes of deforestation and regeneration in southern Mexico. The Geographical Journal. DOI: 10.1111/j.1475-4959.2011.00431.x

Klepeis, P. and C. Vance. 2003. Neoliberal policy and deforestation in southeastern Mexico: an assessment of the PROCAMPO Program. Economic Geography 79: 221–40.

Lambin, E. F., B. L. Turner, H. J. Geist, S. Agbola, A. Angelsen and J.W. Bruce. 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. Global Environmental Change 11 (4): 261–269.

Lambin, E.F., H.J. Geist and E. Lepers. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. Annual Review of Environment and Resources 28: 205-241.

MA. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment, World Resources Institute, Washington DC. 86 pp.

Manjarrez-Muñoz, B., S. Hernández-Daumás, B. de Jong, J. Nahed-Toral, O.O. de Dios-Vallejo and E. Salvatierra-Zaba. 2007. Territorial configuration and land use planning perspective for livestock farming in the municipalities of Balancán and Tenosique, Tabasco. Investigaciones Geográficas 64: 90-115 (in Spanish, English summary).

Mas, J.F., A. Velázquez, J. Reyes Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández and A. Pérez-Vega. 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multi date spatial database for Mexico. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 5: 249–61.

Nygren, A. 2004. Contested Lands and Incompatible Images: The Political Ecology of Struggles Over Resources in Nicaragua's Indio-Maiz Reserve. Society & Natural Resources 17(3): 189-205.

OECD. 2008. OECD Environmental Outlook to 2030. Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD Publishing. 517 pp.

Presidencia de la República 2007. Vision for 2030. Retrieved November 2, 2008 from http://www.vision2030.gob.mx/ (in Spanish).

Reardon T., J. Berdegué, C.B. Barrett and K. Stamoulis. 2006. Household Income Diversification into Rural Nonfarm Activities. In: Haggblade, S., P. Hazell and T. Reardon (eds.). 2006. Transforming the rural nonfarm economy, Johns Hopkins University Press, Baltimore. 479 pp.

Turner, B.L. 2010. Sustainability and forest transitions in the southern Yucatán: the land architecture approach. Land Use Policy 27: 170–9.

Sadoulet, E. 2001. Cash Transfer Programs with Income Multipliers: PROCAMPO in Mexico. World Development 29(6): 1043-1056.

SAGARPA. 2007. Sectorial program for the development of agriculture and fishery. Secretaría de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación. Retrieved November 4, 2009 from http://www.sagarpa.gob.mx/tramitesyServicios/sms/Documents/sectorial_231107.pdf.

SAGARPA. 2007b. Expectations for production and demand for fodder grains. Secretaría de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación. Retrieved November 4, 2009 from

http://www.sagarpa.gob.mx/ganaderia/Publicaciones/Lists/Programa%20Nacional%20Pecuario/Attachments/3/agricola.pdf (in Spanish).

SAGARPA. 2009. Program for sustainable production for inputs for bio-energy production, scientific and technological development 2009-2012. Secretaría de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación, Retrieved November 4, 2009 from http://www.sagarpa.gob.mx/agricultura/Documents/PROINBIOS_20091013.pdf (in Spanish).

Sala, O.E., F.S. Chapin, J.J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, *et al.* 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287(5459), 1770-4.

Sarukhán, J., *et al.* 2009. Natural Capital of Mexico. Synthesis: present knowledge, assessment and perspectives for sustainability. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Mexico City, Mexico. 100 pp. (in Spanish).

Schmook, B. and C. Vance. 2009. Agricultural Policy, Market Barriers, and Deforestations: The Case of Mexico's Southern Yucatán World Development 37 (5): 1015-1025.

SEMARNAT. 2009. Special program for climate change 2009-2012. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Mexico City, Mexico. 282 pp. (in Spanish).

SEMARNAT. 2011. Information system of the cross-cutting issues agenda. Retrieved November 4, 2009 from http://aplicaciones.semarnat.gob.mx/siat/ConsultaDepenTemasDetalle.aspx?Sist=0&Dep=83&Tipo=1&F=1&Reporte=S (in Spanish).

Soares-Filho, B.S., H. Rodrigues, and W. Costa. 2009. Modeling environmental dynamics with Dinamica EGO. Centro de Sensoriamento Remoto/Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, Brazil. 114 pp.

Theobald, D. M., T. Spies, J. Kline, B. Maxwell, N. T. Hobbs and H. Dale. 2005. Ecological Support for Rural Land-Use Planning. Ecological Applications 15(6): 1906-1914.

Tilman, D., K.G. Cassman, P.A. Matson, R. Naylor and S. Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature 418: 671-677.

Torres Rojo, J.M. 2004. Study of the tendencis and perspectives of the forestry sector in Latin America for the year 2020. Report for Mexico. Retrieved November 4, 2009 from http://www.fao.org/docrep/006/j2215s/j2215s00.htm (in Spanish).

UNEP. 2001. An Assessment of the Status of the World's Remaining Closed Forests. Report UNEP/DEWA/TR 01-2. Division of Early Warning and Assessment (DEWA), United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya. 551 pp.

UNEP. 2002. Global Environmental Outlook 3. Past present and future perspectives. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya. 410 pp.

UNEP. 2004. Global Environment Outlook Scenario Framework: Background Paper for UNEP's Third Global Environment Outlook Report (GEO-3). United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya. 60 pp.

Verburg, P.H., M.D.A. Rounsevell and A.Veldkamp. 2006. Scenario-based studies of future land use in Europe. Agriculture, Ecosystems, and Environment 114: 1–6.

Westhoek, H., M. Vandenberg and J. Bakkes. 2006. Scenario development to explore the future of Europe's rural areas. Agriculture, Ecosystems and Environment 114(1):7-20.

Zahniser, S. and W. Coyle. 2004. U. S.-Mexico Corn Trade During the NAFTA Era: New Twists to an Old Story, United States Department of Agriculture. Retrieved November 4, 2009 from www.ers.usda.gov.

3.3 CAPÍTULO III

Evaluating drivers of land use change and transition potential models in a complex landscape in southern Mexico

Aceptado para su publicación en la revista International Journal of GIS

Abstract

Understanding and analysis of drivers of land use and cover change (LUCC) is a requisite to reduce and manage impacts and consequences of LUCC. The aim of the present study is to analyze drivers of LUCC in Southern Mexico and to see how these are used by different conceptual and methodological approaches for generating transition potential maps and how this influences the effectiveness to produce reliable LUCC models. Spatial factors were tested for their relation to main LUCC processes and their importance as drivers for the periods 1993-2002 and 2002-2007 was evaluated by hierarchical partitioning analysis and logistic regression models. Tested variables included environmental and biophysical variables, location measures of infrastructure and of existing land use, fragmentation and demographic and social variables. The most important factors show a marked persistence over time: deforestation is mainly driven by the distance of existing land uses; degradation and regeneration by the distance of existing disturbed forests. Never the less, the overall number of important factors decreases slightly for the second period. These drivers were used to produce transition potential maps calibrated with the 1993-2002 data by two different approaches: (1) Weights of evidence (WoE) to represent the probabilities of dominant change processes, namely deforestation, forest degradation and forest regeneration for temperate and tropical forests and (2) logistic regressions models (RM) that show the suitability regarding the different LUC classes. Validation of the transition potential maps with the 2002-2007 data indicates a low precision with large differences between LUCC processes and methods. Areas of change evaluated by difference in potential showed that WoE produce transition potential maps that are more accurate for predicting LUCC than those produced with RM. ROC statistics show that transition potential models based on RM do usually better predict areas of no change, but the difference is rather small. The poor performance of maps based on RM could be attributed to their too general representation of suitability for certain LUC classes when the goal is modeling complex LUCC and the LUC classes participate in several transitions. The application of a multi-model approach enables to better understand the relations of drivers to LUCC and the evaluation of model calibration based on spatial explanatory

factors. This improved understanding of the capacity of LUCC models to produce accurate predictions is important for making better informed policy assessments and management recommendations to reduce deforestation.

Keywords*: Drivers of land use and cover change, logistic regression models, hierarchical partitioning, transition potential models, Southern Mexico.*

3.3.1 Introduction

Understanding of the drivers of land use and cover change (LUCC) is considered one of the most challenging questions in global change science and analysis of drivers is a requisite to reduce and manage impacts and consequences of LUCC (Geist and Lambin 2001, Chowdhury 2006, Turner 2010). LUCC is a complex and not linear process in time and space and the specific direct and indirect drivers on global, national, regional or local scale are extremely diverse (Geist and Lambin 2001, Lambin *et al.* 2003). Interrelation and feedbacks between the factors and particular interaction on different scales further complicate the analysis of LUCC drivers (Lambin *et al.* 2003, Kok 2004). Furthermore, landscapes and drivers of LUCC are not stable over time so that the selection of the analyzed period influences the results (Bürgi *et al.* 2004, Eastman *et al.* 2005).

Advances in geomatics have made it possible to create a diverse set of quantitative and spatial LUCC models for prospective analysis. Accurate model outputs depend on the capacity of the model to produce coherent predictions based on spatial explanatory factors and it is important to better understand and evaluate model calibration (Eastman *et al.* 2005, Pérez-Vega *et al.* 2012). Pattern-based top-down spatial models of LUCC usually apply some kind of transition potential model that use a set of spatial explanatory factors representing drivers of change to generate probable locations of changes based on the empirical relationship of drivers and LUCC (Mas *et al.* 2011). There are several methods to create transition potential maps, the most common are based on probabilities of LUCC transitions or suitability of certain land uses (Eastman *et al.* 2005). Probability maps display values of the probability for areas that can participate in a particular LUCC transition (e.g. areas with forest cover in the case of deforestation). In contrast, suitability maps show values of the aptitude of the study area to be occupied by a certain land cover or use. In any case, an appropriate identification and representation of drivers of human induced LUCC determines the accuracy and applicability of model results. Other aspects like scale, statistical methods and data availability also influence the prediction of where, when and why LUCC occurs (Bürgi *et al.* 2004, Chowdhury *et al.* 2006, Figueroa *et al.* 2009).

Regression models (RM) are one of the most common techniques for identifying relationships between variables, including drivers and modeling transition potentials (MacNally 2002, Eastman *et al.* 2005, Lakes *et al.* 2009). But RM have also been criticized of being affected by collinear relationships in the independent variables, so that it is not easy to see which of the shown relations are real and which are artifacts of multicollinearity and autocorrelation (MacNally 2000). Hierarchical partition (HP) analysis has been proposed to control these shortfalls, since HP measures the contribution of every variable to the variance in the dependent variable but considers all possible models in a hierarchical multiple regression setting to attempt to identify the most likely causal factors (Chevan and Sutherland 1991, MacNally 2002). Thus, it is not affected by multicollinearity and can be used to statistically choose the variable to retain for further analysis (MacNally 1996, MacNally 2000, MacNally 2002).

This study proposes a sequence of analyses to overcome common statistical problems related to the identification of spatial drivers of particular LUCC processes and investigates how these spatial drivers can be translated into accurate transition potential models guided by the following questions: (1) Which factors are most important to spatially determine observed changes? (2) How do the drivers of LUCC change over time? (3) Do different conceptual and methodological approaches for generating transition potential maps have an influence on their effectiveness? (4) What are the implications of using probability or suitability maps for generating predictions?

3.3.2 Methods

3.3.2.1 Study area

The Grijalva-Usumacinta watershed in southeast Mexico (18.71° -15.22° N and -94.25° -90.38° W) served as a natural boundary for the study area (fig. 1). It covers 87,686 km2 and is one of the most important watersheds in Mexico and North America. By volume the Usumacinta is the most important stream flow in the Gulf of Mexico after the Mississippi (the 7th worldwide) and contains 30% of Mexico's freshwater. The basin is characterized by an extremely heterogeneous relief (0-3050 masl), different climates and resulting

vegetation types. The diversity of biotic and abiotic factors gives rise to an immense biological and cultural diversity. The watershed covers several ecoregions (INEGI *et al.* 2007, Figure 1) with a broad sprectrum of disturbances: (1) the severely transformed Gulf of Mexico Coastal Plain with Wetlands and High Tropical Rain Forest, (2) Hills with High and Medium Semi-Evergreen Tropical Forest, (3) Hills with Medium and High Evergreen Tropical Forest, in its southern portions also known as Lacandon Forest, the best conserved rain forests in Mexico, (4) the Chiapas Highlands with Conifer, Oak, and Mixed Forest coined by indigenous land use techniques, (5) the Chiapas Depression with Low Deciduous and Medium Semi-Deciduous Tropical Forest showing a strong impact from agriculture and urban settlements and (6) the Central American Sierra Madre with Conifer, Oak, and Mixed Forests characterized by indigenous cultures.

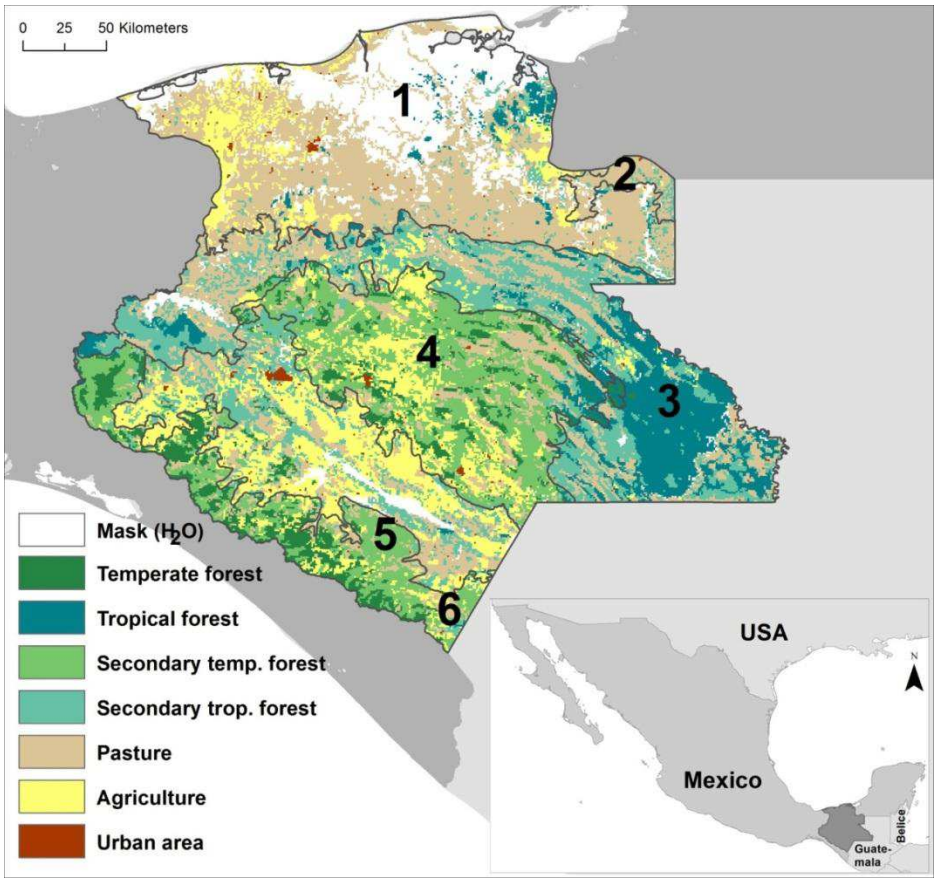


Figure 1. Location of study area, its land use and cover in 2007 (INEGI in prep.) and ecoregions (see text for explanation).

The Grijalva-Usumacinta watershed is part of the Mesoamerican hot spot of biodiversity. Chiapas alone is home of more than 10,000 species of vascular plants, that is almost 10% of global plant diversity. This immense diversity forms the habitat for a great number of fauna, like the 659 bird and 205 mammal species registered, corresponding to 50% of all Mexican species described for these groups (González-Espinosa *et al.* 2005). The area has also been recognized as a hot spot of deforestation (Lambin *et al.* 2003, Mas *et al.* 2004) but recent studies report a slowing down of LUCC dynamics (Kolb and Galicia 2012). In 2007 about 26% of the catchment area was covered by primary vegetation, 28% by secondary vegetation, 16% used for agriculture and 30% used for extensive cattle ranching.

3.3.2.2 Data

An analysis of historic LUCC by Kolb and Galicia (2012) served as the basis for defining the general framework of LUCC. The original land use and cover (LUC) classes and transitions were aggregated for modeling purposes, but the distinction between temperate and tropical forest types and their secondary state were maintained to distinguish between deforestation and forest degradation, since more detailed LUCC transitions may improve analysis of LUCC and models of the related drivers (Lambin *et al.* 2003, Millington *et al.* 2007). Besides, the analyzed transitions distinguish between pasture and agricultural use and urban areas (fig. 2).

The selection of variables representing explanatory factors of LUCC was based on the conceptual model shown in figure three, as well as on previous studies in Mexico and Latin America (Geoghegan *et al.* 2001, Soares-Filho and Coutinho 2002, Vance and Geoghegan 2004, Chowdhury 2006, Figueroa *et al.* 2009, Mas and Flamenco-Sandoval 2011); but availability, completeness and scale of data for drivers or surrogates is a major restriction for the analysis. Location measures like distance to roads and distance to previously changed areas have been found especially important, since accessibility in the case of roads and the expansion of existing land uses in the case of distance to existing land uses seem to be crucial systematic patterns of LUCC (Soares-Filho and Coutinho 2002,

Chowdhury 2006, Mas and Flamenco-Sandoval 2011). The data set included (1) environmental and biophysical variables as biophysical constraints for land use, (2) location measures regarding infrastructure and existing land use to represent systematic patterns of land uses, (3) fragmentation as an ecological landscape measure of the degree of land cover modification and (4) demographic and social variables as surrogates of characteristic land use dynamics determined by socio-economic and cultural characteristics (table 1). Population growth was calculated following INEGI (2001). Point data for population density, population growth, population density of indigenous language speakers and the ratio of men/women was interpolated using a inverse distance weighted (IDW) technique in ArcGIS in order to get a spatial continuous representation for analysis of LUCC (Farfan *et al.* in press). Fragmentation layers were generated with the fragmentation indexes measured within the surrounding landscape proposed by Riitters *et al.* (2002). This method identifies four components of fragmentation called "core," "perforated," "edge," and "patch" by a square window analysis centered on a subject forest pixel. All variables were resampled to a resolution of 1000 m (the resolution of the coarsest data set).

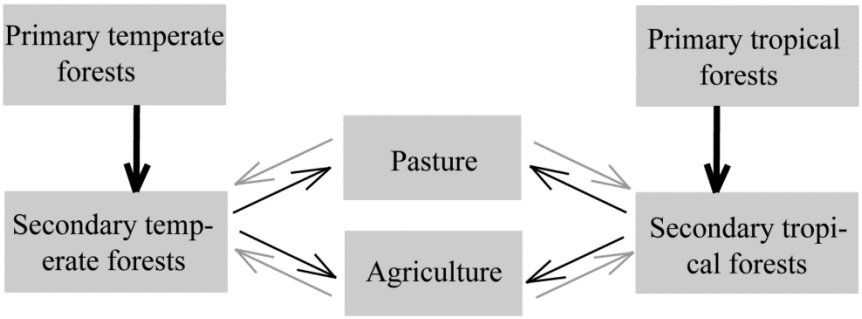


Figure 2. Conceptual model of the main land use and cover change processes that included forest degradation (bold arrows), deforestation (black arrows) and natural regeneration (grey arrows).

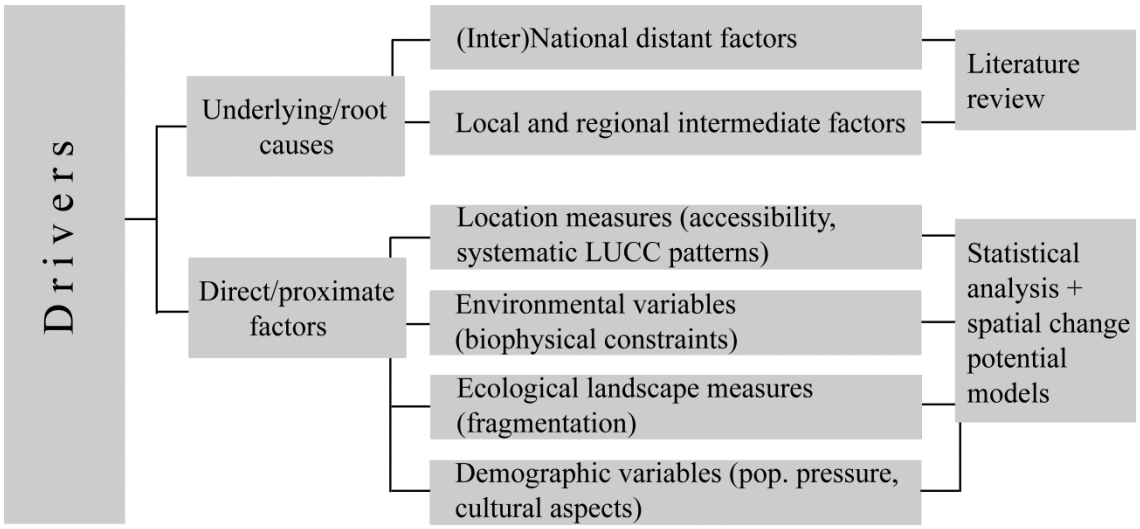


Figure 3. Conceptual model of underlying and proximate drivers and groups of direct factos analyzed for the present study and the drivers they represent.

3.3.2.3 Analysis of drivers

A analysis comprising four phases was applied: (1) identification of distance of minimal autocorrelation, (2) test for their relation to LUCC, (3) estimate their importance as drivers of LUCC and (4) assess the predictive power of resulting spatial change potentials (fig. 4). Since empirical probabilities are only valid for the specific time and location examined (Eastman *et al.* 2005), we analyzed the periods 1993-2002 and 2002-2007 in order to evaluate the stability of factors over time. Main LUCC processes (deforestation, forest degradation and regeneration of tropical and temperate forests) were established in a previous analysis of LUCC dynamics (Kolb and Galicia 2012).

In this study we used HP and RM to identify spatial factors related to recent LUCC tendencies in Southern Mexico. 60 variables from 12 themes (table 1) were statistically analyzed in respect to 10 transitions based on seven classes of land use and cover (fig. 5). All analyses were performed with change maps, where 1= change, 0= potential candidate but no change, no data = area not covered by the cover necessary to participate in change. In this way we included logical restrictions to change processes based on the original land cover. The pretreatment included the elimination of highly correlated

Environmental and biophysical variables		Source
Topography	Altitud	ASTER GDEM 2009
	Slope	ASTER GDEM 2009
Climate	19 bioclimatic variables	http://www.worldclim.org/
Geomorphology	Fluvial system	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Coastal system	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Lacustrine and eolic flats	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Fold mountains	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Karst system	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Plains	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Volcanic relief	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Mountain ranges	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Foot mountains	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
Edaphology	Soil texture (coarse)	INIFAP, CONABIO 1995
	Soil texture (medium)	INIFAP, CONABIO 1995
	Soil texture (fine)	INIFAP, CONABIO 1995
Hydrology	Waterbodies*	CONABIO 2009
	Rivers*	CONABIO 2008
	Seasonal rivers*	CONABIO 2008
Land use and cover	Temperate forest*	INEGI 2002, 2005, 2008
	Disturbed temperate forest*	INEGI 2002, 2005, 2008
	Tropical forest*	INEGI 2002, 2005, 2008
	Disturbed tropical forest*	INEGI 2002, 2005, 2008
	Forest plantations*	INEGI 2002, 2005, 2008
	Pasture*	INEGI 2002, 2005, 2008
	Agriculture*	INEGI 2002, 2005, 2008
Fragmentation	Inner forest*, perforation*, patches*	INEGI 2002, 2005, 2008
Demographic and social variables		
Demography	Population density (1995, 2000, 2005)$^{+}$	INEGI 1995, 2001b, 2005
	Population growth (1995/2000, 2000/2005)$^{+}$	INEGI 1995, 2001b, 2005
Migration	Ratio Masc/Fem (1995, 2000, 2005)$^{+}$	INEGI 1995, 2001b, 2005
Ethnicity	Population density of indigenous language speakers (1995, 2000, 2005)$^{+}$	INEGI 1995, 2002, 2005
Land tenure	Community owned agricultural land (ejido)	National registry of land tenure
Socio-economic status	Margination (very high, 1995, 2000, 2005)*	CONAPO 1995, 2000, 2005
	Margination (very low, 1995, 2000, 2005)*	CONAPO 1995, 2000, 2005
Infrastructure	Paved roads*, unpaved roads*, roads*	IMT 2001

Table 1. Variables included in the analysis for identifying factors related to LUCC. * indicates euclidean distance.

variables (spatially corrected correlation coefficients >0.7, Clifford *et al.* 1989) and the design of a spatial sampling design based on spatial autocorrelation (scale of data independency) to reduce the influences of autocorrelation on coefficients and inference in the statistical analyses (Dormann 2007). For the assessment of spatial autocorrelation (SAC) correlograms using Moran's I were analyzed (software Passage, Rosenberg and Anderson 2011). The majority of maps showed a sharp decline of SAC (I<0.35) at a distance of 6 km; based on this criteria 10 981 observations were generated.

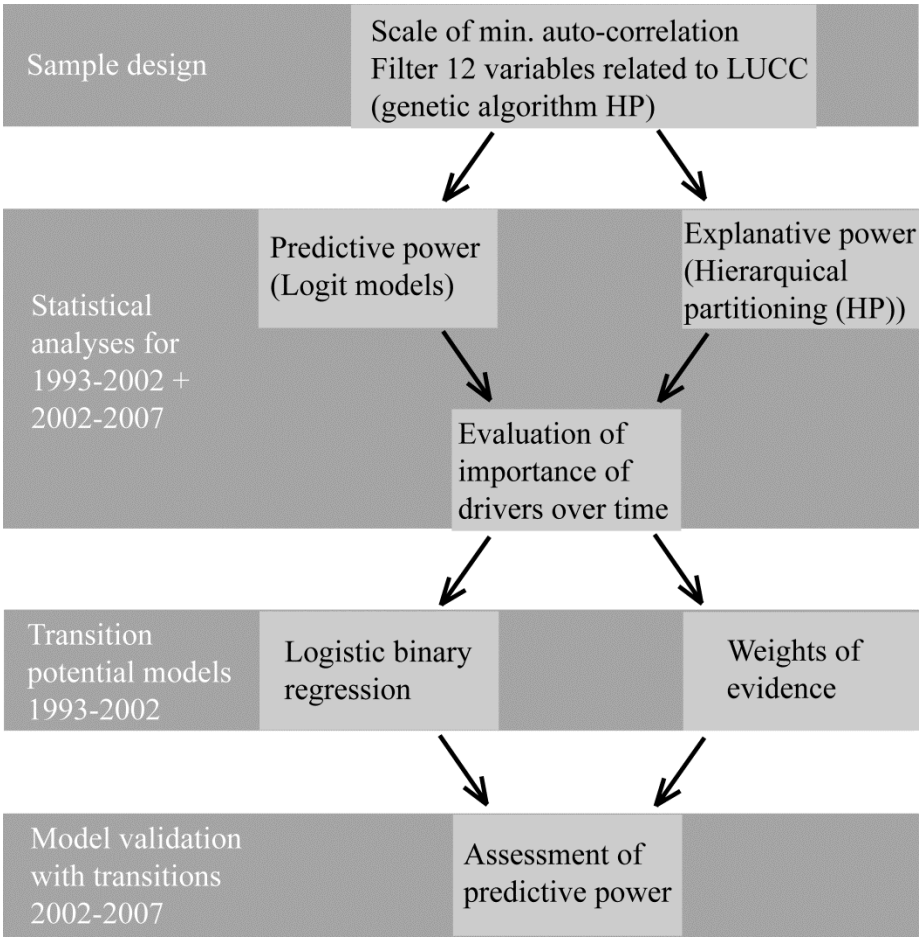


Figure 4. Analysis scheme.

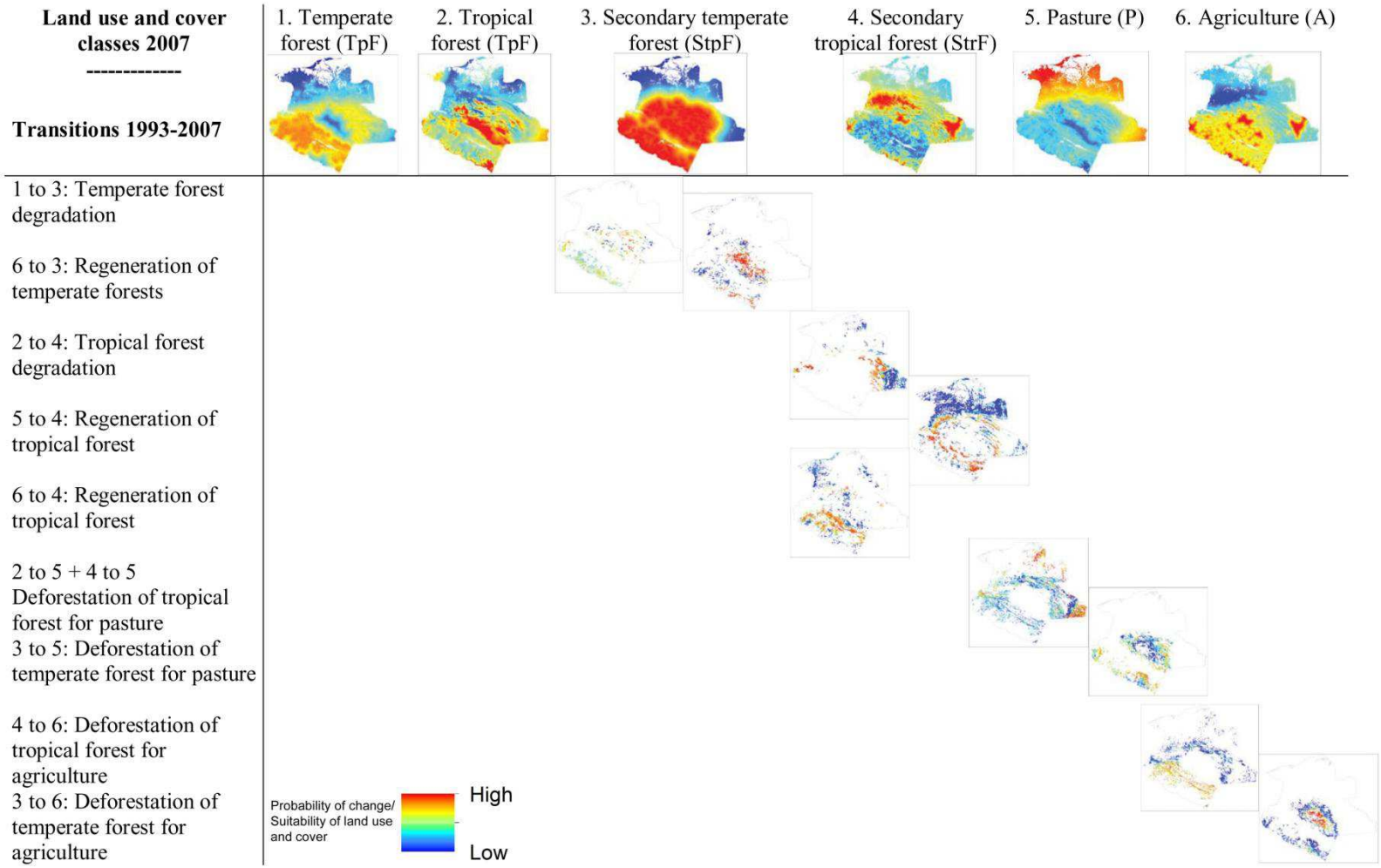


Figure 5. Analyzed land use and cover classes and land use change transitions and the corresponding transition potential maps

Due to the fact that the HP program was limited to 12 input variables, we combined it with a genetic algorithm (Willighagen 2005) in order to select the 12 variables most relevant to the HP model considering independent contribution of variables. A genetic algorithm is a heuristic search that mimics the biological evolution process for solving problems and which operates through a simple cycle of stages: (1) Creation of a "population" of chromosomes, which encode candidate solutions, (2) evaluation of each chromosome, (3) selection of the best chromosomes and, (4) genetic manipulation to create a new population of chromosomes. In this case the chromosome was a string of binary values (coded 0 or 1) corresponding to each input variable and the variables coded 1 were selected as inputs in the HP. The evaluation function was defined to select the "best" chromosome computing the goodness of the model (sum of the independent contributions of the 12 variables). An additional criterion penalized those chromosomes with more than 12 variables.

The 12 variables identified for each period were used to establish which factors explain most variance in LUCC processes individually (I > 20%) in a HP analysis (Walsh and MacNally 2012), since this technique is not affected by collinear relationships in the independent variables. Thus it yields real relations not based on artifacts of multicollinearity and autocorrelation (MacNally 2000). HP does not create a predictive model, but identifies the predictors that explain most variance independently (I) and in combination with the others (J). The use of the HP method developed by Chevan and Sutherland (1991) by ecologists and biologists in multivariate analyses was first suggested by MacNally (1996). The independent contribution of a variable X to explain variance in the dependent variable is calculated by comparing the fit of all possible models including X with the same model but with this variable omitted within each hierarchical level. The average improvement in fit for each hierarchical level that considers X is then averaged across all hierarchies, giving the independent contribution of X called I (Millington *et al.* 2007). Additionally, a predictive model giving the type of relation (significance, direction and strength) of factors with LUCC was fitted with logistic binary RM using a stepwise backward procedure for each transition. Binary logistic RM have been widely applied to

analyze variables involved in LUCC because LUCC is usually represented as a discrete change (Verburg 2002). Those variables which were significant in a best single RM were considered as predictive factors and were evaluated for the particular LUCC processes (Verburg *et al.* 2002, MacNally 2000). The models themselves were evaluated by the relative operating characteristic (ROC) curve, which compares the model performance to a random model (Schneider and Pontius 2001).

3.3.2.4 Importance of drivers over time

The criteria for establishing the level of importance were the -2log probability in the RM (or Akaike information criterion (AIC) >10,000) and the individual contribution to variance explanation in the HP analysis for each of the analyzed transition. Stability over the periods 1993-2002 and 2002-2007 was qualitatively assessed by the overall importance of factors for main LUCC processes, considering both the RM and HP analysis. This served to synthesize analysis results and to develop new insights on the temporal dynamic of drivers.

3.3.2.5 Transition potential models

Two methods were applied to generate transition potential models: RM and weights of evidence (WoE). Both are based on a conceptual mathematical LUCC model derived from past changes to produce transition potential maps for each observed transition or land use and cover class. Change maps of 1993-2002 and the 12 explanatory factors identified for this period were used for model calibration, while the change maps from 2002-2007 served for validation of the ability of the model to identify areas of change. The Weights-of-Evidence (WoE, Bonham-Carter 1994) approach is a modified form of the Bayes theorem of conditional probability that is currently used by the DINAMICA land cover change model (Soares Filho *et al.* 2009). It consists of an independent evaluation of explanatory variables with subsequent aggregation, where empirical likelihoods derived from Boolean map layers are used as inputs to a log odds ratio recasting of Bayesian aggregation (Eastman *et al.* 2005). The 12 variables selected by the HP analysis in combination with a GA assured the independence of the applied variables, which was

confirmed with the Cramer's Coefficients provided by DINAMICA. The limited number of pixels for in the categories at the extremes of the distribution of the data points can cause WoE coefficients without statistical significance. Original WoE coefficients were adjusted so that illogic weights at the extremes follow a logical trend. Logistic RM, a multivariate evaluation of driver-variable relationships, provides a probability term that relates presence/absence land cover data with an explanatory variable that can be interpreted as a transition potential (Eastman *et al.* 2005). Only the variables with a significant contribution to the RM were used for generating the suitability maps by calculating the transition potential map for the entire study area based on the coefficients of the sample points (Verburg *et al.* 2002).

A reliable model should be able to indicate high transition potential for the locations that experience change and low potential for the locations that do not change. Validation techniques are still part of active research but the relative operating characteristic (ROC), curve i.e. area-under-the-curve (AUC) has been of the most common (Eastman *et al.* 2005, Pontius and Schneider, 2001; Pontius and Pacheco, 2004). ROC is based on an examination of hits (correct forecast of change) and false positives (an incorrect forecast of change) and generates a curve that can be summarized by the area under the ROC curve. A highly predictive measure will produce a curve with a sharp rise followed by an asymptotic approximation and a value of 1.0 for ROC statistics. Values of 0.5 indicate randomness and "values less than 0.5 indicate a measure that is systematically incorrect" (Eastman *et al.* 2005). Since LUCC usually only affects a relatively small part of any study site, ROC statistics evaluate basically the areas of no change. A different measure to assess the predictive power only for areas of change has been proposed: The Difference in Potential (DiP) is defined as the difference between the mean potential in the areas of change and the mean potential in the areas of no change (Eastman *et al.* 2005, Pérez-Vega *et al.* 2012). For both types of potential models, DiP and AUC values were calculated considering only the pixels that could potentially participate in the corresponding transitions.

3.3.3 Results

3.3.3.1 Identification and importance of drivers of LUCC 1993-2002

3.3.3.1.1 Predictive factors in binary logistic regression models

The high AIC values for the distance to pastures show that this is the most important factor regarding deforestation processes (areas closer to existing land uses have a higher probability to get converted, Table 2). Climate (precipitation of the coldest quarter is associated negatively with agriculture (B=-0.012366) in temperate forests) and geomorphology (tropical forests are converted into pastures on hills) were responsible for deforestation, too. Degradation can be predicted by distance to temperate secondary forests (B=-0.001341) and distance to tropical secondary forests (B=-0.002344) so that degradation is higher near already disturbed forests. Temperate forest degradation is further influenced by climate (more precipitation in the coldest quarter decreases degradation, (B=-0004998). Coarser soil textures increase degradation in temperate (B=1.454350) and tropical forests (B=0.714277). For regeneration from pastures and agriculture the distance to secondary forests are the most important factors (highest AIC values, Table 2). So that areas closer to secondary forests have a higher probability for regeneration (B=-0.001831 for pastures to temperate forests, B=-0.000748 for agriculture to temperate forests, B=-0.00730 from pastures to tropical forests, B= -0.001311 for agriculture to tropical forests). Regeneration of tropical forests is also influenced by climate (B=-0.00311 for regeneration from pastures, B=-0.011148 for regeneration from agriculture). In general, the higher the density of indigenous language speakers, the less regeneration of temperate (B=-0.0007068) and tropical forests (B=-0.052966) from agriculture (table 2).

a)

	TpF to P		TpF to A		TrF to P		TrF to A		TpF to StpF		TrF to StrF		P to StpF		A to StpF		P to StrF		A to StrF	
	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC
Altitude					**-0.000992**	**9,410**														
Slope																				
Precipitation of coldest quarter			**-0.012366**	**13,858**					**-0.004998**	**30,551**							**-0.003111**	**20,751**	**-0.011148**	**10,214**
Soil texture						**11,512**			**1.454350**	**11,804**	**0.714277**	**10,260**	**1.284819**	**7,815**	-3.108573	N.S.				
Inner forest*					**0.402905**	8,683			**0.586483**	**15,830**										
River*					-0.000065	4,855									0.000106	4,038	0.000094	4,505		
TpF*	**0.000117**	**23,938**	**0.000095**	**6,836**					0.000059	4,116					**-0.000117**		-0.000012	5,236		
StpF*					**-0.000013**	7,051			**-0.001341**	**255,773**	**-0.000031**	**25,293**	**-0.001831**	**1,261,949**	**-0.000748**	**77,143**	**0.000028**	**12,929**		
P*	**-0.002268**	**1,083,157**			**-0.001596**	**1,234,058**											**0.000606**	**43,449**		
StrF*	**0.000049**	**17,062**			**0.000165**	**25,301**					**-0.002344**	**738,303**	**0.000104**	**12,179**	**0.000061**	**22,147**	**-0.000730**	**207,025**	**-0.001311**	**185,720**
Ind. pop. ~											**-0.020608**	**7,745**	0.010852	3,939	**-0.007068**	**11,252**			-0.052966	**10,786**
Marginali-zation													0.000378	6,028						
Constant	N.S.		**3.978711**		**-3.116849**				**-2.59054679**		-0.755627		**-5.165018**		N.S.		**-2.718413**		**7.857109**	
ROC	0.95		0.96		0.90				0.83		0.95		0.99		0.95		0.90		0.96	

b)

	TpF to P		TpF to A		TrF to P		TrF to A		TpF to StpF		TrF to StrF		P to StpF		A to StpF		P to StrF		A to StrF	
	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC	Beta	AIC
Altitude									**-0.000826**	**7,143**					0.001293	5,817				
Precipitation Seasonality			**0.045346**	**10,789**									**-0.038318**	**7,640**	0.061182	N.S.				
Perforated forest*			**-1423108.00**	**16,171**																
Inner forest*			-0.799014	4,954	0.456860	4,387	-0.788252	4,552	**-0.826136**	**9,284**										
Water bodies*	0.000199	4,552	-0.000246	5,552					**0.000020**	**9,052**							0.000035	4,448		
Paved roads*			N.S.	3,954					**0.000030**	**13,615**										
Unpaved roads*											0.000026	4,961								
Agriculuture*			**-0.000348**	**16,822**			-0.00067	**220,484**												
StpF*	-0.000126	**30,168**							**-0.002407**	**7,295,201**			**-0.003100**	**1,829,937**	**-0.002244**	**237,655**				
P*	**-0.002705**	**675,582**			**-0.002537**	**1,491,116**	**0.000227**	**14,837**									**0.000505**	**10,677**		
StrF*					**-0.000175**	**10,880**	**0.000146**				**-0.002424**	**287,317**					**-0.001654**	**506,732**	**-0.002232**	199,061
Marginali-zation							-0.000117	4,912												
Constant	**2167766.00**		**-2399339.00**		-0.59		N.S.		N.S.		N.S.		2025261.00		N.S.		N.S.		N.S.	
ROC	0.95		0.92		0.92		0.25		0.95		0.94		0.99		0.96		0.93		0.94	

Table 2. Logistic regression models showing direction and strength of factors for land use and cover change from 1993 to 2002 (a) and from 2002-2007 (b). a) Slope is not significant for any transition, even though it showed to be important in hierarquical partitioning analysis. No factors were significant for deforestation of tropical forests for agricultural use. Indigenous population = density of indigenous language speakers in 1995; marginalization = highly marginalized settlements for 1995. Soil texture stands for coarse soil texture. Only values for significant factors are displayed. Significance levels of 99% (p <= 0.01) are shown in bold numbers, the rest has a significance level of 95% (p <= 0.05). Beta: Beta coefficient, AIC: Akaike information criterion, * Euclidean distance; for explanation of the remaining abbreviations see figure 2.

3.3.3.1.2 Factors explaining LUCC transitions in hierarchical partitioning analysis

The factors explaining most of the variance in more than 50% of the transitions are distance to pastures, distance to tropical secondary forests, altitude, climate and density of indigenous language speakers. Other important factors are distance to temperate forests, fragmentation and slope (fig. 6). Deforestation for pastures can be explained best by distance to existing pastures (I=87.93 for temperate forests, I=122.54 for tropical forests) and a set of other factors, of which distance to secondary tropical forests (I=43.72 for temperate forests, I=61.86 for tropical forests) and marginalization stand out (I=20.91 for temperate forests, I=36.08 for tropical forests). In the case of deforestation for agriculture in temperate forests, altitude (I=9.01), fragmentation (I=10.49) and distance to secondary tropical forests (I=7.45) explain most of the process, while deforestation of tropical forests for agriculture can be explained by climate (I=28.76), fragmentation (I=13.02), distance to secondary temperate forests (I=10.1) and density of indigenous language speakers (I=7.89). Most of the degradation in tropical and temperate forests can be explained by the distance to secondary forests (I=55.08 for temperate forests, I=90.99 for tropical forests). Regeneration processes can be best explained with the distance from secondary forests (I=29.07/31.95 for pasture/agriculture to temperate forest, I=29.53/26.88 for pasture/agriculture to tropical forest), but also altitude, slope and climate are contributing (fig. 6).

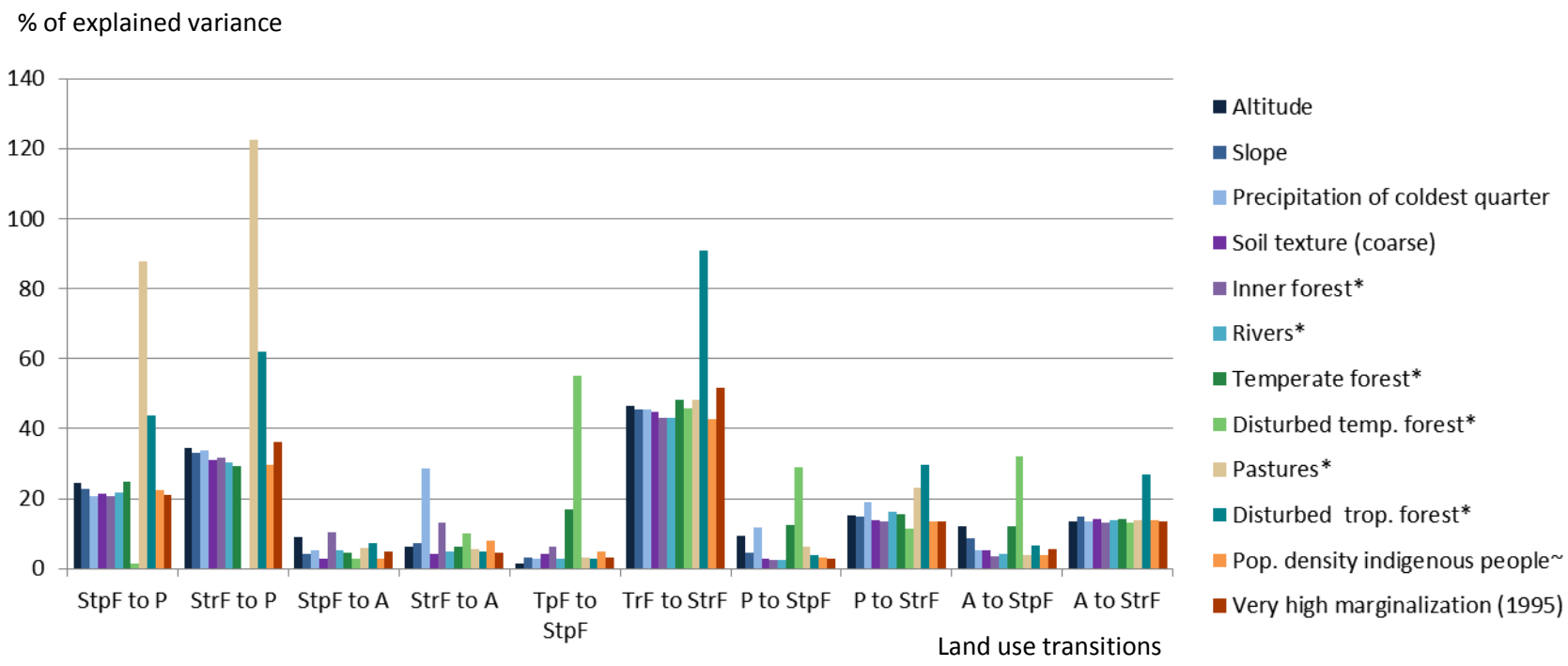


Figure 6. Importance of drivers as the % of individual contribution to variance of major LUCC transitions for 1993-2002 (for explanation of abbreviations see figure 3, * euclidean distance).

3.3.3.2 Identification and importance of drivers of LUCC 2002-2007

3.3.3.2.1 Predictive factors in binary logistic regression models

Distance to pasture (B=-0.002705 for temperate forests, B=-0.002537 for tropical forests) and agriculture (B=-0.000348 for temperate forests, B=-0.00067 for tropical forests) are the main factors for predicting deforestation in all forest types (highest AIC values, Table 2). Deforestation related to cattle ranching is further influenced by the distance to secondary forests (B=-0.000126). Deforestation of temperate forests for agriculture is related to fragmentation (B=-1423108.00) and climate (B=0.045346). Based on the high AIC values, distance to secondary forests is the most important factors for predicting degradation (B=-0.002407 for temperate forests, B=-0.002424 for tropical forests). In the case of tropical forests degradation is further related to the distance to water bodies (B=0.00002) and to distance to roads (B=0.00003). Regeneration processes are strongly related to distance to secondary forests (B=-0.003100/-0.002244 for pastures/agriculture to temperate forests, B=-0.0016654/-0.002232 for pastures/agriculture to tropical forests) and the distance to pastures in tropical regions (B=0.000505).

3.3.3.2.2 Factors explaining LUCC transitions in hierarchical partitioning analysis

The most important explanatory factors are distance to pasture, to secondary forests, altitude and marginalization, since they explain most of the variation in 50% of the transitions (fig. 7). Deforestation can be explained mainly by distance to pasture (I=45.52/112.09 for temperate/tropical forests) and agriculture (I=7.38/24.15 for temperate/tropical forests). In the case of deforestation for pasture the distance to secondary forests (I=23.66/53.28 for temperate/tropical forests), altitude (I=13.90/34.12 for temperate/tropical forests), fragmentation (I=11.82/37.27 for temperate/tropical forests) and marginalization (I=11.09/31.07 for temperate/tropical forests) are also important factors. Forest degradation is explained by the distance to secondary forests (I=49.60/17.77 for temperate/tropical forests) and by marginalization (I=6.15/19.76 for temperate/tropical forests). The regeneration of temperate forests can be explained with the distance to secondary temperate forests (I=32.21/26.47 from pasture/agriculture to

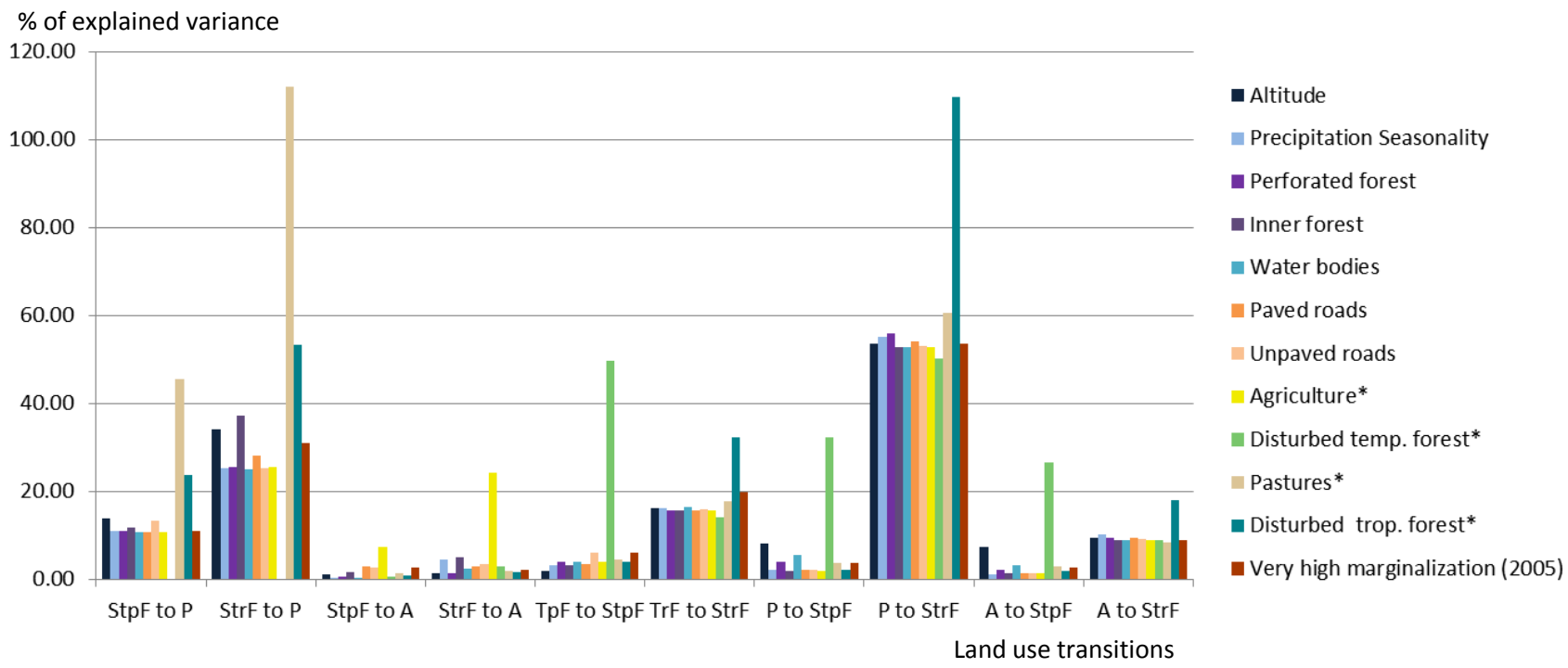


Figure 7. Importance of drivers as the % of individual contribution to variance of major LUCC transitions for 2002-2007 (for explanation of abbreviations see figure 3, * euclidean distance).

temperate forest), altitude and distance to water bodies. Regeneration of tropical forests is best explained by secondary tropical forests (I=109.78/17.94 from pasture/agriculture to tropical forest) and distance to pasture in the case of areas with livestock use (fig. 7, annex 8).

3.3.3.3 Importance of drivers over time

The number of important factors based on HP overall decreases slightly, especially for deforestation of temperate forests for pastures and for degradation of tropical forests (table 3). But the most important factors show a marked persistence over time: deforestation is mainly driven by the distance of existing land uses; degradation and regeneration by the distance of existing disturbed forests. Regeneration of temperate forests has slightly less factors in the second period, while regeneration of tropical forests from pastures has more explanatory factors. Deforestation of temperate forests for agriculture and regeneration of tropical forests from agriculture are the transitions with fewer factors in both periods. Roads are losing their importance in RM for predicting deforestation processes (except for the conversion of tropical forests into pastures), but gain importance in the HP. Among the 12 main factors for the first period, six are maintained (altitude, precipitation of the coldest quarter, distance to inner forest, to disturbed temperate forests, to pastures, to disturbed tropical forests and very high marginalization) over time so that in total 18 factors have been found to be important for LUCC in the Grijalva-Usumacinta watershed (table 3).

a)

	Deforest temp		Deforest trop		Degrada temp		Degrada trop		Regenera temp		Regenera trop	
	RM	HP	RM	HP	RM	HP	RM	HP	RM	HP	RM	HP
Altitude		+		+				+		+		
Slope		+		+				+				
Precipitation of coldest quarter	+	+		+	++			+		+	+	
Soil texture (coarse)		+			+		+	+				
Inner forest*		+			+			+				
Rivers*		+		+				+				
Temperate forest*	+	+		+		+		+		+		
Disturbed temp. forest*				+	+++	++	++	+	+++	++	+	
Pastures*	+++	+++		+++				+		+	++	+
Disturbed trop. forest*	+	+		+			+++	++	+		+++	++
Pop. density indigenous people~		+	+	+				+	+		+	
Very high marginalization (1995)		+		+				+				

b)

	Deforest temp		Deforest trop		Degrada temp		Degrada trop		Regenera temp		Regenera trop	
	RM	HP	RM	HP	RM	HP	RM	HP	RM	HP	RM	HP
Altitude										+		+
Precipitation Seasonality	+			+								+
Perforated forest*	+											+
Inner forest*				+								+
Water bodies*										+		+
Paved roads*												+
Unpaved roads*												+
Agriculture*	+	+	+++	+								+
Disturbed temp. forest*	+			+	+++	++			+++	++		+
Pastures*	+++	++	+++	+++							+	+
Disturbed trop. forest *		+	+				+++	++			+++	+++
Very high marginalization (2000)						+		+				+

Table 3. Relative importance of the 12 main factors for LUCC for the period 1993-2002 (a) and 2002-2007 (b) in regression models (RM) and hierarchical partitioning (HP). Transitions are synthesized into main LUCC processes for a better overview. + important factors, ++ very important factors, +++ dominant factors, * euclidean distance.

3.3.3.4 Transition potential models

Transition potential maps generated with WoE represent the probabilities of change corresponding to dominant change processes, namely deforestation, forest degradation and forest regeneration for temperate and tropical forests (fig. 5, Figure 9). Maps generated with logistic regressions show the suitability of the study area regarding the different LUC classes but have been cut to candidate pixels for the respective transitions for analysis (fig. 9). The DiP analysis shows that WoE produce transition potential maps that are more accurate for predicting LUCC in the following time period than those produced with RM (fig. 8). In the cases of deforestation of tropical forest for pasture and regeneration of tropical forest from agriculture, RM produce transition potential maps with negative DiP values, meaning that the areas of no change show higher change potentials than areas that actually changed. The DiP reveals that transitions belonging to regeneration of temperate forests have the highest predictive power if WoE are applied, followed by tropical deforestation for pasture and regeneration of tropical forests from agriculture. In contrast, the evaluation with AUC values shows that transition potential models based on RM do usually better predict areas of no change, but the difference is rather small (fig. 8). The highest AUC values are related to deforestation, degradation and regeneration of temperate forests.

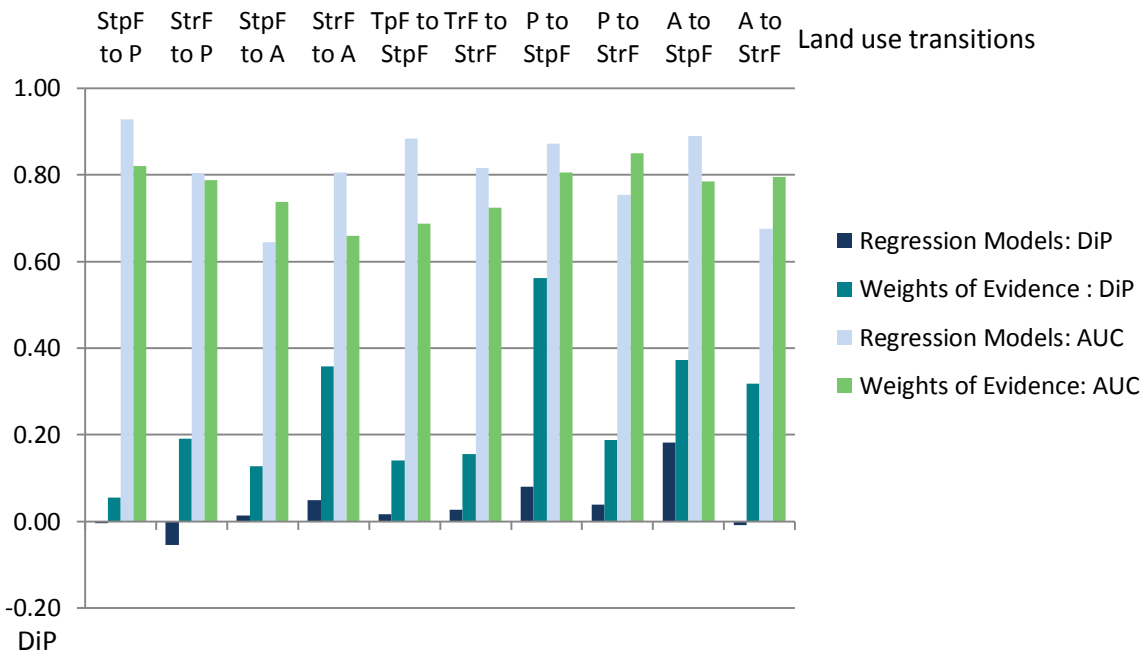


Figure 8. Evaluation of transition potential maps using difference in potential (DiP). of transition potential maps using area under the curve (AUC).

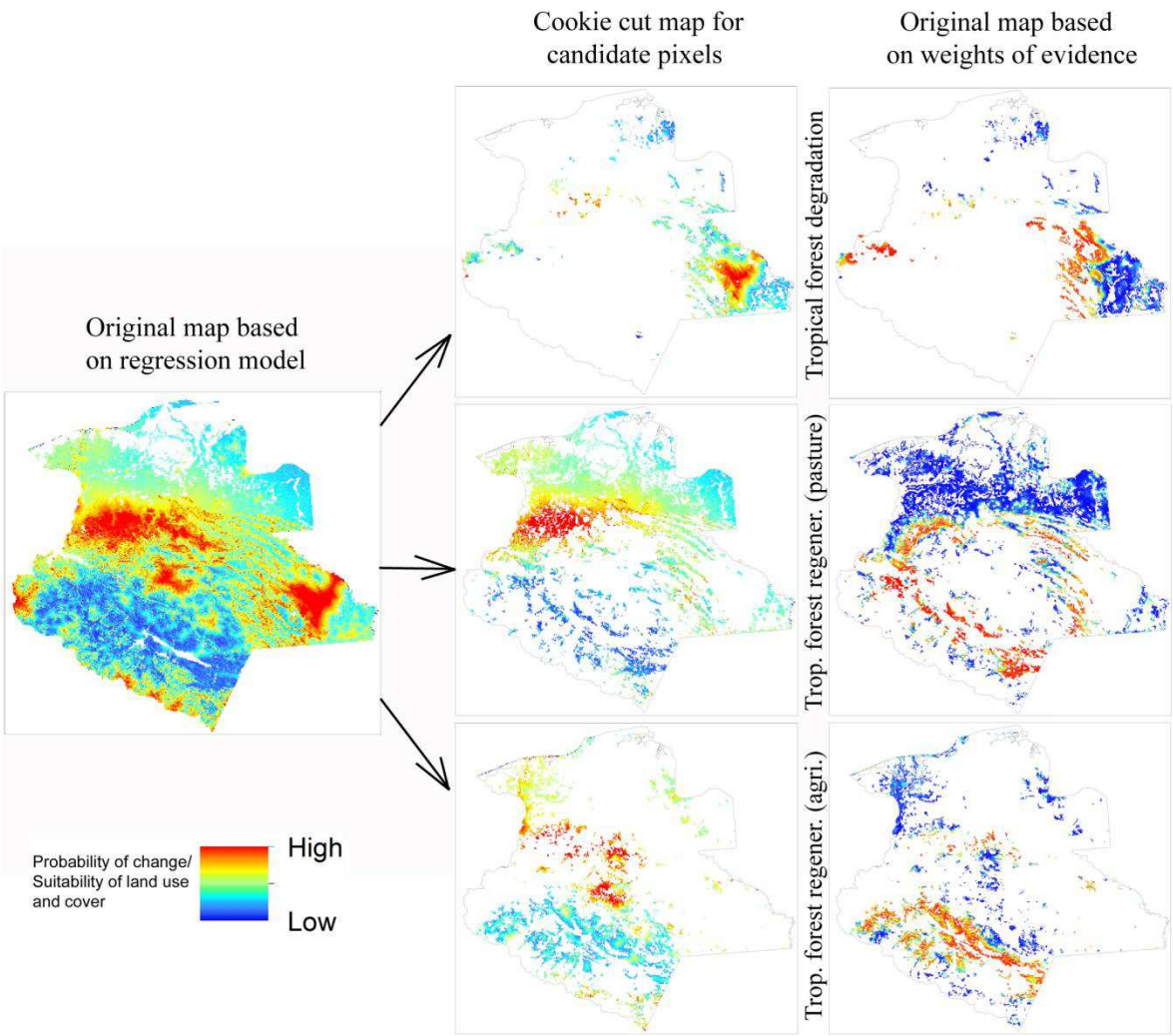


Figure 9. Change potential maps generated with the 12 most important factors for land use and cover change 1993-2002. Using the regression models, a single map describing the suitability for secondary tropical forest is generated which can be cut for the candidate pixels to participate in a certain transition while the weights of evidence approach provides specific maps for each transition.

3.3.4 Discussion

3.3.4.1 Identification and importance of drivers

Drivers have been divided between direct or proximate drivers and underlying or distant drivers that influence the direct ones (Lambin *et al.* 2001). But the line between direct and indirect drivers may be hard to draw in some cases: demographic variables can be direct

factors (indigenous people use certain types of production systems) but also represent underlying drivers (population growth). Furthermore, it has also been argued that certain direct drivers do not qualify for this category. E.g. distance to roads is rather a location factor and biophysical variables constrain or catalyze LUCC, but do not control change processes (Wilson *et al.* 2005). The present study includes all types of proximate factors drawn from an extensive data set that combines socioeconomic and environmental data in intent to shed light on the complex nature of land use processes. Though it provides circumstantial evidence for inferential reasoning about probable causal relations, it cannot substitute a targeted study that seeks to connect local scale, sectorial and macro level drivers that shape the decisions made at ground level over multiple scales (Bürgi *et al.* 2004, Chowdhury 2006).

Spatial factors that explain and predict LUCC in a statistical sense were identified on a regional scale by applying a series of statistical analysis based on an integrated data set representing environmental, demographic and social variables, as well as location and landscape measures. The different methodologies agreed that the location measures distance to existing land uses and to disturbed forests are the most important spatial factors for LUCC. This finding is in line with other spatial analyses of deforestation that demonstrate its spatial and temporal autocorrelation (Soares-Filho *et al.* 2006, Boakes *et al.* 2010). Also for Mexico factors related to existing agricultural land use have been reported to affect deforestation and degradation processes in different regions through an expansion function that makes areas close to existing land uses prone to deforestation and forest degradation (Chowdhury 2006, Nhancale and Smith 2011, Mas and Flamenco-Sandoval 2011).

Differences between predictive factors identified by RM and factors explaining LUCC transitions (HP) and their importance were found. Altitude, slope, fragmentation and marginalization were more important for explaining LUCC transitions than for predicting them. Deforestation of temperate forests for agriculture and regeneration of tropical forests from agriculture could be seen as transitions with limited possibilities for modeling, considering the small number of related factor. In general, the second period

(2002-2007) showed a decrease in complexity in predictive and explanatory factors, which could be related to the decrease of LUCC dynamics in general. Only the regeneration of tropical forest does not align with this trend, maybe due to the increase in LUCC dynamics for this particular transition (Kolb and Galicia 2012). The information for LUCC model calibration is based on stationary data and historic LUCC analyses, so that the basic model will only reproduce observed processes related to certain drivers. This could lead to imprecise models when drivers loose or gain importance over time. In this study, the comparison of the two periods showed that half of the 12 factors identified for the first period are not relevant in the second period, but the most important factors maintained their status over time despite of quite considerable changes in the magnitude of LUCC processes (Kolb and Galicia 2012). This stability could be due to stable main underlying factors like population growth and agricultural subsidies. Given this behavior of spatial factors, the derived transition potential models could be used for simulations of LUCC for other periods. Other general problems for common LUCC models like the emergence of new types of land uses or changes in LUCC processes were not taken into account in this analysis.

The present study shows that it is possible to find particular predictive factors for detailed LUCC processes in temperate and tropical forests besides the dominating distances of existing land use and secondary forests. Between 1993 and 2002, distance to roads, to water bodies, to rivers, coarse soil texture, and climate are found to show differentiated effects depending on the forest type. For example, pronounced seasonality of precipitation promotes the establishment of pastures in tropical forest, while it inhibits the establishment of agricultural fields in temperate forests. Geomorphological features like hills are important for describing tropical deforestation for pastures and forest degradation. The fact that the latter LUCC processes tend to increase with the distance from roads is counterintuitive and could be explained by the advanced phase of agricultural colonization, especially in the northern part in which most of the forests were already converted until the early 1980s (Challenger 1998).

Population is a complex underlying driver of LUCC that can be difficult to assess because relationships may differ on different scales and regions and it seems as if its effect on deforestation for example is smaller than previously thought (Geist and Lambin 2001). Population pressure is very difficult to assess because of its diffuse influence in space is not necessarily directly associated to the location of settlements. Areas of deforestation or degradation are often characterized by a small local population, while large cities that exert great pressure on natural resources, usually lie in areas which were deforested decades ago (Kok 2004). Demand for supplies for these population centers tends to get satisfied by an intensification of production systems, opposed to large scale expansion of agricultural lands. Opposite to population density or population growth, factors related to the socio-economic and cultural aspects of population are relevant for LUCC in the Grijalva-Usumacinta basin. The density of indigenous language speakers was important for several LUCC processes from 1993 to 2002. Pineda-Jaimes *et al.* (2009) have found this parameter to promote deforestation on a municipality level in the State of Mexico, together with low income. Marginalization proved to be relevant in both periods.

3.3.4.2 Statistical methods

The presented statistical approach could be applied to any kind of LUCC modeling technique, as the analyses help to evaluate and rank the variables related to LUCC and thus the most important ones can be selected for generating transition potential models, which are central for calibration and understanding spatial change in LUCC simulation models. For any model application one should keep in mind that this kind of statistical analyses is showing spatial relationships, not causal drivers. It has been argued that causal relations are probable where regression models and HP both indicate explanatory power for a certain factor (MacNally 2002). However this interpretation is only valid for a comprehensive data set that includes all relevant drivers, but availability of data to represent driving forces remains a primary obstacle not only in the tropics (Sohl *et al.* 2010). Besides the fact that many direct drivers are missing in the analyzed data set, not all driving forces of a spatially observable LUCC event can be displayed in a spatial approximation. This is especially true for underlying drivers like for example

(inter)national trade policies. In many cases, further testing of theories behind factors has been demanded, including the interrelation between ultimate drivers, direct drivers, actors and their decisions. One promising approach has been the combination of agent based, econometric and spatial models applying different statistical techniques (Parker *et al.* 2003, Bone *et al.* 2010). However, data availability issues for larger regions or certain aspects like, individual behavior and decision making is a major problem. Another obstacle for combining these methods is often the incompatibility of scales and data types between remote sensed and *in situ* census data available for a certain district so that the relations are averaged out.

3.3.4.3 Transition potential models

Despite the mentioned shortfalls of spatial factors, they are an opportunity to generate transition potential maps, so that hotspots of change can be identified and response policies designed (Chowdhury 2006). The evaluation of the accuracy of those transition potential models shows the need of applying more than one measure for the evaluation in order to better understand the calibration of LUCC simulations. While the DiP analysis shows that WoE produces more accurate transition potential models than models generated with RM, but when AUC is considered, the accuracy of the RM is slightly better. For example, the transition with the highest DiP for WoE is the one with the lowest AUC. In this particular case the relatively low AUC values could be related to the fact that tropical forests comprise dry and rain forests in which LUCC dynamics are very different (dry forests deforestation hot spots with a tendency of stagnation, rain forests large scale deforestation increases, Kolb and Galicia 2012).

In general, the missing precision of transition potential models could be attributed to shortcomings of the model, e.g. missing important factors in the data set, or the difficulty of translating direct and underlying factors into adequate spatial representation. The differences in relevance of a factor in sub-regions could also be problematic. In the study area, the stratification by temperate and tropical forests is thought to counteract this problem, but especially in the case of deforestation of tropical forest important conflicts

remain. For example, in the northern coastal plain this process could be due to the expansion of established semi-industrialized cattle farms, while in the SE part of Chiapas to the establishment of pastures as the only way of getting market access for marginalized indigenous people. Here geographically weighted regressions could be of help to take into account these disparities (Fotheringham *et al.* 2002, Clement *et al.* 2009). Other reasons could be related to scale issues, like the incompatibility of spatial scales between factors and subjective human decision making, or the resolution of original data corresponding to a regional scale could also opaque some relations. Also the spatial sampling technique that minimizes autocorrelation could produce lower levels for the established relations than compared to the ones obtained including autocorrelation.

The differences between rates and spatial patterns of change during the calibration and the prediction periods have been recognized as important factors for model performance (Pérez-Vega *et al.* 2012). The amount of change in relation to the error of the maps is a crucial parameter because if most of the detected change is due to map error, then it would be impossible to integrate an accurate change potential model (Pontius and Petrova 2010). The error for the original LUC map has not been formally established and this lack of accuracy assessment is troubling, but not uncommon with government-supplied datasets. In this case, they are thought to be sufficiently accurate for LUCC studies, as has also been reported by Velázquez *et al.* (2002) and Mas *et al.* (2004). In the present study, between 1993 and 2002 over 18% of the study area did show some LUCC (13% between 2002-2007) but the quality assessment detected impossible or false changes for less than 2% of the study area (both periods). Considering this ratio and the very large areas of change, the hypothesis could be that most of the changes are real.

3.3.4.4 Possibilities and limits of modeling techniques

Despite the fact that logistic RM are the dominant statistical tool for describing relationships between a dichotomous outcome variable and a set of explanatory variables, they showed to be less effective to the WoE approach for predicting complex LUCC. The poor performance of maps based on RM could be attributed to their too general

representation of suitability for certain LUC classes when the goal is modelling complex LUCC and the LUC classes participate in several transitions. This inexact representation of change potential can be illustrated by means of secondary forests suitability maps (fig. 9). With the RM approach only one suitability map is generated for secondary forests; but these can be the result of two opposite LUCC processes, forest degradation and forest regeneration. We could expect degradation to be occurring in regions with a high pressure from human activities for forest resources, while regeneration could be the result of abandonment of little productive areas. This lack of specificity has potentially far reaching implications since the suitability maps comprise also the pixels that do not qualify for certain changes, e.g. the transition from tropical forest to pasture in temperate zones. The fact that maps can be adjusted for candidate pixels for certain transitions does not resolve the fact that all come from the same original map for the whole study area in which certain pixels that cannot participate in a certain transition show higher probabilities that pixels that are candidates for this transition (fig. 10). The example in Figure 9 illustrates a situation in which none of the transitions are represented adequately by this common suitability map, as shown by the low DiP values. In contrast, the approach of modelling transitions enables to generate a transition potential for each process: regeneration from agricultural use, regeneration from pasture use and forest degradation (fig. 9). This way not only specific parameters and factors for representing regeneration and degradation can be considered, but also in production schemes: rain fed agriculture in the study area is largely still part of a traditional semi-subsistence economy based on a field rotation, while pastures are a relatively modern and spatially stable cash crop. Additionally, in transition potential models based on RM only variables compatible with a linear o sigmoid relationship to LUCC (Lakes *et al.* 2009) are considered as important but many times there exists a optimal range of values that favors LUCC and that can easily represented with WoE with or without modification by experts (Mas *et al.* 2011).

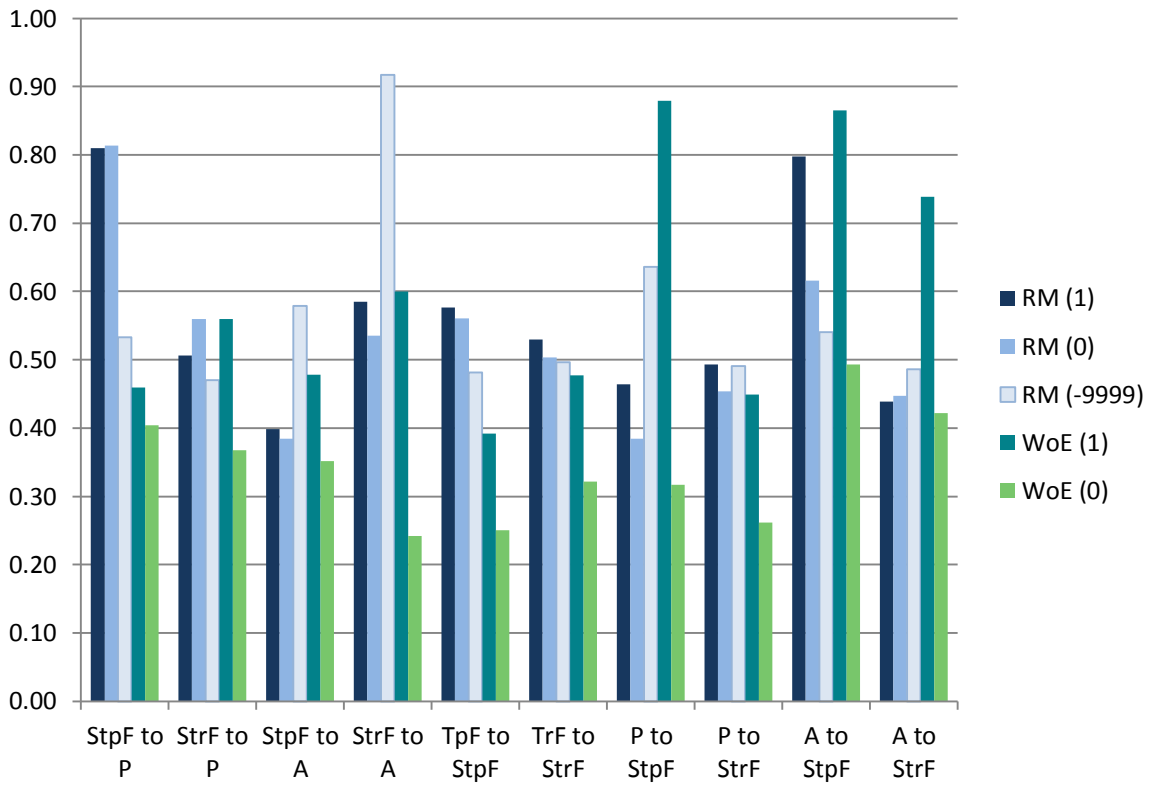


Figure 10. Evaluation of transition potential maps using potential (P as in DiP) produced with regression models (RM) and Weights of Evidence (WoE) considering the areas of change (1), areas of no change (0) and areas in the suitability maps that potentially cannot participate in a transition (-9999).

3.3.5 Conclusions

Analysis of LUCC drivers, both quantitatively and qualitatively, is essential for LUCC model calibration through transition potential models. The RM approach could be considered as a restricted transition potential model but has the advantage that there are numerous easily accessible tools and that data requirements are less, because it considers only one point in time. This means that the suitability maps are based on variables that describe a state at a certain point in time and assumes that these variables have an influence on the consequent change. In contrast, the analysis of transitions produces more accurate change potential models, but comparable data for a minimum of two dates are needed. The application of a multi-model approach enables not only to compare the advantages and disadvantages of different methods, but to better understand the relations of drivers to LUCC and the evaluation of model calibration based on spatial explanatory factors. This improved understanding of the capacity of LUCC models to produce accurate predictions is important for making better informed policy assessments and management recommendations. Furthermore, different modeling techniques can be more appropriate for modeling LUCC in certain regions or particular transitions than others.

3.3.6 References

Bone, C., Dragicevic, S., and White, R., 2010. Modeling-in-the-middle : bridging the gap between agent-based modeling and multi-objective decision-making for land use change. *International Journal of Geographical Information Science*, 25 (5), 717-737.

Bürgi, M., Hersperger, A. M. and Schneeberger, N., 2004. Driving forces of landscape change – current and new directions. *Landscape Ecology*, 19 (8), 857-868.

Challenger, A., 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México, pasado presente y futuro*. Mexico City: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Biología, UNAM, Agrupación Sierra Madre S.C.

Chevan, V. and Sutherland, M., 1991. Hierarchical partitioning. *The American Statistician*, 45, 90–96.

Chowdhury, R.R., 2006. Driving forces of tropical deforestation: The role of remote sensing and spatial models. *Singapore Journal of Tropical Geography*, 27 (1), 82-101.

Clement F., *et al.*, 2009. Drivers of Afforestation in Northern Vietnam: Assessing local variations using geographically weighted regression. *Applied Geography*, 29 (4), 561-576.

Clifford, P., Richardson, S. and Hémon, D., 1989. Assessing the significance of the correlation between two spatial processes. *Biometrics,* 45, 123-134.

CONABIO, 2008. *Red hidrográfica Nacional modificada por CONABIO, escala 1:250000*. Mexico City: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

CONABIO, 2009. *Cuerpos de agua para el análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad epi-continental.* Mexico City: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

CONAPO, 1995. *Índice de marginación a nivel localidad 1995* [online]. Available from http://www.conapo.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=278&Itemid=194 [Accessed 14.05.2012].

CONAPO, 2000. *Índice de marginación a nivel localidad 2000* [online]. Available from http://www.conapo.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=143&Itemid=194 [Accessed 14.05.2012].

CONAPO, 2005. *Índice de marginación a nivel localidad 2005* [online]. Available from http://www.conapo.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=46&Itemid=194 [Accessed 14.05.2012].

Dormann, C.F., 2007. Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Global Ecology and Biogeography*, 16 (2),129-138.

Eastman, J.R., Van Fossen, M. E. and Solorzano, L.A., 2005. Transition Potential Modeling for Land Cover Change. *In:* Maguire, D., Batty, M. and Goodchild, M., eds. *GIS, Spatial Analysis and Modeling*. Redlands, California: ESRI Press, 357-386.

Farfan, M., Mas, J.F. and Osorio, L. in press. Interpolating socioeconomic data for the analysis of deforestation: A comparison of methods. Journal of Geographic Information System.

Figueroa, F., Sánchez-Cordero, V., Meave, J. A. and Trejo, I., 2009. Socioeconomic context of land use and land cover change in Mexican biosphere reserves. *Environmental Conservation*, 36 (03), 177-191.

Fotheringham, A.S., Charlton M. and Brunsdon, C., 2007. *Geographically Weighted Regression: the analysis of spatially varying relationships*. West Sussex: John Wiley & Sons.

Geist, H.J. and Lambin E.F., 2001. *What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence*. Land-Use and Land-Cover Change (LUCC). Project IV. International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change (IHDP), International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP). Louvain-la-Neuve: LUCC International Project Office.

Geoghegan, J., *et al.*, 2001. Modeling tropical deforestation in the southern Yucatan peninsular region: comparing survey and satellite data. *Agriculture, Ecosystems &. Environment*, 85, 25–46.

González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N. and Ruiz-Montoya, L., eds, 2005. *Diversidad biológica en Chiapas*. San Cristóbal de las Casas, Mexico: El Colegio de la Frontera Sur.

IMT, 2001. *Red de carreteras. Escala 1:1*. Querétaro, Mexico: Instituto Mexicano del Transporte.

INE, SEMARNAT and IG-UNAM, 2003. *Sistema Clasificatorio del Relieve de México, escala 1:250 000*. Mexico City: Instituto Nacional de Ecología, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.

INIFAP and CONABIO, 1995. Mapa edafológico, escalas 1:250 000 y 1:1 000 000. Mexico City: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias and Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

INEGI, 1995. *Conteo de población y vivienda. Resultados definitivos.* Mexico City: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

INEGI. 2001. *Conjunto de Datos Vectoriales de la Carta de Uso de Suelo y Vegetación, escala 1:250,000, serie II continuo nacional.* Aguascalientes, Mexico: Dirección General de Geografía, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

INEGI, 2001b. *Actualización sociodemográfica*. México City: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INEGI, 2005. *Conjunto de Datos Vectoriales de Uso del suelo y Vegetación, escala 1:250,000, serie III continuo nacional*. Aguascalientes, Mexico: Dirección General de Geografía, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

INEGI, 2008. *Conjunto de Datos Vectoriales de Uso del suelo y Vegetación, escala 1:250,000, serie IV continuo nacional (versión preliminar).* Aguascalientes, Mexico: Dirección General de Geografía, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

INEGI, CONABIO and INE, 2007. *Ecorregiones Terrestres de México, escala 1:1 000 000.* Mexico City: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad and Instituto Nacional de Ecología.

Kok, K., 2004. The role of population in understanding Honduran land use patterns. *Journal of Environmental Management*, 72 (1-2), 73-89.

Kolb, M. and Galicia, L., 2012. Challenging the linear forestation narrative in the Neo-tropic: regional patterns and processes of deforestation and regeneration in southern Mexico. *The Geographical Journal*, 178 (2), 147-161.

Lakes, T., Müller, D. and Krüger, C., 2009. Cropland change in southern Romania: a comparison of logistic regressions and artificial neural networks. *Landscape Ecology*, 24 (9), 1195-1206.

Lambin, E.F., Geist, H.J. and Lepers, E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28, 205-241.

MacNally, R., 1996. Short note Hierarchical partitioning as an interpretative tool in multivariate inference. *Australian Journal of Ecology*, 21, 224-228.

MacNally, R., 2000. Regression and model-building in conservation biology , biogeography and ecology : The distinction between – and reconciliation of – “ predictive ” and “ explanatory ” models. *Biodiversity and Conservation*, 9, 655-671.

MacNally, R., 2002. Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodiversity and Conservation*,11, 1397-1401.

Mas, J.F., *et al.*, 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multidate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 5, 249-261.

Mas, J.F., *et al.*, 2011. Éclairer le choix des outlis de simulation des changements des modes d'occupation et d'usages des sols. Une approche comparative. *Revue Internationale de Géomatique*, 21, 405-430.

METI and NASA, 2009. *Modelo Digital de Elevación Global ASTER, escala 1:50000*. Mexico City: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Millington, J.D.A., Perry, G.L.W. and Romero-Calcerrada, R., 2007. Regression Techniques for Examining Land Use/Cover Change: A Case Study of a Mediterranean Landscape. *Ecosystems*, 10 (4), 562-578.

Nhancale, B. A. and Smith, R. J., 2011. The influence of planning unit characteristics on the efficiency and spatial pattern of systematic conservation planning assessments. *Biodiversity and Conservation,* 20 (8), 1821–1835.

Parker, D., Manson, S., Janssen, M., Hoffmann, M. and Deadman, P., 2003. Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: A Review. *Annals of the Association of American Geographers,* 93(2), 314–337.

Pérez-Vega, A., Mas, J.F., Ligmann-Zielinska, A., 2012. Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. *Environmental Modelling and Software*, 29, 11-23.

Pineda-Jaimes, N.B., *et al.*, 2009. Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regesión multivariantes. Una aproximación a los procesos de deforestación. *Investigaciones Geográficas*, 69, 33-52.

Pontius, R.G. and Schneider, L.C., 2001. Land-cover change model validation by a ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Environment*, 85, 239-248.

Pontius, R.G. and Pacheco, P., 2004. Calibration and validation of a model of forest disturbance in the Western Ghats, India 1920–1990. *GeoJournal*, 61 (4), 325-334.

Pontius, R.G. and Petrova, S.H., 2010. Assessing a predictive model of land change using uncertain data. *Environmental Modelling & Software*, 25 (3), 299-309.

Riitters, K.H., *et al.*, 2002. Fragmentation of Continental United States Forests. *Remote Sensing of Environment*, 5, 815-822.

Rosenberg, M.S. and Anderson, C.D., 2011. PASSaGE: Pattern Analysis, Spatial Statistics and Geographic Exegesis. Version 2. *Methods in Ecology & Evolution*, 2 (3), 229-232.

Schneider, L. C. and Pontius R.G., 2001. Modeling land-use change in the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 85, 83-94.

Soares-filho, B.S. and Coutinho, G., 2002. DINAMICA — a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, 154, 217-235.

Soares-Filho, B.S., Rodrigues, H.O. and Costa, W.L.S., 2009. *Modeling Environmental Dynamics with Dinamica EGO* [online]. Available from http://www.csr.ufmg.br/dinamica/, ISBN 978-85- 885910119r-r0-2 [Accessed 23.03.2011].

Sohl, T.L., *et al.*, 2010. Addressing foundational elements of regional land-use change forecasting. *Landscape Ecology*, 25(2), 233-247.

Turner, B.L., 2010. Sustainability and forest transitions in the southern Yucatán: The land achitecture approach. *Land Use Policy*, 27, 170-179

Vance, C., and Geoghegan, J., 2004. Modeling the Determinants of Semi-Subsistent and Commercial Land Uses in an Agricultural Frontier of Southern Mexico: A Switching Regression Approach. *International Regional Science Review*, 27 (3), 326-347.

Velásquez, A., *et al.*, 2002. *Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México*. *Gaceta*, 62, 21-37.

Verburg, P.H., *et al.*, 2002. Modeling the Spatial Dynamics of Regional Land Use: The CLUE-S Model. *Environmental Management*, 30 (3), 391-405.

Willighagen, E.L., 2005. *Package "Genalg"* [online]. Available from http://cran.r-project.org/web/packages/genalg/ [Accessed 25.01.2012].

Walsh, C. and MacNally, R., 2012. *Package "hier-part"* [online]. Available from http://cran.r-project.org/web/packages/hier.part/hier.part.pdf [Accessed 25.01.2012].

4 INTEGRACIÓN DE RESULTADOS

Prioridades de conservación con parámetros dinámicos del cambio de cobertura y uso del suelo y cambio climático

Resumen

La falta de criterios explícitos y aplicables a una realidad compleja ha sido co-responsable de la escasa implementación de la planeación sistemática de la conservación (PSC). Para resolver esta crisis de la implementación es necesario diversificar los objetivos de la PSC con criterios ecológicos y de impactos y amenazas que permiten incluir la permanencia de biodiversidad en la realidad socio-ecológica compleja en México. Dada la velocidad de la pérdida de biodiversidad en el área de estudio, se propone un análisis prospectivo que considera la persistencia de la biodiversidad de modo dinámica, como una manera novedosa para proveer criterios para una priorización proactiva de los sitios prioritarios para la conservación. Se aplicaron parámetros dinámicos de cambio de uso del suelo (CCUS) y de cambio climático (CC) para crear una jerarquía de sitios prioritarios identificados para la cuenca Grijalva-Usumacinta que va desde los sitios de más alta probabilidad de transformación (focos rojos) hasta los sitios con alta probabilidad de persistencia (refugios). El análisis compredió dos bloques de escenarios conformado por dos escenarios alternativos de CCUS y dos escenarios extremos de CC. En un marco de análisis multicriterio se incorporaron criterios de exposición al CCUS (todos los sitios prioritatarios fueron considerados como altamente sensibles) y al CC (las áreas que podrían ser afectados más severamente fureon establecidos como los que podrían sufrir los cambios más grandes en la composición de especies de vertebrados). El máximo grado de exposición al CCUS fue establecido como áreas con alta probablidad de deforestación o degradación forestal. La probabilidad fue establecida con un ensamble de modelos basados en dos diferentes metodologías de simulación de CCUS. El máximo grado de exposición al CC fue determinado como las áreas que podrían sufrir cambios de mayor magnitud de temperatura y precipitación. En total se establecieron cuatro niveles de prioridad. Como también el tipo de herramienta de conservación es importante para hacer más apto una propuesta de conservación para su implementación, se estableció una categoría de restauración y otra de manejo sustentable dentro de los sitios prioritarios. Los resultados muestran los mismos patrones espaciales para los dos bloques de escenarios. La mayor concentración de sitios extremadamente prioritarios para la

conservación se encuentra en la región al SSE de Montes Azules. Otro sitios altamente prioritarios se encuentran en las zonas E y W de las cañadas y en la zona costera. También los bosques templados y bosques mesófilos de montaña muestran zonas de extrema prioridad, como al E del AP La Sepultura, así como en varias partes de Los Altos de Chiapas. Sin embargo, en el escenario de conservación el área de los sitios en cada categoría de prioridad es en general más pequeño, con el caso más notorio para la cateogría de "prioritarios para la conservación" con una diferencia de 2400 km^2. En total, 3560 km^2 necesitarían menos atención prioritaria para evitar la pérdida de biodiversidad dentro de los sitios prioritarios para la conservación de la cuenca Grijalva-Usumacinta.

Keywords*: Cambio de uso del suelo, cambio climático, planeación sistemática de la conservación, análisis de escenarios*

4.1 Introducción

El fundamento y la base para la planeación sistemática de la conservación (PSC) es la identificación de sitios prioritarios para la conservación (SPC), para su posterior inclusión en un sistema eficiente de áreas protegidas (AP, Ceballos 2007). El enfoque para establecer SPC ha sido el de la representatividad de varios substitutos que representan elementos de biodiversidad a conservar (especies, comunidades y ecosistemas). Pero una conservación eficiente de la biodiversidad depende de la viabilidad socio-económica en las áreas destinadas a la conservación y es necesario incluir otros criterios que permitan incorporar más factores para la priorización (Moffet and Sarkar 2006). La mayoría de los estudios llevados a cabo para identificar SPC intentan cubrir metas de conservación para los elementos seleccionados en un área mínima penalizando áreas con poca probabilidad de persistencia, como áreas impactadas o amenazadas por actividades humanas (Rouget *et al.* 2003, Nhancales y Smith 2011). Asimismo, se han utilizado otros criterios espaciales, como el tamaño, la forma, la dispersión en el espacio y conectividad de los SPC (Moffet y Sarkar 2006). Algunos estudios de PSC han intentado de incorporar criterios de priorización adicionales, como el riesgo de transformación de áreas naturales en áreas antropizadas (Rouget *et al.* 2003, Groves 2003, Carwardine *et al.* 2010, Nhancale y Smith 2011) y el cambio de cobertura y uso del suelo (CCUS) como un criterio de priorización importante que determina la persistencia de biodiversidad (Pressey *et al.* 2007). Otros trabajos han analizado el efecto de futuros paisajes sobre el área de distribución y abundancia de las especies (White *et al.* 1997). Wilson *et al.* (2005) incorporaron el criterio de la vulnerabilidad en la PSC y propusieron un marco conceptual que contempla exposición, intensidad e impacto. Pero los análisis prospectivos formales en la PSC que consideran la persistencia de la biodiversidad de manera dinámica son escasos (Pressey *et al.* 2007).

La realidad socio-ecológica en México es compleja, con un amplio gradiente socio-económico, de biodiversidad, de estado de conservación y dinámica de impactos y amenazas antropogénicos, además del marco político poco eficiente y a veces contradictorio. La falta de criterios explícitos y aplicables a una realidad compleja ha sido

co-responsable de la escasa implementación de las priorizaciones. De hecho, esta situación no es exclusiva de México, sino que ha sido reconocida una crisis de implementación como uno de los problemas de la PSC y (Nicholson *et al.* 2006, Smith *et al.* 2009). Para resolver esta crisis de la implementación de los planes de conservación es necesario fortalecer el proceso de cubrir los vacíos en conservación a través de diversificar los objetivos de la planeación de conservación con criterios ecológicos, de impactos y amenazas o de respuesta, que permiten incluir aspectos de permanencia, estado de conservación, de conectividad y de desarrollo sustentable a través de la implementación de diferentes herramientas de conservación (Drielsma y Ferrier 2006). En la actualidad, es crucial ligar estos criterios diversificados con el cambio global que juega un papel importante en la persistencia de la biodiversidad (UNEP 2004, OECD 2008, CBD 2010).

No existe la posibilidad de anticipar la realidad con proyecciones, pero los análisis prospectivos son herramientas para evaluar impactos potenciales futuros y la incertidumbre involucrada pueden ser insumos para la toma de decisiones mejor informada (Veldkamp y Verburg 2004, Dielsma y Ferrier2006, Veldkamp and Lambin 2001). Los análisis prospectivos ecológicos son un campo emergente en la identificación de sitios prioritarios para la conservación, sin embargo tiene limitaciones en contenidos de información y de evaluación de incertidumbres debido a la complejidad que resulta de una representación adecuada de la biodiversidad y a la representación de las amenazas antropogénicas a la biodiversidad (Clark *et al.* 2001, Rouget *et al.* 2003, Bohensky *et al.* 2006). Un marco integral para evaluar el riesgo de no persistencia debe estar basado en la vulnerabilidad, que es una función de impactos potenciales (exposición y sensibilidad) y capacidad adaptativa (Metzger *et al.* 2006). Sin embargo, las aplicaciones reales quedan muy restringidas por la falta de datos apropiados y es imposible contar con una serie de indicadores para evaluar el riesgo de esta manera para prácticamente cualquier ecosistema en el mundo (Rouget *et al.* 2003). No obstante, para México ya existe información suficiente para una primera evaluación del riesgo de no permanencia de sitios prioritarios a partir de la exposición al CCUS y de cambio climático (CC) con un análisis multicriterio. Otro factor esencial para acercarse a una aplicación práctica de la PSC es la

validación de las modelaciones. Es imposible validar los resultados de modelos prospectivos, pero un enfoque de aplicación de múltiples metodologías puede ser aplicado para controlar por resultados espurios (Bohensky *et al.* 2006).

En este capítulo se propone un marco de análisis multicriterio que permite incorporar criterios dinámicos en tiempo y espacio para identificar refugios y focos rojos de persistencia en los SPC en un caso de estudio a escala regional en la cuenca Grijalva-Usumacinta. Los parámetros dinámicos de CCUS y de CC son usados para crear una jerarquía de priorización que va desde los sitios de más alta probabilidad de transformación (focos rojos) hasta los sitios con alta probabilidad de permanencia (refugios).

4.2 Métodos

4.2.1. Análisis prospectivo e impactos a la biodiversidad

La metodología utilizada para integrar amenazas actuales y futuras en la PSC y hacerla adaptativa y dinámica se basó en un enfoque de análisis de escenarios, los cuales muestran los efectos de algunas decisiones políticas, situaciones socio-económicas en el CCUS y el CC. Con este enfoque de análisis prospectivo se definieron los refugios y focos rojos potenciales futuros de CCUS y de CC para establecer criterios de prioridad de conservación en un marco de evaluación multicriterio. Focos rojos y refugios para la biodiversidad son aquí entendidas como el componente espacial de la biodiversidad, representado por ecosistemas que representan una entidad estructural y funcional, que aglutina elementos físicos y bióticos representados por la vegetación natural, ante los posibles impactos antropogénicos. Los métodos que permitieron generar criterios espaciales fueron modelos de simulación de CCUS y un análisis de escenarios de CC basados en modelos de circulación general en combinación con modelos de la distribución de las especies seleccionadas. Los modelos de CCUS proveyeron insumos para establecer refugios y focos rojos ecológicos o de destrucción de hábitat y los análisis de CC sirvieron para establecer refugios y focos rojos evolutivos que fueron evaluados en conjunto dentro de un marco de evaluación multicriterio (fig. 1).

Los términos impactos y amenazas se utilizaron en el sentido del marco conceptual de indicadores ambientales adaptado por diversas agencias en los últimos 20 años de controladores-presión-estado-impacto-respuesta (DPSIR, por sus siglas en inglés). En donde un impacto es una medida del grado de la modificación del estado original por actividades humanas (FAO 2012). Una amenaza es un indicador de un peligro inminente y para eso es necesarios establecer el riesgo de sufrir un impacto que se define con la sensibilidad (un valor en relación a la pérdida potencial basado en estado actual),

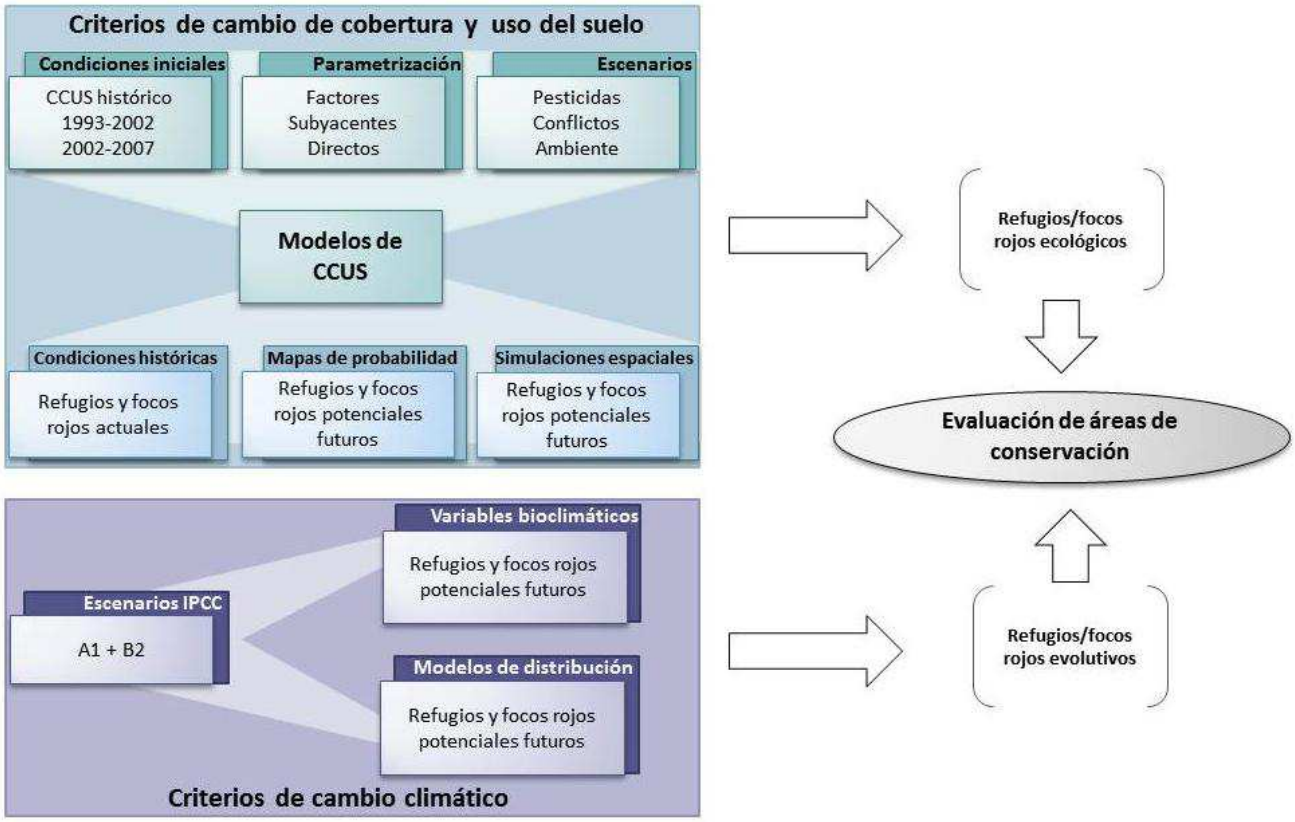


Figura 1. Diagrama de las metodologías de la evaluación de las áreas de conservación con parámetros dinámicos de cambio de uso del suelo y de cambio climático.

la exposición (probabilidad de que ocurra) y la vulnerabilidad (capacidad de adaptación, Metzger *et al.* 2006, anexo 9). El problema principal es que no existen datos suficientes para establecer estos tres componentes de riesgo, en especial para la vulnerabilidad. Sin embargo, en el caso del CCUS la sensibilidad de los ecosistemas ante la conversión a

campos de cultivo o pastizales se consideró alta en todos los SPC, ya que significa la transformación completa del ecosistema y la exposición fue representada por la probabilidad de cambio y otros resultados derivados de modelos de simulación de CCUS. Esto quiere decir que los refugios ante la destrucción de hábitat son los SPC (todos sensibles) con baja probabilidad de cambio (permanencia natural) y los focos rojos son aquellos SPC con alta probabilidad de cambio (deforestación y degradación forestal). En el caso del CC la sensibilidad de los ecosistemas ante el CC es más específica (Anderson *et al.* 2008), por lo que se propuso un análisis del cambio de la distribución espacial de las especies con el cual fueron establecidas las áreas que podrían ser afectados más severamente. Tampoco existe una manera de inferir la probabilidad de CC, pero la exposición fue vista como la magnitud de CC.

4.2.2 Insumos para afrontar la crisis de la implementación de la planeación de la conservación

4.2.2.1 Identificación de sitios prioritarios para la conservación en la región de estudio

Es necesario contar con una propuesta de SPCreg con una resolución espacial suficiente, pero con metas de conservación compatible con otros ejercicios regionales y nacionales. La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) en colaboración con un gran número de instituciones, en especial la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), ha trabajado en priorización de necesidades de conservación desde el 2004 y en una primer propuesta se han establecidos SPC para la biodiversidad terrestre a nivel nacional con unidades de análisis de 256 km^2 (SCDB 2004, CONANP 2008a). Estos sitios prioritarios sirven como guía general de las necesidades de conservación pero para avanzar hacia una implementación de acciones de conservación es necesario establecer SPC a escala regional, pero la elevada diversidad de ecosistemas en México, situaciones socio-económicas y problemas ambientales, hace imposible llegar a una identificación de SPC a escala nacional que sean suficientemente acotados como base para la implementación (CONABIO 2000, CONABIO *et al.* 2007). La escala regional permite tomar en cuenta las peculiaridades en el funcionamiento de los factores de presión

porque la deforestación, la degradación ambiental y el CC ocurren a esta escala con importantes consecuencias como la pérdida de biodiversidad y la disminución de servicios ecosistémicos (Grove *et al.* 2002). Por esta razón, desde el 2008 se han establecido sitios prioritarios a nivel regional para algunos estados en el S de México con una resolución a 1 km como parte de una iniciativa del Corredor Biológico Mesoamericano – México (CONABIO 2009). Considerando que la resolución de 1 km representa las prioridades de una manera más explícita y adecuada para un análisis regional con criterios adicionales, se replicó este análisis utilizando los mismo insumos y siguiendo los mismos criterios para Chiapas (valores de metas y criterios en CONABIO *et al.* 2009). Sin embargo, el caso del estado de Tabasco representa una particularidad porque el valor de meta otorgado para cada especie considera un ajuste tomando en cuenta el alto grado de conversión a áreas agropecuarias basado en el uso de suelo y vegetación reportado para el año 2002 (INEGI 2005). Con base en la documentación bibliográfica de las especies, obteniendo la mayor cantidad de datos disponibles que permitieran su caracterización (hábitat, abundancia, vulnerabilidad al impacto antropogénico), así como los tipos de vegetación en los que se ha reportado, los modelos de distribución potencial fueron recortados. De este modo, para la definición de las metas para estas especies se consideró además de su categoría de riesgo en la NOM-SEMARNAT-2001-59, IUCN, o CITES, el cambio en el área de distribución después del ajuste con cartografía de uso de suelo y vegetación, otorgándole mayor peso a especies que presentaron una mayor disminución de su área de distribución después del ajuste.

Para Chiapas se identificaron 432 especies de conservación de la base de datos nacional de la CONABIO de más de 1400 especies de conservación con sus modelos de distribución potencial y sus metas de conservación del análisis a nivel nacional (anexo 10, CONABIO *et al.* 2007, para la metodología en extenso véase Urquiza-Haas *et al.* 2008). Además de 307 especies de vertebrados terrestres (tabla 1), se utilizaron 100 especies de plantas enlistadas en la NOM-059, 19 capas de vegetación y un mapa de riqueza de especie para cada grupo de vertebrados terrestres.

Grupo taxonómico	Objetos de conservación con metas	Especies con modelo de distribución para Chiapas	%
Anfibios	33	94	35.11
Reptiles	86	204	42.16
Aves	115	312	36.86
Mamíferos	73	200	36.50
Total	307	810	37.90

Tabla 1. Objetos de conservación de los grupos de vertebrados utilizados para el análisis.

Adicionalmente, se utilizaron criterios de amenazas para guiar la selección de SPC, como está descrito en CONABIO (2009), para minimizar las áreas agrícolas, urbanas y maximizar las áreas de vegetación primaria y secundaria arbórea. Además se utilizaron criterios para minimizar el área en general, la relación área/perímetro y maximizar el tamaño promedio de aglomeración de SPC para lograr una mayor eficiencia espacial y mayor conectividad de SPC.

4.2.2.2 Criterios dinámicos de exposición al cambio de uso del suelo

Para generar mapas de CCUS prospectivos, la base para determinar refugios y focos rojos ecológicos potenciales futuros en los SPCreg, se corrieron los modelos de simulación de CCUS que permiten espacializar escenarios de CCUS. En este estudio se modelaron tres escenarios, uno de línea base que extrapola tendencias históricas de cambio llamado pesticidas sobre el patrimonio biológico (abreviado pesticidas). El segundo, es el escenario de conflictos entre sectores de gobierno y el mercado (abreviado conflictos) muestra una trayectoria con algunos avances hacia más sostenibilidad pero también con déficits importantes por políticas no-coherentes y una conservación no eficiente basado en planes oficiales y tendencias recientes. El tercero es el escenario de ambiente y economía muestra como estos déficits pueden ser resueltos para detener la deforestación y empezar a recuperar vegetación natural (abreviado ambiente, para mayores detalles véase capítulo dos).

El proceso de simulación comprende: 1) la estimación de la cantidad de cambio a través de matrices de Markov que indican las tasas de cambio, 2) la generación de mapas de potencial de cambio basado en evidencias empíricas de transiciones históricas y factores explicativos, 3) la definición de características de estructura espacial de los cambios en el paisaje, 4) la ubicación espacial de los cambios integrando las reglas anteriores y 5) la calibración y validación. Las simulaciones espaciales fueron hechas con los programas DINAMICA-EGO 1.6 (de aquí en adelante DINAMICA, Soarez-Filho *et al.* 2002, 2006, 2009) y CLUE (de aquí en adelante CLUE, Verburg *et al.* 2002, Verburg y Overmars 2009). El tiempo de simulación hasta 2030 fue dividido en tres fases determinadas por los escenarios (véase capítulo 2, tabla 2 y 3). DINAMICA maneja el concepto de fase que significa que se pueden especificar parámetros particulares para cada paso en el tiempo (Soares-Filho *et al.* 2005), mientras que con CLUE es necesario simular cada fase por separado. En los dos casos, la magnitud de cambio fue derivada de las tasas de cambio (véase capítulo uno) y las relaciones empíricas entre transiciones y factores que determinaron las probabilidades de cambio o mapas de aptitud para una ciertas cobertura o uso del suelo (véase capítulo tres).

Para representar políticas de conservación y efectividad de herramientas de conservación de acuerdo con los escenarios se tomaron en cuenta áreas de restricción excluidas de cambios en ciertos periodos que comprenden las áreas protegidas, UMA y áreas de conservación regionales (tabla 2 y 3). En DINAMICA las simulaciones están basadas en un autómata celular que usa características de la estructura de los procesos de cambio en el paisaje (para mayores detalles Soares-Filho *et al.* 2002, Mas *et al.* 2011). En CLUE, la simulación está basada en los cambios más probables determinados con los mapas de aptitud y un procedimiento para determinar la probabilidad de cambio de los pixeles. Este procedimiento consiste en calcular la probabilidad total de cambio de manera iterativa, hasta que la aptitud, la elasticidad de cambio que indica la elasticidad relativa a cambios o la estabilidad de cada categoría simulada con rangos entre 0 (muy elástico) y 1 (muy estable, cambios irreversibles) en conjunto con una variable de iteración, o sea el peso competitivo entre los diferentes coberturas y usos del suelo, hasta que una nueva área de

cobertura o uso del suelo iguala la cantidad establecida con la cantidad de cambio (para mayores detalles Verburg *et al.* 2002, Mas *et al.* 2011). En este estudio se aplicaron valores de elasticidad de cambio de 1 para bosques y selvas primarias y áreas urbanas, 0.8 para bosques y selvas secundarias y 0.5 para las áreas agropecuarias.

Todas las simulaciones usaron los 18 factores encontrados como importantes para los dos periodos de cambio analizados (para mayores detalles véase capítulos tres) para generar mapas de probabilidad de cambio. Como se ha demostrado en otros estudios en México y otros países latinoamericanos, los procesos de cambio y en especial la deforestación son espacialmente y temporalmente auto-correlacionados (Soares-Filho *et al.* 2005, Chowdhury 2006, Carwardine *et al.* 2010, Nhancale y Smith 2011, Mas y Flamenco-Sandoval 2011) y para tomar en cuenta este efecto, los factores de ubicación basados en distancia a usos del suelo existentes son operados como variables dinámicas en los modelos. Estas variables dinámicas se actualizan cada año en caso de DINAMICA o en el comienzo de cada periodo de simulación, como en el caso de CLUE. Otras variables dinámicas son las variables bioclimáticas bajo escenarios de CC que se actualizan para ciertos años (tabla 2 y 3).

	Pesticidas	Conflictos	Ambiente
Periodo 1	2007-2021	2007-2016	2007-2016
WoE	1993-2002	2002-2007	2002-2007
Matriz de Markov	1993-2007	1993-2007	2002-2007
Restricciones			
Factores dinámicos	Distancia a usos existentes	Distancia a usos existentes	Distancia a usos existentes
Periodo 2	2021-2030	2016-2023	2016-2023
WoE	2002-2007	2002-2007	2002-2007
Matriz de Markov	2002-2007	2002-2007	Tendency
Restriciones		Áreas protegidas	Áreas protegidas
Factores dinámicos	Distancia a usos existentes	Distancia a usos existentes	Distancia a usos existentes
	Bios 2030	Bios 2030	Bios 2030
Periodo 3		2023-2030	2023-2030
WoE		2002-2007	2002-2007
Matriz de Markov		Tendency	Tendency 2
Restriciones		Áreas protegidas	Áreas protegidas
		UMA	UMA
			Sitios prioritarios
Factores dinámicos		Distancia a usos existentes	Distancia a usos existentes
		Bios 2030	Bios 2030

Tabla 2. Insumos y criterios utilizados para las simulaciones con DINAMICA para los tres escenarios. WoE = “Weights of evidence” usados para generar los mapas de probabilidad de cambio, restricciones = áreas excluido de cambio.

Los modelos fueron calibrados con la cantidad y la probabilidad de cambio para cada transición modelada (para mayores detalles véase capítulo tres) y con otros parámetros derivados del análisis de CCUS (fig. 1). Se produjeron mapas anuales de los procesos de CCUS simulados para tres escenarios prospectivos de CCUS hasta 2030. El mapa de uso de suelo y vegetación de 2007 (INEGI 2009) representa el último año con datos observados y marca el inicio de las simulaciones en intervalos o lapsos de un año. Las tasas de cambio fueron obtenidas de tendencias empíricas entre 1993-2002 y 2002-2007 (Kolb y Galicia 2012). Por falta de datos de proyecciones de carreteras y de AP, éstas fueron mantenidas constantes durante las simulaciones. Sin embargo, la efectividad de las diferentes herramientas de conservación fue ajustada según los escenarios, incluyendo los SPCreg.

Con estos mapas se generaron nuevos mapas y se determinó el cambio total y porcentual y las tasas de cambio entre 2007 y 2030.

	Pesticidas	**Conflictos**	**Ambiente**
Periodo 1	2007-2021	2007-2016	2007-2016
MR	1993-2002	2002-2007	2002-2007
Matriz de cambio	1993-2007	1993-2007	2002-2007
Tiempo de permanencia	estimaciones basados en 1993-2007	estimaciones basados en 1993-2007	estimaciones basados en 1993-2007
Restricciones			
Factores dinámicos			
Periodo 2	2021-2030	2016-2023	2016-2023
MR	2002-2007	2002-2007	2002-2007
Matriz de cambio	2002-2007	2002-2007	Tendency
Restricciones		Áreas protegidas	Áreas protegidas
Factores dinámicos	Distancia a usos existentes Bios 2030	Distancia a usos existentes Bios 2030	Distancia a usos existentes Bios 2030
Periodo 3		2023-2030	2023-2030
MR		2002-2007	2002-2007
Matriz de cambio		Tendency	Tendency 2
Restricciones		Áreas protegidas UMA	Áreas protegidas UMA Áreas de conservación
Factores dinámicos		Distancia a usos existentes Bios 2030	Distancia a usos existentes Bios 2030

Tabla 3. Insumos y criterios utilizados para las simulaciones con CLUE para los tres escenarios. MR = modelos de regresión logística usados para generar los mapas de aptitud, la matriz de Markov, además de ser la fuente para la cantidad de cada categoría simulada, alimenta la matriz de cambios posibles, restricciones = áreas excluido de cambio.

En este estudio los modelos fueron evaluados en su fase de calibración (véase capítulo 3) ya que no es posible validar mapas prospectivos, es decir, comparar las simulaciones futuras con mapas reales. Además, las múltiples corridas de los modelos con diferentes metodologías permiten cotejar las simulaciones entre sí y la simulación de escenarios es una herramienta para el análisis bajo gran incertidumbre porque permite mostrar una amplia gama de posibles desarrollos del paisaje. La aplicación de múltiples modelos para

simular el cambio futuro permitió generar también criterios para el análisis multicriterio que toman en cuenta la confiabilidad derivada de la comparación intra-modelo de áreas de cambio. De esta manera, las áreas de cambio coincidentes entre los dos modelos fueron definidas como las más confiables, las no coincidentes como las menos confiables para cada escenario simulado. Asimismo, el tipo de cambio también fue ponderado con base en la evaluación de la calibración del modelo (Kolb *et al.* en prep.).

4.2.2.3 Criterios dinámicos de exposición al cambio climático

Para identificar refugios y focos rojos ante el CC se integraron datos climatológicos y de biodiversidad. Con las variables bioclimáticas se generaron mapas de magnitud de cambio bajo dos escenarios extremos. Para estos dos escenarios también se analizaron mapas sumatorias de modelos de distribución para identificar áreas de cambio en la composición de especies.

Existen numerosas proyecciones climáticas difíciles de evaluar. En este análisis se escogieron los escenarios A1 y B2 del IPCC para representar una tendencia base con emisiones altas y otra tendencia más moderada con consecuencias menos severas para el escenario "ambiente" (IPCC 2000). En los escenarios A1 y en especial en A2, la combinación de una población en crecimiento y un menor incremento de la productividad agropecuaria llevan a un aumento continuo de las emisiones. En A2, el crecimiento económico intermedio está basado en una alta proporción de energía fósil en la generación de energía y aunque los escenarios de A1 exploran el papel de las tecnologías alternativas para generar energía, son los de mayor aumento de temperatura (IPCC 2000). Los escenarios B1 y B2 consideran una disminución en el aumento de las emisiones y una recuperación de la cobertura forestal en 2100 por un menor crecimiento poblacional y de ingresos.

A partir de modelos de circulación global se obtuvieron estimaciones prospectivas sobre temperatura y precipitación y de estos deducir cambios potenciales respecto a la climatología actual. Estos modelos de escenarios se alimentan de los escenarios de

emisiones y toman en cuenta el flujo de energía atmosférica, oceánica, glacial y terrestre. Para México se ha desarrollado cartografía de 19 variables climáticas para los escenarios de cambio climático del IPCC con una resolución de 10 km para 2030 y 2050 como resultado de un ejercicio de regionalizar los datos globales (Conde *et al.* 2008).

Los modelos de distribución potencial son el resultado de una relación estadística entre los datos de ocurrencia y variables ambientales, herramienta que ha sido ampliamente aplicada para mitigar el problema de disponibilidad de datos de especies, que además puede ser utilizada para proyectar la ocurrencia de especies bajo escenarios futuros de CC. Sin embargo, estos modelos cuentan con un nivel variable y no especificado de incertidumbre que no sólo depende de la metodología estadística aplicada, sino de la incertidumbre de los insumos. La reacción diferencial de las especies ante el CC y sus capacidades de dispersión son factores adicionales de incertidumbre no resueltos en los modelos de distribución potencial (Carvalho *et al.* 2011). Utilizando los datos de Conde *et al.* (2008), Martínez-Meyer *et al.* (2009) generaron 19 variables bioclimáticas, con los cuales se proyectó la distribución potencial bajo los escenarios de CC de las 895 especies de vertebrados terrestres con interés para la conservación que fueron identificados en el análisis de vacíos y omisiones en conservación (CONABIO *et al.* 2007, para mayores detalles véase Martínez-Meyer *et al.* 2011). Dada la incertidumbre propagada en los modelos de distribución potencial bajo escenarios de CC, se optó por usar lo que defino de manera práctica como mapas de cambio de la riqueza de especies prioritarias´ para la conservación. Se trata de mapas de diferencia de mapas sumatorias pertenecientes a los cuatro grupos de vertebrados que ensamblan los resultados para 2030 para tres modelos de circulación global (ECHAM5/MPI, UKHADGEM1 y GFDL-CM, Martínez-Meyer *et al.* 2011). De esta manera, se generó un mapa de cambio construido a partir de la diferencia de la presencia potencial de especies entre el presente y los escenarios de emisiones A1 y B2 (i.e. número de especies). Las áreas con mayores cambios en la composición de especies fueron representadas por el primer y el cuarto cuartil de las cifras de diferencia, es decir, los que representan los extremos de cambios positivos (aumento de especies) y negativos (pérdida de especies).

Otra manera de reducir la incertidumbre es utilizar datos de un nivel más básico para evitar la propagación de incertidumbre. Un análisis de las 19 variable bioclimáticas de Conde *et al.* (2008) permitió detectar cambios en los patrones de temperatura y de precipitación. Por su alta correlación estadística, se optó por un análisis de componentes principales para reducir el número de variables que contienen información similar (en específico por su correlación con alguno de los componentes principales), así como para seleccionar las variables más importantes dentro los componentes principales, aquellos con información más independiente (Field 2000). El universo inicial fue explorada a partir de la matriz de correlación (covarianza estandarizada por variables de diferentes unidades) en SPSS 15.0, SAGA 2.0.5 (Cimmery 2007-2010) y una extensión para ArcGIS. El eigenvector con el eigenvalor más alto es el componente principal. Los componentes extraídos fueron determinados con la regla de Kaiser (eigenvalor > 1) y Jolliffe (eigenvalor > 0.7) y fueron verificados con experimentos con diferentes números de componentes especificados para ver si los resultados son consistentes. Para facilitar la interpretación de los pesos de cada variable se aplicó una rotación (oblimin) a los datos por la correlación de los componentes principales resultantes. Los pesos indican la importancia de una variable para el componente, mientras que los eigenvalores muestran la dirección de ésta en el espacio multidimensional (Field 2000, Lohninger 1999). Después de escoger las variables bioclimáticas con base en los pesos del análisis de componentes principales, se generaron mapas de diferencia substrayendo los mapas actuales de los mapas prospectivos basados en GFDL-CM. De estos mapas, los valores del cuarto cuantil de más cambio fueron considerados como las áreas con mayor potencial de cambio futuro. Por último, estos mapas fueron integrados en un mapa de magnitud de CC que suma las áreas de cambio de las variables.

Para generar la capa final para ser usada en el análisis multicriterio, se sumaron los mapas de las áreas de cambio de riqueza de especies y de la magnitud de CC para generar un mapa de la severidad potencial de cambio que integra los dos aspectos de CC para cada escenario.

4.2.2.4 Definición de prioridades de conservación con criterios dinámicos

Para identificar refugios y focos rojos de permanencia de biodiversidad en un proceso de evaluación con cierto objetivo a partir de criterios múltiples de manera transparente y replicable se efectuó un análisis multicriterio (AMC). La aplicación de marcos metodológicos claros en los programas de evaluación multi-objetivo permite aclarar la influencia subjetiva dentro de las decisiones y automatizar la evaluación de múltiples criterios (Malczewski 2006). La herramienta AMC de IDRISI (versión Taiga, Eastman *et al.* 1995 y 2009) sigue la propuesta de una estructura jerárquica que pondera un conjunto coherente de criterios para el proceso de decisión que lleva a los objetivos establecidos. El proceso consiste en la estandarización y evaluación de cada criterio y la agregación de las soluciones obtenidas en cada paso.

Con el AMC fueron evaluados dos bloques de escenarios, resultado de una agrupación de los cinco escenarios originales: el escenario “conflicto” de CCUS y el escenario A1 de CC forman el bloque sectorial que muestra una ruta probable de los desarrollos con un CCUS intermedio y un CC fuerte. En cambio, el escenario “ambiente” de CCUS y el escenario B2 de CC representan el bloque conservación que muestra una ruta alternativa de los desarrollos basado en opciones políticas de conservación y de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (fig. 3).

			Evaluación de sitios prioritarios	
			Criterios de CCUS	Criterios de CC
	Análisis histórico		Deforestación y degradación	-
Escenarios	Sectorial		Deforestación y degradación (simulada)	Severidad potencial
	Conflictos	IPCC: A		
	Conservación		Deforestación y degradación (simulada) Focos rojos	Severidad potencial
	Conserv.	IPCC: B		

Figura 3. Integración de los diferentes componentes en el análisis multicriterio agrupando dos bloques de escenarios de cambio del uso del suelo y del cambio climático.

El objetivo era identificar los SPCreg que representan focos rojos y refugios potenciales futuros de permanencia de la biodiversidad. Los criterios para definir refugios y focos rojos para la biodiversidad fueron:

- CCUS
    - Refugios: SPC y baja probabilidad de CCUS (permanencia natural)
    - Focos rojos: SPC y alta probabilidad de CCUS (degradación y deforestación)
- CC
    - Refugios: SPC y baja severidad potencial de CC (áreas no parte de algún cuantil extremo)
    - Focos rojos: SPC y alta severidad potencial de CC (áreas con mayor potencial de cambio futuro basado en los cuantiles extremos)

Criterio	Insumo	Transformación	Estandarización	Meta	Ponderación
Deforestación histórica	mapa binario (áreas agropecuarias 1)	Fuzzy	excluido		
Degradación histórica	mapa de vegetación primaria (2) y vegetación secundaria (1)	Fuzzy	curva linear creciente	2	0.1061
Deforestación prospectiva	mapa de áreas de deforestadas simuladas (2 deforestación más confiable, 1 deforestación menos confiable)	Fuzzy	curva linear creciente	2	0.4615
Degradación prospectiva	mapa de áreas de degradación simuladas (2 deforestación más confiable, 1 deforestación menos confiable)	Fuzzy	curva linear creciente	2	0.3926
Severidad de cambio climático	mapa de grado de severidad inverso (1-4: 1 es más severo, 4 menos severo)	Fuzzy	curva linear creciente	4	0.0397

Tabla 4. Criterios y su estandarización y ponderación en el análisis multicriterio. La transformación fuzzy convierte los rangos originales a rangos de 0-255.

La estandarización y ponderación relativa de los criterios estuvo basada en la importancia de las capas temáticas respecto al objetivo. Además, se tomó en cuenta la confiabilidad de los insumos en la ponderación: la deforestación tiene más peso que la degradación por tener mayor certeza predictiva (Kolb *et al.* in prep) y la severidad de CC tiene el peso menor por tener mayor problemas de propagación de incertidumbre. La figura 4 muestra la matriz de comparación en pares que define la importancia relativa de los criterios, como es común en procesos analíticos jerárquicos (Saaty 1980). Un análisis de sensibilidad de los pesos ayudó a evaluar los resultados.

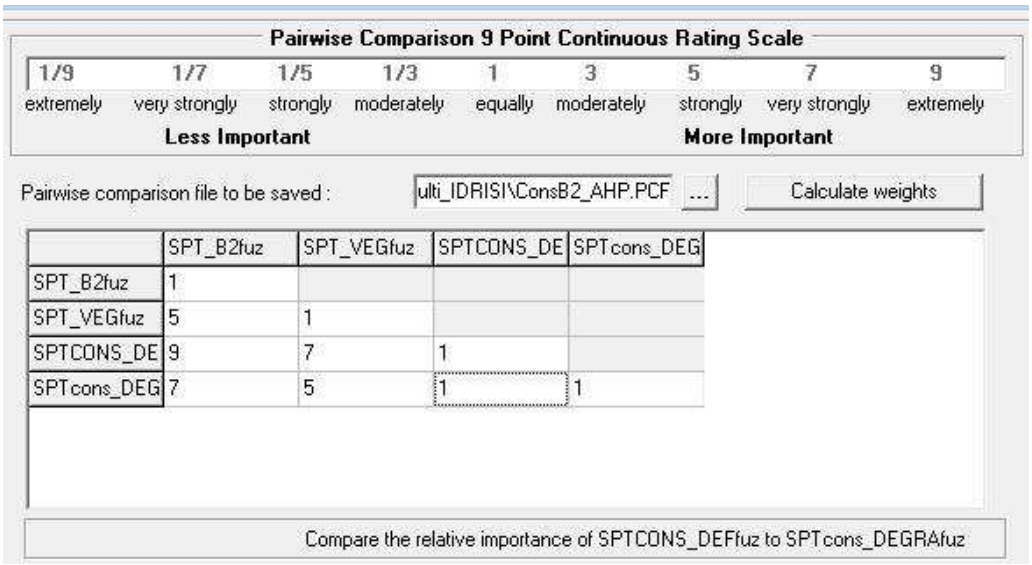


Figura 4. Matriz de comparación en pares del proceso analítico jerárquico que define los pesos asignados a cada variable.

Con los resultados del análisis multicriterio se generaron cuatro clases de prioridad para la conservación utilizando la clasificación de Jenks (Jenks natural breaks classification method) que busca la mejor distribución de los datos en una cierta cantidad de clases. El método minimiza la desviación promedio de la clase y maximiza la desviación entre las clases. De esta manera quedó establecido de mayor a menor prioridad:

1. Los focos rojos con mayor exposición al CCUS y de CC fueron considerados extremadamente prioritarios para la conservación por presentar un peligro extremo para la persistencia de la biodiversidad

2. Los focos rojos con menor exposición al CCUS y de CC fueron considerados altamente prioritarios para la conservación.

3. Los refugios con alguna exposición elevada al CCUS y al CC fueron considerados prioritarios para la conservación

4. Los refugios que no mostraron indicios de ser afectados por el CCUS o el CC como áreas para la conservación.

5. Los sitios prioritarios con alta probabilidad de regeneración natural en los modelos de CCUS fueron designados como prioritarios para la restauración.

6. Los sitios prioritarios con un uso de suelo fueron considerados como prioritarios para el manejo sustentable.

Los puntos 5 y 6 fueron incorporados al análisis multicriterio a partir de una sobreposición espacial.

4.3 Resultados

4.3.1 Sitios prioritarios regionales para la conservación de la biodiversidad terrestre

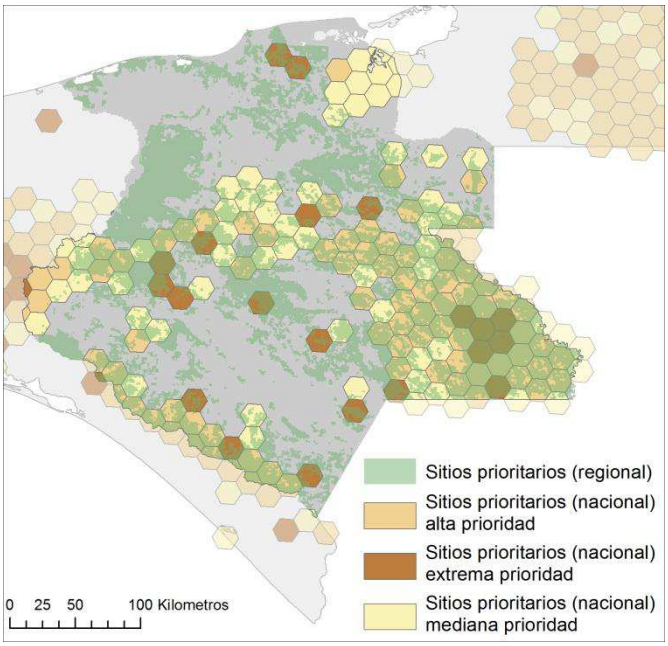


Figura 5. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad en la cuenca Grijalva-Usumacinta.

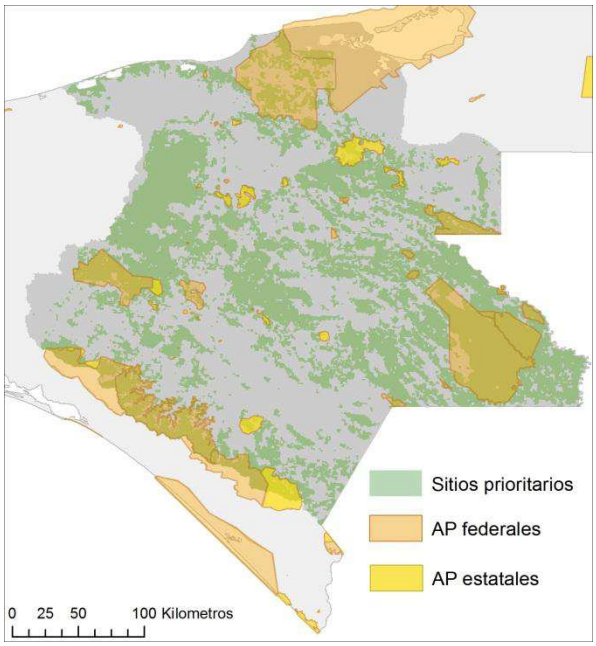


Figura 6. Sitios prioritarios regionales y áreas protegidas (AP) en la cuenca Grijalva-Usumacinta.

Los sitios prioritarios para la conservación regionales (SPC) abarcan 39773 km^2 del área de estudio (45%, fig. 5). De estos, 85% corresponden a SPC en el territorio de Chiapas y 15% a SPCreg en el territorio de Tabasco. 26% de los SPC están representados dentro de algún AP (fig. 6), en su mayoría AP federales (23%). AP estatales contribuyen los 3 % restantes, mientras que las AP municipales no contienen una porción medible de SPC.

4.3.2 Criterios dinámicos de exposición al cambio de uso del suelo

Las simulaciones con CLUE y DINAMICA sugieren posibles escenarios sobre la magnitud de cambio y de los procesos de CCUS hasta 2030, como lo muestran las figuras 7 y 8. En el escenario "pesticidas" simulado con CLUE la deforestación de selvas y de bosques por pastizales es el proceso dominante, seguido por la degradación de los bosques templados. En las simulaciones con DINAMICA destaca por su gran extensión la deforestación de selvas (fig. 9). En el escenario "conflictos" la deforestación de selvas y bosques disminuye considerablemente, especialmente debido a una baja en el crecimiento de las áreas agrícolas. La degradación de los bosques también disminuye pero la degradación de selvas aumenta ligeramente. En el escenario "ambiente" la disminución de la deforestación y de la degradación forestal es mayor y el elemento más distintivo en comparación con el escenario de conflictos es el aumento de la regeneración de bosques y en especial para selvas secundarios. En general, las áreas de cambio simuladas con DINAMICA son mayores que con CLUE, especialmente en el escenario "conflictos" (fig. 7).

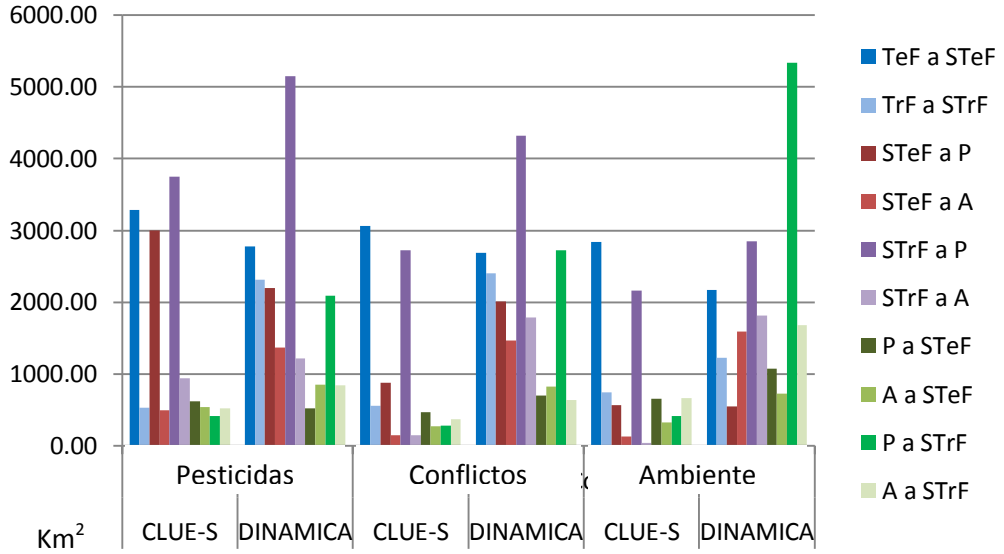


Figura 7. Áreas de cambio simuladas con CLUE y DINAMICA para cada escenario (TeF: bosque, STeF: bosque secundario, TrF: selva, STrF: selva secundaria, P: pastizal, A: agricultura).

Con las dos metodologías se puede observar un aumento gradual en la permanencia natural con el valor más bajo en el escenario “pesticidas” hasta el más alto en el escenario “ambiente” (fig. 8) debido a las políticas de conservación y manejo de recursos naturales. Sin embargo, existen diferencias en la tendencia de la permanencia de los usos del suelo, a pesar de que utilizan los mismos datos de insumo en ambos casos. En el caso de las simulaciones resultado de CLUE las áreas de permanencia de usos del suelo son similares, mientras que en el caso de DINAMICA hay una disminución de la permanencia de usos debido a la simulación de un proceso de regeneración ampliamente distribuida. Esta diferencia podría mostrar una limitación de CLUE para simular tendencias cambiantes de procesos, debido al mecanismo de ubicar espacialmente los cambios o por limitaciones de actualizar factores dinámicos (para mayores detalles véase anexo 11).

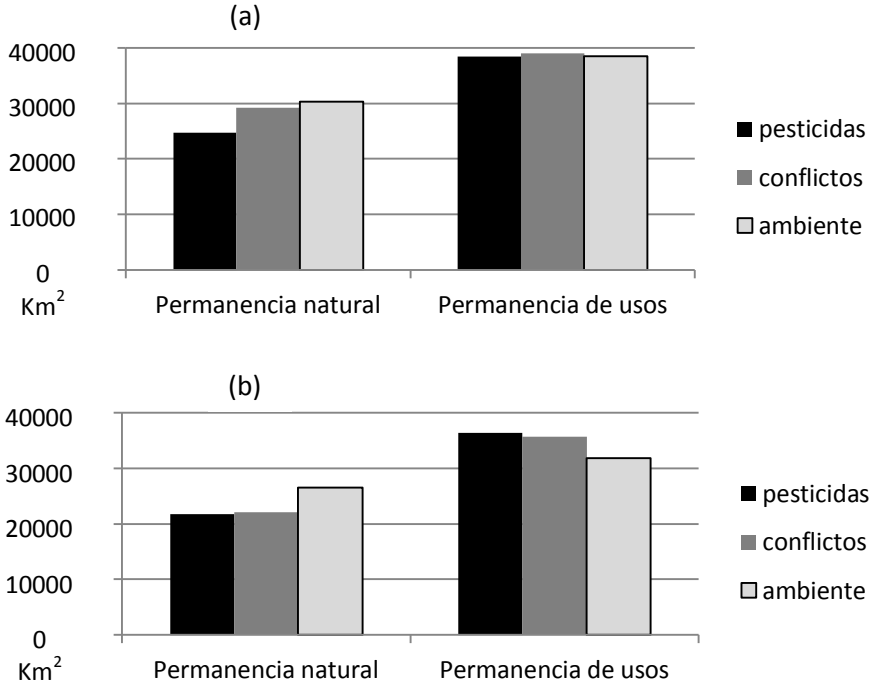


Figura 8. Total de las áreas de permanencia simuladas con (a) CLUE y (b) DINAMICA.

Los cambios simulados con CLUE se agrupan en manchones debido al procedimiento expansivo de ubicar los cambios basados en los mapas de aptitud. Las áreas de cambio se encuentran en las mismas zonas para todos los escenarios, la diferencia está en el tamaño de los parches. Este efecto, es resultados de la menor área de cambio establecido para

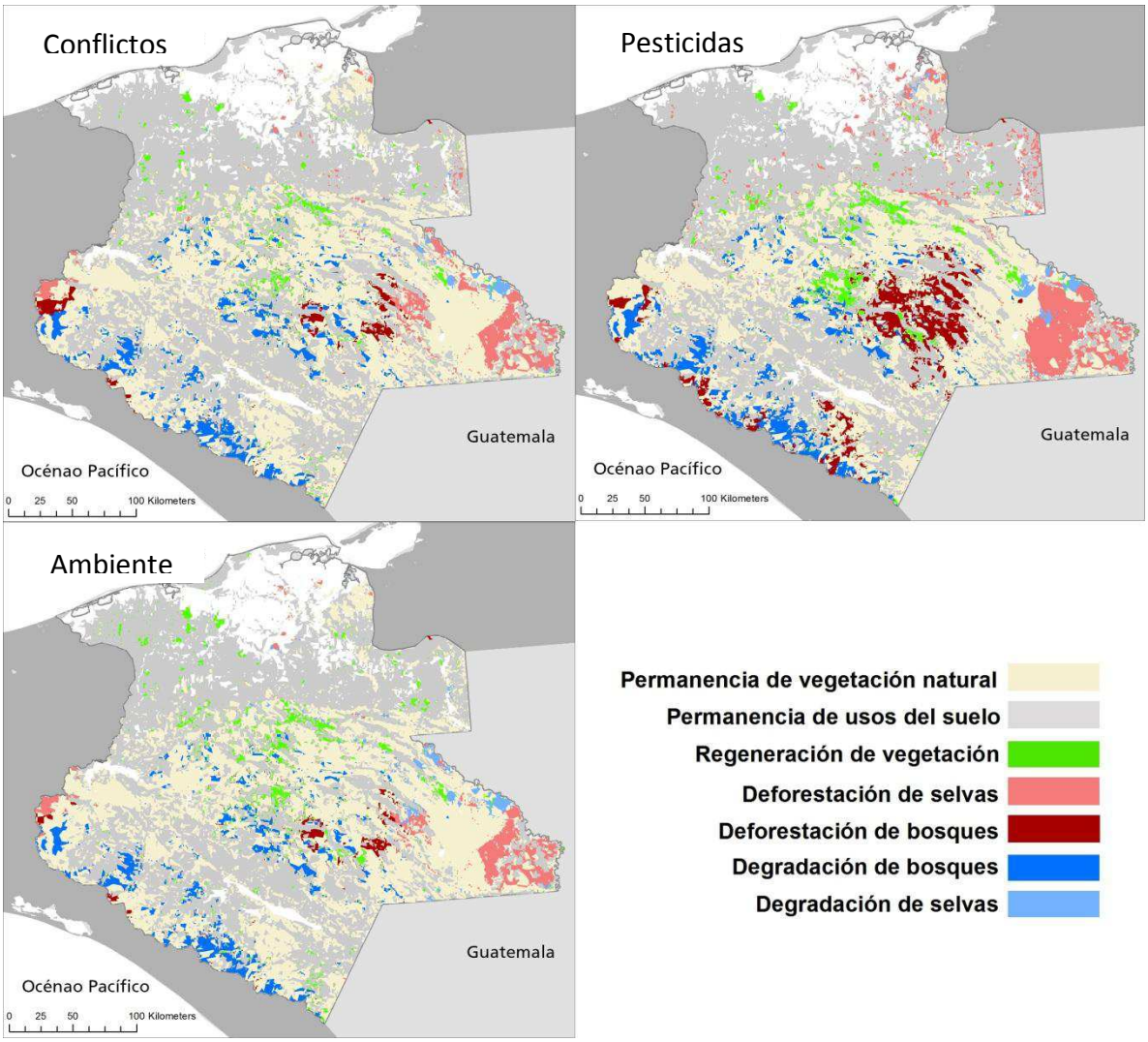


Figura 9. Mapas de cambio prospectivo simulado con CLUE bajo tres escenarios para el periodo 2007-2030.

cada escenario, como p. ej. en el caso de la deforestación de bosques que disminuye drásticamente desde el valor más alto en “pesticidas” hasta el valor más bajo en “ambiente”. Este efecto también es responsable que las selvas remanentes en la planicie costera sean las áreas con menos presión de deforestación en los escenarios “conflictos” y “ambiente”. La degradación de bosques se mantiene en la parte W de Los Altos de Chiapas, la Sierra de Chiapas y en una parte de las Montañas de Chiapas. Destaca el efecto de protección efectiva de la cobertura natural en las AP en los escenarios de “conflictos” y “ambiente”, p. ej. en la zona de Montes Azules (fig. 9). Un efecto secundario de esta

protección es que en estos dos escenarios aparecen áreas de cambio en el W y E de esta AP como resultado de la mayor presión fuera de las AP para ubicar las áreas agropecuarias. Los procesos de regeneración parecen mantenerse estables en todos los escenarios.

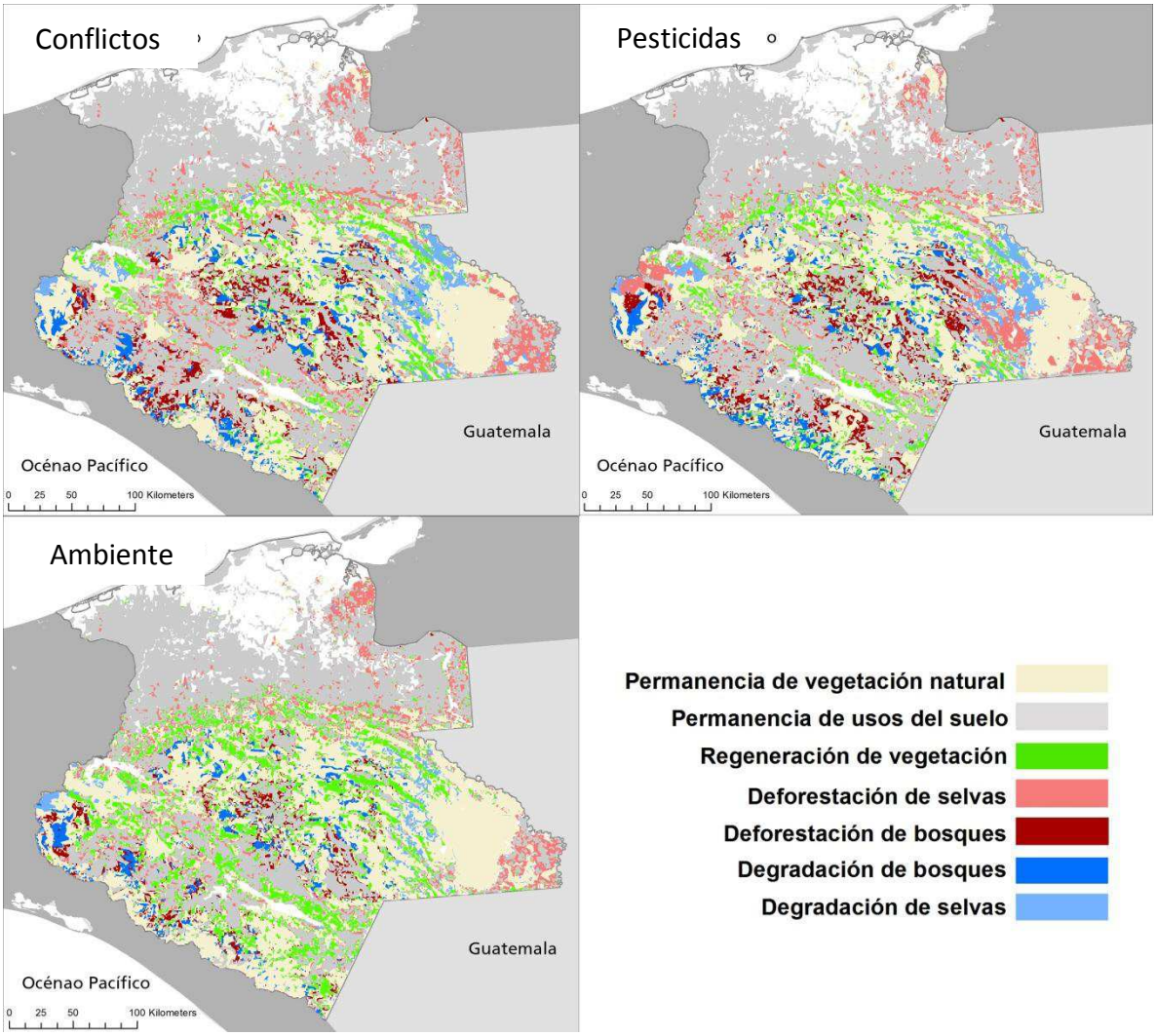


Figura 10. Mapas de cambio prospectivo simulados bajo tres escenarios con DINAMICA para 2007-2030.

Los cambios simulados con DINAMICA muestran un patrón más parecido a los patrones del cambio histórico (fig. 10). La reproducción de las características paisajísticas en DINAMICA, basado en información sobre el tamaño y la configuración de parches de cambio, permite configurar el tamaño y la forma de los parches de cambio simulados. A

pesar de que los mapas de cambio muestran que existen ciertas zonas que mantienen su comportamiento en los diferentes escenarios, el efecto de aleatoriedad incorporado en el proceso de generación de parches de cambio en combinación con la mayor variación en las simulaciones entre escenarios, propicia que las zonas de cambio no sean exactamente las mismas. En general, DINAMICA brinda un marco más flexible y un mayor número de parámetros para la simulación.

Las simulaciones con DINAMICA sugieren que las selvas remanentes en la planicie costera tienen un alto riesgo a ser deforestados en todos los escenarios (contrario al efecto observado en las simulaciones con CLUE). Los Altos de Chiapas son otro foco rojo de deforestación y de degradación, igual que la parte N y central de la Sierra de Chiapas, aunque en esta región la reducción de estos procesos de cambio en el escenario "ambiente" es notable. En la región de Marqués de Comillas todos los escenarios muestran áreas de deforestación amplias, sin embargo, en el escenario "conflictos" este proceso abarca prácticamente toda la selva remanente. La protección efectiva de las AP en el escenarios "conflictos" y "ambiente" hace que la presión de degradación y deforestación se concentra en algunas zonas sin medidas de conservación donde empeora la situación en el escenario "ambiente" en contraste con el escenario "conflictos", como p.ej. en la zona N de la Sierra de Chiapas. En otras regiones el escenario "conflictos" significa una reversión de procesos de deforestación y degradación en regeneración natural, con el ejemplo más notable en la zona NW de Montes Azules y Las Cañadas. Y aunque en general, también en los escenarios "conflictos" y "ambiente" simulados con DINAMICA el criterio más notable es la implementación efectiva de los AP, no se reconoce el efecto de desplazamiento de presión tan claramente como con CLUE.

	CLUE			DINAMICA		
km^2	Pesticidas	Conflictos	Ambiente	Pesticidas	Conflictos	Ambiente
Bosque primario	-3572	-3154	-2879	-3270	-3520	-2744
Selva primaria	-3984	-3065	-2792	-3370	-3566	-2326
Bosque secundario	1222	2790	3103	1295	1695	1845
Selva secundaria	160	808	1523	-261	640	4990
Pastizal	3454	1611	848	3802	2645	-3294
Agricultura	2214	341	-253	1578	1701	1147
Zonas urbanas	506	669	450	226	405	382

Tabla 5. Área de cambio de 2007 a 2030 para cada cobertura y uso del suelo.

	CLUE			DINAMICA		
%	Pesticidas	Conflictos	Ambiente	Pesticidas	Conflictos	Ambiente
Bosque primario	-74.62	-65.89	-60.14	-68.31	-73.53	-57.32
Selva primaria	-53.11	-40.86	-37.22	-44.93	-47.54	-31.01
Bosque secundario	10.41	23.76	26.43	11.03	14.44	15.71
Selva secundaria	1.24	6.27	11.82	-2.03	4.97	38.73
Pastizal	13.09	6.10	3.21	14.40	10.02	-12.48
Agricultura	15.93	2.45	-1.82	11.35	12.24	8.25
Zonas urbanas	112.95	149.33	100.45	50.45	90.40	85.27

Tabla 6. Área de cambio de 2007 a 2030 en % respecto a 2007 para cada cobertura y uso del suelo.

	CLUE			DINAMICA		
	Pesticidas	Conflictos	Ambiente	Pesticidas	Conflictos	Ambiente
Bosque primario	5.79	4.57	3.92	4.87	5.62	3.63
Selva primaria	3.24	2.26	2.00	2.56	2.77	1.60
Bosque secundario	-0.43	-0.93	-1.02	-0.46	-0.59	-0.64
Selva secundaria	-0.05	-0.26	-0.49	0.09	-0.21	-1.43
Pastizal	-0.54	-0.26	-0.14	-0.59	-0.42	0.58
Agricultura	-0.64	-0.11	0.08	-0.47	-0.50	-0.35
Zonas urbanas	-3.34	-4.05	-3.07	-1.79	-2.84	-2.72

Tabla 7. Tasa de cambio inversa en % (equivalente a tasa de deforestación: cifras positivas indican pérdida, valores negativos aumento) de 2007 a 2030 para cada cobertura y uso del suelo.

Dado el tamaño del área de estudio, los cambios en porcentaje entre los escenarios pueden parecer pequeños, pero visto desde las áreas de cambio absolutas, las diferencias entre los escenarios simulados se hacen más evidentes (tabla 8).

	CLUE					DINAMICA				
	pesticidas (km^2)	conflictos (delta) %	conflictos (delta) (km^2)	ambiente (delta) %	ambiente (delta) (km^2)	pesticidas (km^2)	conflictos (delta) %	conflictos (delta) (km^2)	ambiente (delta) %	ambiente (delta) (km^2)
TeF to STeF	3289.50	-6.90	-226.84	-13.70	-450.80	2779.74	-3.29	-91.33	-21.94	-609.86
TrF to STrF	532.25	4.74	25.24	40.06	213.19	2314.07	3.88	89.71	-47.06	-1089.06
STeF to P	2996.04	-70.61	-2115.55	-80.91	-2423.97	2195.42	-8.56	-188.00	-75.07	-1648.02
STrF to P	3748.27	-27.42	-1027.66	-42.28	-1584.60	5143.74	-16.02	-824.12	-44.61	-2294.41
STeF to A	500.27	-70.09	-350.66	-72.85	-364.44	1368.44	7.19	98.38	16.67	228.18
STrF to A	942.14	-84.03	-791.71	-95.66	-901.28	1216.81	46.76	568.96	49.33	600.26
P to STeF	623.55	-24.97	-155.71	5.00	31.15	527.01	33.87	178.52	104.58	551.16
P to STrF	417.32	-32.96	-137.54	-0.58	-2.43	2088.22	30.31	633.02	155.36	3244.23
A to STeF	542.00	-49.93	-270.60	-39.54	-214.30	851.86	-2.68	-22.79	-14.91	-127.02
A to STrF	522.51	-28.48	-148.82	27.76	145.03	844.57	-24.75	-209.03	99.35	839.11

Tabla 8. Áreas de cambio para el escenario base y las diferencias (delta) correspondientes a los escenarios alternativos.

4.3.3 Criterios dinámicos de exposición al cambio climático

El análisis de componentes principales mostró que las variables de estacionalidad de temperatura, precipitación máxima y extremos de temperatura fueron los que capturaron la mayoría de la información de las 19 variables bioclimáticas (la precipitación del cuarto más húmedo, la estacionalidad de temperatura y la temperatura media del cuarto más frío). Las áreas de mayor magnitud de cambio considerando estas variables se concentran en los dos escenarios en el SE de la cuenca (fig. 11).

De manera contraria, el efecto potencial de cambio climático sobre la biodiversidad de vertebrados para 2030 muestra diferencia importantes entre los dos escenarios; en el escenario A1 casi toda la cuenca está afectada por cambios importantes en la composición de las comunidades con una concentración en la transición de la planicie costera a las zonas montañosas, mientras que en el escenario B2 las áreas de mayor efecto se concentran en la parte SW, comprendiendo la Depresión Central y la Sierra Madre de Chiapas (fig. 12).

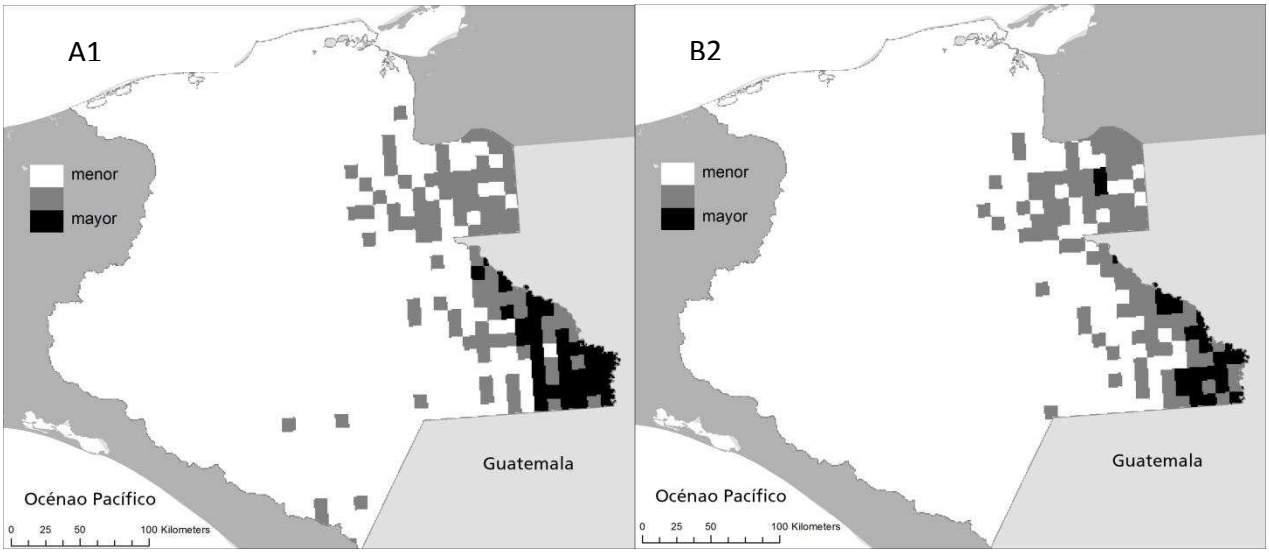


Figura 11. Magnitud de cambio climático para 2030 determinada por tres variables bioclimáticas para dos escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero. Las cifras indican las coincidencias de áreas de mayor magnitud de cambio (último cuartil) para cada una de las variables.

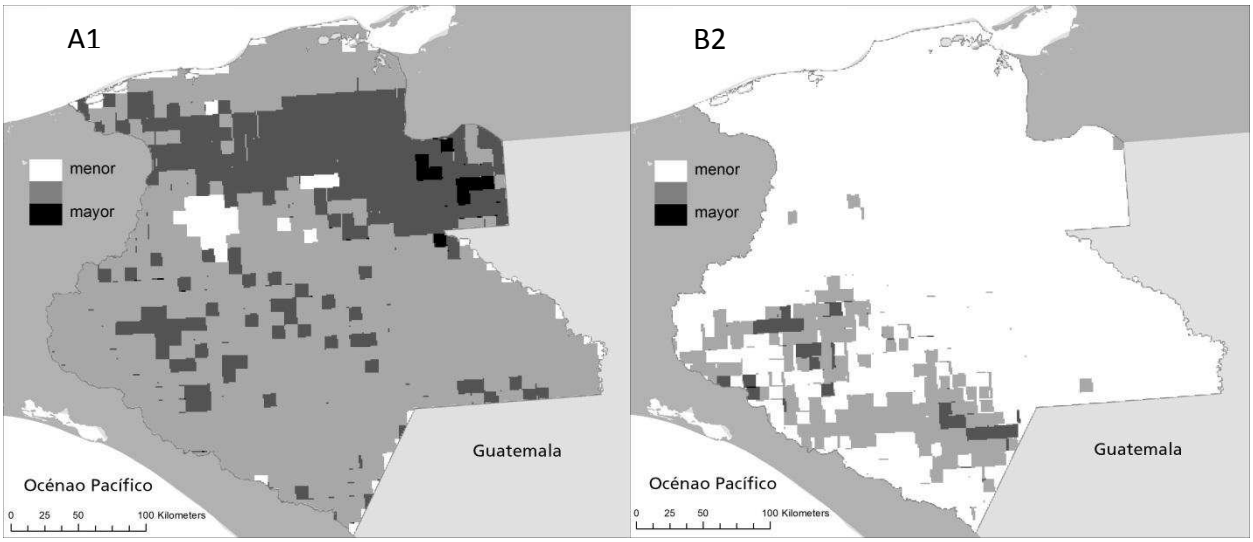


Figura 12. Efecto potencial de cambio climático sobre la biodiversidad de vertebrados para 2030 para dos escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero. Las cifras indican las coincidencias de áreas de mayor cambio en riqueza de especies para cada uno de los grupos de vertebrados.

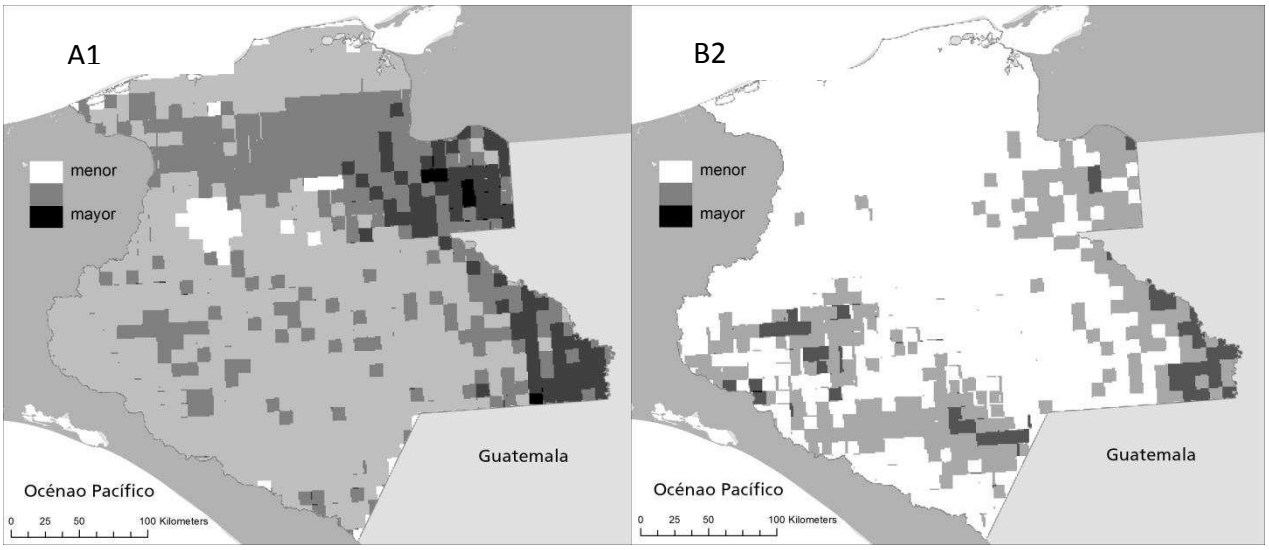


Figura 13. Impacto potencial para la biodiversidad basado en la magnitud de cambio climático y el cambio de riqueza de especies para 2030.

La combinación de estas dos medidas del impacto potencial para la biodiversidad basado en la magnitud de cambio climático y el cambio de riqueza de especies para 2030 también muestra diferencias grandes entre los dos escenarios. A pesar la afectación de la mayor parte de la cuenca en escenario A1, existe una concentración de las áreas de más afectación en el ESE. En el escenario B2 se muestran dos zonas de mayor afectación en el SW y SE con el resto de la cuenca sin impactos. Además, en este escenario los niveles de afectación son más bajos que en el escenario A1 (fig. 13).

4.3.4 Definición de prioridades de conservación con criterios dinámicos

La aplicación de los criterios de cambio climático muestra que en el escenario A1 solamente 3.54% de los SPCreg no serán afectados por el CC, mientras que en el escenario B2 serían 73.35% (fig. 14). En la integración de los modelos de CCUS y los SPCreg para el análisis con criterios dinámicos se integraron las clases que describen los tipos de procesos de CCUS considerando la confiabilidad y el poder de predicción de los dos modelos de simulación. Donde los dos modelos coinciden, el proceso de cambio es considerado más probable. En general se observa una disminución de áreas de deforestación y de degradación forestal, especialmente en el caso de las selvas para los escenarios “conflictos” y “ambiente” (fig. 15).

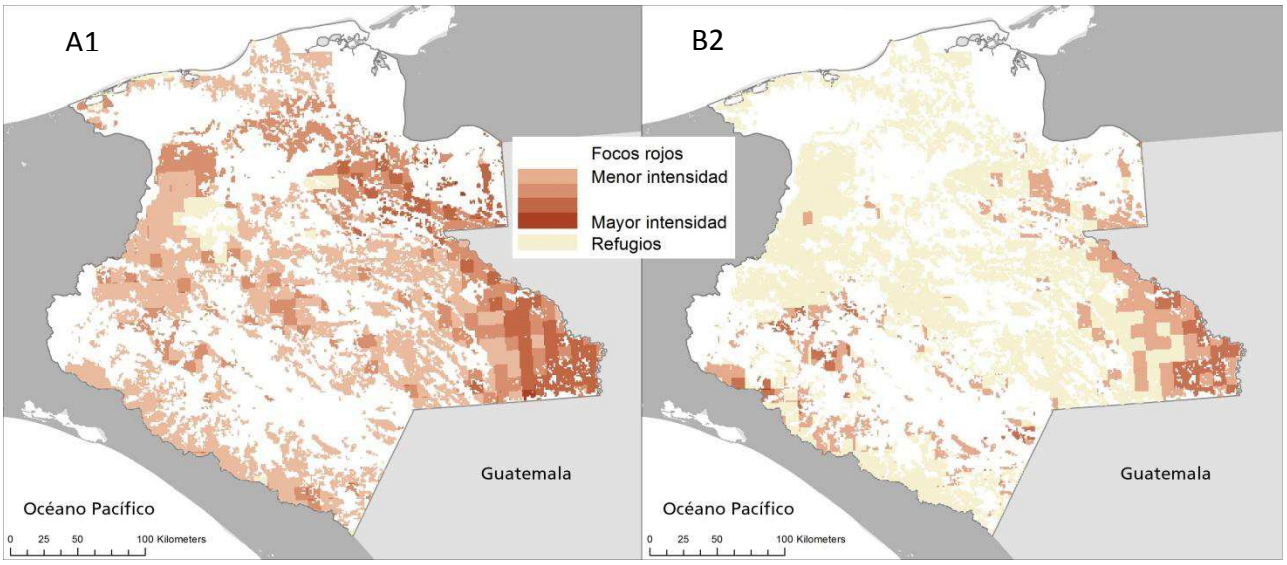


Figura 14. Los sitios prioritarios para la conservación regionales (SPCreg) con focos rojos y refugios definidos por la intensidad de CC para el análisis con criterios dinámicos.

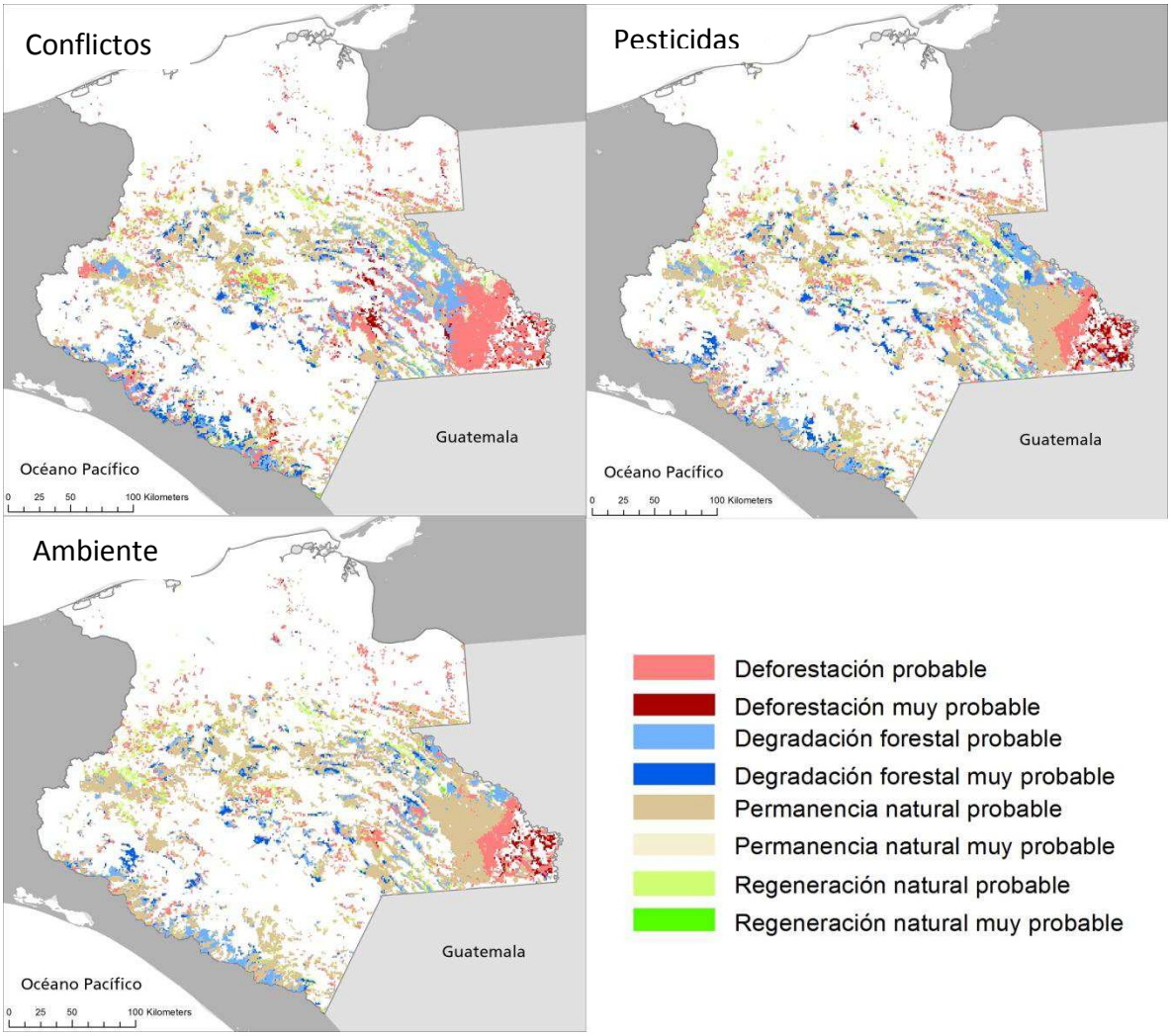


Figura 15. Los sitios prioritarios para la conservación regionales con áreas probables y muy probables de CCUS.

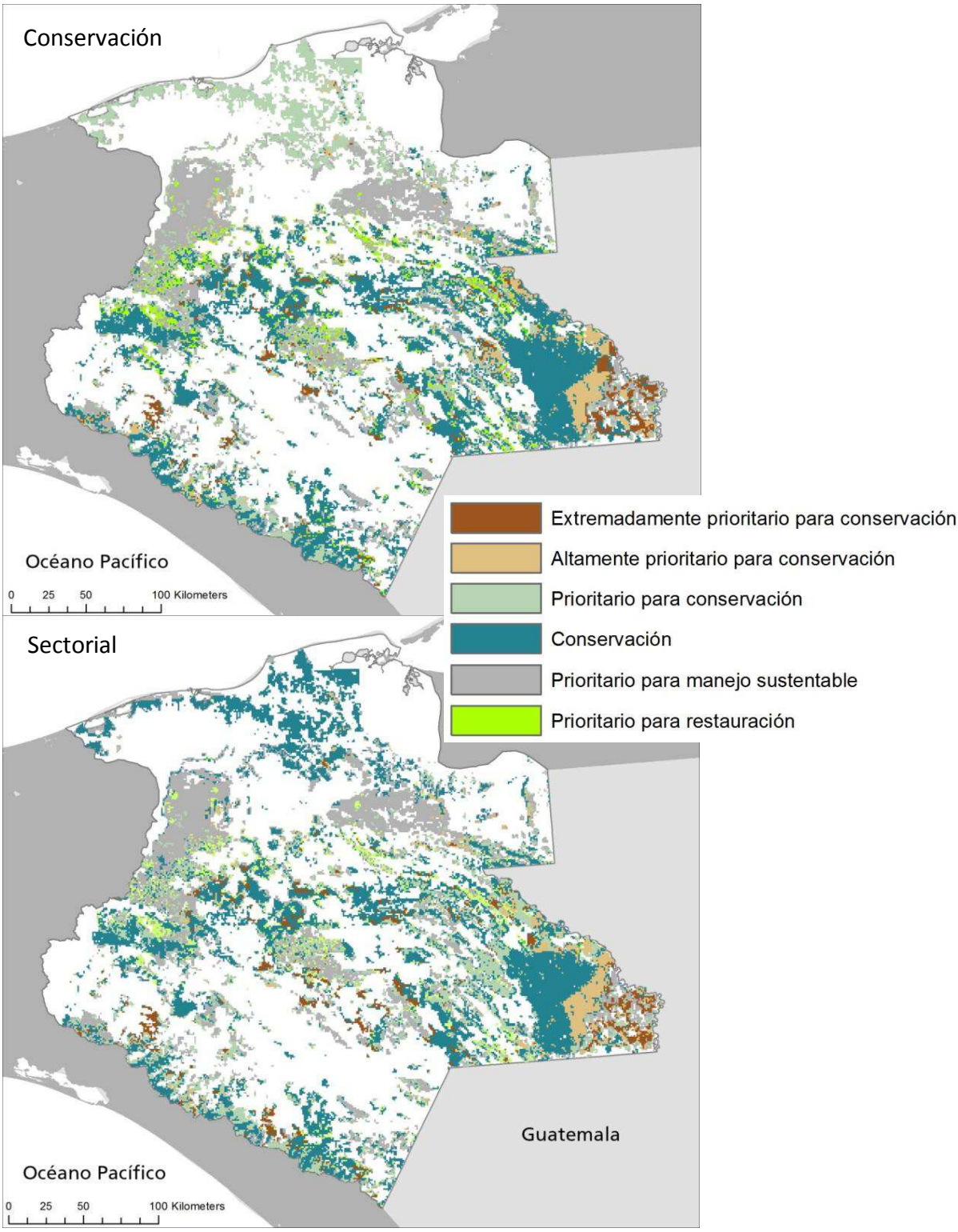


Figura 16. Mapas de los sitios prioritarios para la conservación regionales que muestran la priorización como resultados del análisis multicriterio para a) el bloque de escenarios de conservación y b) el bloque de escenarios probables hasta 2030.

La integración de los criterios en el marco del análisis multicriterio y la priorización para la conservación basado en ellos muestra que para los dos bloques de escenarios los patrones de prioridades son consistentes. La mayor concentración de sitios extremadamente prioritarios para la conservación se encuentra en la región de Marqués de Comillas al SSE de Montes Azules. Aunque con menos sitios de extrema prioridad, la parte S de esta mima AP, así como las zonas al E de éstas, son altamente prioritarios para conservación; p.ej. la totalidad del AP Chan-Kin es de extrema y alta prioridad. Otras zonas selváticas de alta prioridad, aparte de las zonas E y W de las cañadas, son algunos de los manchones remanentes en la zona costera. También las zonas de los bosques templados y bosques mesófilos de montaña muestran zonas de extrema importancia, como al E del AP La Sepultura, así como en varias partes de Los Altos de Chiapas. La mayoría de los sitios prioritarios para restauración se encuentran en la parte de las selvas húmedas, con las mayores concentraciones al E del AP El Ocote y la zona de las Cañadas. Para los bosques templados, la mayor agregación de sitios prioritarios para la restauración se encuentra en la parte central de Los Altos de Chiapas y en el S de la Sierra Madre de Chiapas. Los sitios prioritarios para el manejo sustentable están en la parte S de la planicie costera.

	Conservación (%)	**Sectorial (%)**	**Conservación – sectorial (km^2)**
Extremadamente prioritario para la conservación	4.44	5.31	-346
Altamente prioritario para la conservación	5.39	4.38	401
Prioritario para la conservación	35.51	38.56	-2401
Conservación	11.63	17.66	-1214
Prioritarios para manejo sustentable	27.78	27.78	0
Prioritarios para restauración	5.81	6.31	-197

Tabla 9. Porcentaje de categoría de prioridad y tipo de herramienta de conservación para los dos bloques de escenarios respecto al total de los sitios prioritarios para la conservación.

A pesar de esta coincidencia a grandes rasgos entre los dos bloques de escenarios, existen diferencias importantes. Debido al tamaño del área de estudio, la diferencia en porcentaje

puede parecer pequeña, pero en cifras absolutas estas diferencias abarcan mínimo 200 km^2 (tabla 9). Por lo general, en el bloque de escenarios "conservación" las áreas que requieren intervenciones de protección y conservación son más pequeñas. Por ejemplo, en el bloque de conservación, el área de los sitios extremadamente prioritarios para la conservación disminuye por 346 km^2 y el área de los sitios prioritarios hasta 2401 km^2. A pesar de que aumenta el área de los sitios altamente prioritarios para la conservación en el caso del bloque de escenarios de conservación por 401 km^2, en total existe una diferencia de 2346 km^2 respecto al bloque de escenarios sectorial. Eso quiere decir que alrededor de 2350 km^2, y si se toma en cuenta la última categoría de prioridad de conservación esta cifra se eleva a 3560 km^2, necesitarían menos atención prioritaria para evitar la pérdida de biodiversidad de estos sitios prioritarios para la conservación.

4.4 Discusión general

4.4.1 Análisis prospectivo para afrontar la crisis de la implementación de la planeación de la conservación

A pesar de que en el proceso de establecer SPC en México a nivel nacional se han incorporado impactos humanos, el enfoque principal ha sido evaluar la representatividad de elementos de biodiversidad en áreas de conservación y así delimitar áreas que son vacíos y omisiones con necesidad de acciones de conservación (CONABIO *et al.* 2011). Sin embargo, es evidente que un diseño estratégico de conservación debe de contar con criterios que reconozcan la naturaleza dinámica de los impactos y amenazas que ponen el peligro la persistencia de la biodiversidad. El análisis prospectivo utilizado en la presente investigación permite incorporar un enfoque conceptual diferente, ya que permite explorar posibles desarrollos de los impactos y amenazas y muestran los efectos de ciertas decisiones políticas y situaciones socio-económicas, como el análisis de los tres escenarios de LULCC y cambio climático.

4.4.2 Exposición al cambio de cobertura y uso del suelo

La modelación de CCUS es una manera de investigar y entender la historia regional de CCUS, incluyendo la situación geográfica y los factores explicativos, ya que el CCUS registra los factores de presión directos y sus causas subyacentes espacial y temporalmente explícita, resumiendo varias amenazas para la biodiversidad (Lambin *et al.* 2001, Verburg 2002, Lambin *et al.* 2003, Sohl *et al.* 2010). Los modelos prospectivos de CCUS son una herramienta heurística para la evaluación de las implicaciones de una variedad de escenarios con un marco socio-económico, político y ambiental, que permiten resumir información compleja de presiones y condiciones que rigen la deforestación y la degradación forestal. Las simulaciones usadas para integrar los dos bloques de escenarios evaluadas en el análisis multicriterio no son solamente una extrapolación de los procesos principales de CCUS encontrados en el área de estudio en las últimas dos décadas, sino muestran como estas tendencias de CCUS pueden ser modificadas con políticas que fomentan la sustentabilidad. El escenario conflictos dentro del bloque sectorial quizás muestra mejor el CCUS futuro más probable, ya que extrapola la tendencia de una disminución de la dinámica de CCUS como se ha observado en los últimos años, en combinación con medidas estipuladas en programas de varias instituciones gubernamentales, mientras que el escenario de conservación incluye tomas de decisiones adicionales que son posibles por una mejor integración de los diferentes sectores.

Las simulaciones generadas fueron usadas para generar uno de los componentes de la evaluación de riesgo de no permanencia, la exposición con base en la probabilidad de cambio de un ecosistema natural a un sistema agropecuario. Los modelos de CCUS brindan varios niveles de información relevante: la información cuantitativa de cantidad de cambio, la información espacial de la probabilidad de cambio y los mapas de cambio simulados que integran todos los niveles de información, incluyendo la competencia entre procesos de CCUS. Las simulaciones no se deben ver como predicciones sino una manera de mostrar las probabilidades de varias transiciones en conjunto y dinámicos, o sea, que toman en cuenta los efectos de los cambios potenciales en las probabilidades de cambio en el siguiente paso de simulación. De esta forma, ofrecen una integración mucho mayor

que los mapas de probabilidades en sí. A pesar de las diferencias en los escenarios simulados respecto a cantidad de cambio y tendencias temporales, la integración de los métodos de modelación permitió mostrar patrones generales de SPCreg amenazados por el CCUS. La concentración más grande de sitios amenazados por deforestación se encuentra en el SE del área de estudio. Otro foco rojo de deforestación son los parches remanentes en la planicie costera, además de algunas partes de la Sierra Madre de Chiapas y la zona de transición de los bosques mesófilos de montaña hacia los bosques templados de Los Altos de Chiapas. La degradación forestal se concentra al N de Montes Azules, afectando grande extensiones de Las Cañadas, así como en la Sierra Madre de Chiapas, además de numerosos parches en Los Altos de Chiapas. De esta manera, la reproducción y simulación de la dinámica de un sistema ambiental que permitió reconocer los patrones espaciales de cambio puede ser aplicado para la toma de decisiones para evitar posibles consecuencias ambientales y socio-económicas negativas causadas por la posible deforestación y degradación forestal de grandes extensiones de la vegetación natural remanente a través de políticas de conservación y de aprovechamiento sustentable.

La confiabilidad y la validación son puntos centrales en las simulaciones, sin embargo, es imposible validar un mapa prospectivo. Existen varias formas de evaluar la coherencia del modelo de simulación basado en la calibración, por ejemplo con una simulación de un periodo histórico para el cual sí se tiene un mapa de referencia (Pontius 2004). En este trabajo se optó por una comparación de las probabilidades de cambio derivadas de la relación empírica de procesos de cambio y variables espaciales contra un mapa de cambios conocidos. Otra opción sería hacer múltiples corridas y un análisis de sensibilidad del modelo a ciertos cambios en los parámetros, o como en este caso, utilizar diferentes metodologías y comparar la consistencia de resultados. En la climatología se está aplicando este enfoque desde hace tiempo y también en la modelación de distribución de especies está cobrando fuerza la tendencia de ensamblar diferentes modelaciones bajo el supuesto que cada modelo aporta un aspecto diferente y en su conjunto los resultados

son más confiables que separados (Araújo y New 2006, Le Lay et al. 2010, Grenouillet et al. 2011).

En general, un área grande de cambios en relación al área de estudio, como es el caso, genera modelos más robustos (Pontius *et al.* 2008). Por último, el análisis de escenarios en si es una forma de incorporar la incertidumbre en un modelo, ya que los escenarios permiten explorar una gama de posibilidades de situaciones y sus consecuencias (Bohensky *et al.* 2006).

4.4.3 Exposición al cambio climático

La distribución de especies y ecosistemas está determinada a grandes rasgos por variables climáticas y su alteración significa una modificación de su distribución y abundancia (Parmesan 2006). Estos cambios en distribución y abundancia de especies podría significar que áreas ahora importantes para la conservación pierden importancia y otras áreas ahora no prioritarias pueden cobrar más importancia para la conservación (Araújo 2009b, Araújo *et al.* 2004, Hannah *et al.* 2007). Sin embargo, es extremadamente difícil establecer cuáles áreas serán las más afectadas y cómo estas afectaciones se relacionan con las prioridades de conservación. En esta investigación, los análisis de la exposición al CC sirvieron para identificar áreas donde los procesos evolutivos dependientes de un régimen bioclimático son probablemente estables o no. Las áreas de mayor magnitud de cambio se concentran en los dos escenarios en el SE de la cuenca, un patrón conforme con anomalías de temperatura y precipitación modelado para Mesoamérica (Anderson *et al.* 2008). La identificación de áreas con un probable cambio de composición de especies basado en un análisis de mapas de riquezas de especies de vertebrados, basados en modelos de nicho de las especies prioritarias para la conservación identificados en el análisis de vacíos y omisiones en conservación para todo México, muestra diferencias importantes entre los dos escenarios para le región de estudio. Mientras que en el escenario A1 casi toda la cuenca está afectada por cambios importantes, en el escenario B2 las áreas de mayor efecto se concentran en la parte SW, comprendiendo la Depresión Central y la Sierra Madre de Chiapas. La integración de los aspectos de CC refleja estos

patrones para cada escenario. Las áreas con condiciones climáticas y composición de especies probablemente más estables fueron interpretadas como refugios para la biodiversidad que deben ser prioritarias para la conservación a largo plazo.

Las aproximaciones a la exposición potencial al CC en el área de estudio sólo pueden dar una visión muy general de los patrones de cambio, también porque las variables bioclimáticas no consideran la variabilidad interanual de eventos extremos causados por sistemas climatológicas intra-continentales, como huracanes o tele-afectaciones de ENSO que también se verán afectados por el CC global. Los efectos de los eventos extremos podrán ser inclusive mayor que las afectaciones por cambios en temperatura y precipitación anuales o estacionales, como p. ej. en las zonas semi-áridas de la Depresión Central, como ha sido reportado para otras regiones donde la disponibilidad de agua determina el funcionamiento de los ecosistemas (Cansiani y Díaz 2000). Otras afectaciones no consideradas en este estudio son la transgresión del mar en la planicie costera y el impacto del CC sobre tierras agropecuarias y cambios en el rendimiento agrícola que tendrán retroalimentaciones importantes con el CCUS y el mismo clima. P.ej. zonas antes no aptas para la agricultura podrían convertirse en áreas productivas y en conjunto con la pérdida de tierras que dejan de ser productivas causar una nueva ola de cambios de uso de suelo.

Por la resolución espacial gruesa de los datos y por la desconocida conexión de los efectos de CC en la biodiversidad, el CC "no debería ser considerado de manera aislada, sino en interacción estrecha con otros factores importantes" de impactos a la biodiversidad (Cansiani y Díaz 2000). Los ecosistemas de México podrían sufrir un impacto considerable en un futuro si se considera la interacción con el CCUS, como la emisión de carbono por deforestación o las emisiones de metano de la ganadería extensiva (Cansiani y Díaz 2000). La conservación efectiva de ecosistemas naturales en los SPC representa una manera de mitigar los efectos de CC, además de brindar oportunidades de adaptación (p.ej. captación de agua). Un sistema amplio de áreas de manejo y conservación de biodiversidad será de primera importancia para la migración y recolonización por parte de especies nativas en respuesta a las condiciones ambientales cambiantes (Cansiani y Díaz 2000).

4.4.4 Propuesta para la definición de prioridades de conservación con criterios dinámicos

Poco a poco se está reconociendo que la aplicación de criterios para no-priorizar las áreas destinadas a desaparecer en ciertas partes de Latinoamérica significa reducir las opciones de conservación aún más, además de comprimir la extensión de los ecosistemas naturales bajo un límite crítico para su persistencia o para la provisión de servicios ecosistémicos (Wilson *et al.* 2005). Por esta razón en este trabajo se propone un tipo de selección y priorización (proceso originalmente llamado *triage* en la literatura en inglés) que aplica el llamado protocolo terminal que consiste en establecer SPC que satisfagan las metas de conservación establecidas para después añadir criterios de amenazas a la persistencia de la biodiversidad dinámica para la priorización (Moffet y Sarkar 2006). En este sentido, los SPCreg se caracterizan todos por su alta importancia para la biodiversidad, ya sea por riqueza, complementariedad, endemismos u otras metas de conservación establecidas. Su priorización está basada en indicadores de la pérdida de hábitat y el funcionamiento ecológico a nivel de paisaje. De esta manera es posible tomar en cuenta la probabilidad de persistencia y el estado de conservación para ajustar el nivel de prioridad y el tipo de herramienta de conservación. Los SPCreg transformados por impactos históricos deberían ser puestos bajo un marco de manejo sustentable, de reconversión productiva y de restauración en áreas de baja rentabilidad agropecuaria. Los SPCreg con alta probabilidad de persistencia deberían ser considerados para la conservación, sin embargo, la intervención no es prioritaria, ya que sus características les proporciona un nivel de protección "natural". En cambio los SPCreg con alta probabilidad de cambio deberían ser prioritarios para acciones de conservación para evitar que se pierda el hábitat natural por CCUS, principalmente.

La diferencia en las áreas contenidas en las categorías de más alta prioridad reflejan directamente una mayor o menor inversión necesaria para mantener la biodiversidad de la cuenca Grijalva-Usumacinta considerando la probabilidad y magnitud de CCUS y CC. Los modelos de CUS muestran que aun aplicando todas las herramientas de conservación disponibles en un marco de tiempo realista, o sea en el escenario ambiente, se podrían degradar 2767 km^2 (+320 km^2 para el escenario pesticidas) de los bosques y 23556 km^2

(+955 km^2 en el caso del escenario pesticida) de las selvas dentro de los SPCreg hasta 2030. En cuestión de deforestación, se podrían perder 2091 km^2 de los bosques (+851 km^2) y 4875 km^2 de las selvas (+1123 km^2) que forman parte de los SPCreg. Aunque estas cifras pueden parecer desalentadoras, la diferencia con el escenario extrapolado, muestra que es muy importante llegar a una implementación rápida para controlar la pérdida de biodiversidad. Considerando la excepcional biodiversidad en el área de estudio, las especies y ecosistemas en juego son muchísimos y su pérdida tendrá repercusiones para una gran parte de la población de la región que depende directamente del capital natural para su supervivencia. La importancia de la conservación es aún más clara si se considera que la pérdida de biodiversidad tendrá efectos a largo plazo, no sólo directamente en el capital natural conformado por flora y fauna nativa, sino también en el almacenamiento y captura de carbono, agua y otros servicios ecosistémicos.

Además de proveer criterios para fortalecer el aspecto de persistencia, los SPCreg representan una aproximación más detallada que los SPC a escala nacional. La PSC a diferentes escalas representa un sistema de SPC anidado y complementario y responde a diferentes preguntas y puede ser aplicado de manera diferente (Driver 2003). Los SPC a escala nacional con su escala espacio-temporal amplia son un marco de referencia que muestra los sitios irremplazables y los sitios de alta prioridad principalmente por los objetos de conservación. En cambio los SPCreg tienen una resolución espacial más fina, integrando la dinámica de impactos y amenazas que puede mejorar el análisis de costos de oportunidad y de la estratégica de implementación (Du Toit 2010). Los SPCreg son importantes para mantener comunidades y poblaciones regionales que pueden diferir en genotipo y fenotipo de otras, pertenecientes al mismo tipo de ecosistemas en otras regiones (p.ej. selvas secas de Jalisco contra selvas secas de la Depresión Central). Además de ser la escala de gestión e implementación de la conservación y del manejo de recursos, la escala regional es sumamente importante para el suministro, distribución y consumo de servicios ecosistémicos.

En futuros estudios se debería integrar un análisis de efectos de escala de la PSC y es necesario hacer más explícito la definición de procesos ecológicos que se quieren incorporar en la PSC. Es vital reconocer los procesos espaciales para finalmente evaluar su importancia en la PSC. P. ej. los procesos físicos y ecológicos finos son acomodados en los SPC, mientras que los procesos a gran escala no pueden ser considerados en la PSC, siendo los procesos de mesoescala los que pueden ser mejor considerados en la PSC (dinámica de parches, persistencia de poblaciones, dispersión de semillas, etc., Pressey *et al.* 2007). Además existen todavía muchas posibilidades de refinar los modelos de simulación de CCUS y su validación, aunque los presentes modelos ya integran los requisitos necesarios para llegar de relaciones estáticas a una serie de procesos de cambio en el tiempo y su comportamiento espacial. Otra opción que vale la pena explorar más adelante es el enfoque de incorporar este tipo de criterios directamente en un algoritmo de priorización.

El análisis de escenarios puede ser un apoyo técnico del proceso de evaluación de riesgo para la biodiversidad para la toma de decisiones bajo incertidumbre. Las modelaciones prospectivas espaciales permiten generar criterios dinámicos aplicados a la evaluación de las opciones de conservación y permite identificar las zonas con mayores probabilidades de cambio y los conflictos potenciales asociados (CBD 2006). Esta información es clave para impulsar el manejo sustentable de los SPCreg insumo dentro de la agenda ambiental regional ya que todos los escenarios analizados representan las causas subyacentes de la degradación ambiental. El análisis mostró que una conservación efectiva de la biodiversidad en la región requiere una mayor concertación entre los sectores y sus instituciones del gobierno para generar sinergias entre las planeaciones y para obtener beneficios ambientales y sociales para todos los sectores de la población. Una oportunidad de acercarse a esta sinergia consiste en el mayor reconocimiento de los servicios ecosistémicos, especialmente la captura y el almacenamiento de carbono, como muestra la propuesta REDD+ para México.

A pesar de que los escenarios son una manera de producir información útil bajo grandes incertidumbres, no pueden resolver el problema de un alto grado de incertidumbre en sí. Se ha considerado que la aplicación de varios modelos y la revisión por congruencia en los resultados puede ser un a manera de controlar las incertidumbres en la simulación prospectiva cuando no existe la posibilidad de validar los resultados con datos observados (Carvalho *et al.* 2011). Por esta razón es importante considerar estos resultados como insumo a un proceso de planeación e implementación dinámico y adaptativo para poder crear cambios hacia más sustentabilidad y estar preparado para cambios no previstos. Este proceso puede ser asistido por sistemas de información que integran la información en una forma clara y espacialmente explícito, como los modelos o los análisis multicriterio, ya que permiten resumir información compleja de forma transparente.

4.5 Referencias bibliográficas

Anderson, E.R., Cherrington, E.A., Flores, A.I., Perez, J.B., Carrillo R. y Sempris, E. 2008. *Potential Impacts of Climate Change on Biodiversity in Central America, Mexico, and the Dominican Republic.* CATHALAC / USAID. Panama City, Panama. 105 pp.

Araújo, M.B. y New, M. 2006. Ensemble forecasting of species distributions. *TRENDS in Ecology and Evolution* 22(1): 42-47.

Boege, E. 2008. *El patrimonio biocultural de los pueblos indígenas de México. Hacia la conservación in situ de la biodiversidad y agrodiversidad en los territorios indígenas.* Instituto Nacional de Antropología e Historia, Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas, México, D.F., p. 344.

Boege, E. 2009. El reto de la conservación de la biodiversidad en los territorios de los pueblos indígenas. En: *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio.* CONABIO, México D.F., pp. 603-649.

Bohensky, E.L., Reyers, B. y Van Jaarsveld, A.S. 2006. Future Ecosystem Services in a Southern African River Basin: a Scenario Planning Approach to Uncertainty. *Conservation Biology,* 20(4), 1051–1061.

Bezaury-Creel, J.E., Torres, J.F., Ochoa-Ochoa, L.M., Castro-Campos, M. y Moreno, N. 2009. *Base de datos geográfica de áreas naturales protegidas estatales, del Distrito Federal y municipales de México. Versión 2.1.* The Nature Conservancy-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Comisión, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México.

Bradshaw, C.J.A., Sodhi, N.S., Laurance, W.F. y Brook, B.W. 2011. Twenty Landmark Papers in Biodiversity Conservation. En: Pavlinov, I.Y. (ed.) 2011. *Research in Biodiveristy – Models and Applications*. InTech, p. 364.

CBD. 2010. *Global Biodiversity Outlook 3*. Executive Summary. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Montréal, 12 pp.

Cansiani, O. y Díaz, S. (eds.) 2000. *Impactos regionales del cambio climático: evaluación de la vulnerabilidad. América Latina.* Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, p.45.

Carvalho, S.B., Brito, J.C., Crespo, E.G., Watts, M.E. y Possingham, H. P. 2011. Conservation planning under climate change: Toward accounting for uncertainty in predicted species distributions to increase confidence in conservation investments in space and time. *Biological Conservation*, 144(7), 2020-2030.

Carwardine, J., Rochester, W.A., Richardson, K.S., Williams, K.J., Pressey, R.L., Possingham, H.P. 2007 Conservation planning with irreplaceability: does the method matter? *Biodiversity and Conservation,* 16: 245–258.

Carwardine, J., Wilson, K.A., Hajkowicz, S.A., Smith, R.J., Klein, C.J., Watts, M., Possingham, H.P. 2010. Conservation planning when costs are uncertain. *Conservation Biology,* 24: 1529–1537.

Ceballos, G. 2007. Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: the efficiency of reserve networks. *Ecological Applications*, 17(2), 569–78.

Cimmery, V. 2007-2010. *SAGA User Guide for version 2.0.5.* (http://www.saga-gis.org consultado el 10 de agosto 2012).

Clark, J.S., Carpenter, S.R., Barber, M., Collins, S., Dobson, A, Foley, J. A, Lodge, D.M., *et al.* 2001. Ecological forecasts: an emerging imperative. *Science*, 293(5530): 657-60.

CONABIO. 2009. *Ampliación del Corredor Biológico Mesoamericano – México, en los estados de Tabasco, Oaxaca y Veracruz. Reporte interno.* Dirección Técnica de Análisis y Prioridades, Dirección General de Bioinformática. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

CONABIO (comp.). 2010. *Mapa de áreas protegidas para los análisis de vacíos y omisiones en conservación.* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

CONANP. 2010. *Cobertura de las áreas naturales protegidas federales de México y áreas destinadas voluntariamente a la conservación certificadas por la Comisión Nacional de Áreas Protegidas de México, edición 2009.* Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Morelia.

Conde, C., Martínez, B., Sánchez, O., Estrada, F., Fernandez, A., Zavala, J., Gay, C. 2008. *Escenarios de Cambio Climático (2030 y 2050) para MéXico y Centro América. Temperatura y Precipitación.* (http://www.atmosfera.unam.mX/cclimatico/escenarios/Escenarios_de_cambio_climatico_MeXico_2008.htm, consultado el 10 de agosto 2012).

Du Toit, J.T. 2010. Considerations of scale in biodiversity conservation. A*nimal Conservation* ,13: 229-236.

Eastman, J.R. 2009. *IDRISI Taiga. Guide to GIS and image processing.* Clark University, Worcester, MA, USA, p. 325.

Eastman, J.R., Jin, W., Kyen, P.A.K. and Toledano, J. 1995. *Raster Procedures for Multi-Criteria/Multi-Objective Decisions. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 61(5): 539-547.

Ewers, R., Kliskey, A., Walker, S., Rutledge, D., Harding, J. y Didham, R. 2006. Past and future trajectories of forest loss in New Zealand. *Biological Conservation,* 133(3): 312-325.

FAO. 2012. Pressure-State-Response Framework and Environmental Indicators (http://www.fao.org/ag/againfo/programmes/en/lead/toolbox/Refer/EnvIndi.htm, consultado el 10 de agosto 2012).

Field, A. 2000. *Discovering statistics using SPSS for Windows.* SAGE Publications, Londres, RU.

Grenouillet, G., Buisson, L., Casajus, N. y Lek, S. 2011. Ensemble modeling of species distribution: the effects of geographical and environmental ranges. *Ecography* 34: 9-17.

Grove C.R., Jensen D.B., Valutis L.L., Redfort K.H., Shafer M.L., Scott J.M., Baumgartner J.V., Hiffings J.V., Beck M.W. and Anderson M.G. 2002. Planning for Biodiversity Conservation: Putting Conservation Science into Practice. *Bioscience* 52(6): 499-512.

Hansen, L., Hoffman, J., Drews, C. y Mielbrecht, E. 2010. Designing climate-smart conservation: guidance and case studies. *Conservation Biology*, 24(1): 63–9.

IPCC (eds.) 2000. *Special report on emissions scenarios. Summary for policymakers.* Intergovernmental Panel on Climate Change, p. 27.

IPCC (Watson, R.T. and the Core Writing Team (eds.)) 2001. *Climate Change 2001: Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Integovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, and New York, NY, USA, pp. 398.

Le Lay, G., Engler, R., Franc, E. y Guisan, A. 2010. Prospective sampling based on model ensembles improves the detection of rare species. Ecography 33(6): 1015 1027.

Loarie, S.R., Duffy, P.B., Hamilton, H., Asner, G.P., Field, C.B. y Ackerly, D.D. 2009. The velocity of climate change. *Nature*, 462(7276): 1052–5.

Loh, J. y Harmon, D. 2005. A global index of biocultural diversity. *Ecological Indicadors*, 5: 231-241.

Malczewski, J. 2006. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science*, 20(7): 703–7264.

Martínez-Meyer, E., Arroyo-Lambaer, D., Calixto-Pérez, E. 2009. *Conjunto de variables bioclimáticas para México y Centro América, periodo 1950-2000, 2030 y 2050.* Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Dirección Técnica de Análisis y

Prioridades, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México, D.F.

Martínez-Meyer, E., Arroyo-Lambaer, D., Calixto-Pérez, E. 2011. *Caracterización y evaluación de los sitios prioritarios para la conservación de las especies prioritarias ante los impactos del cambio climático en México. Informe Final.* Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Dirección Técnica de Análisis y Prioridades, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F.

Metzger, M., Rounsevell, M., Acostamichlik, L., Leemans, R. y Schroter, D. 2006. The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(1): 69-85.

Moffett, A. y Sarkar, S. 2006. Incorporating multiple criteria into the design of conservation area networks: a minireview with recommendations. *Diversity & Distributions*, 12(2): 125–137.

Nhancale, B.A. y Smith R.J. 2011 The influence of planning unit characteristics on the efficiency and spatial pattern of systematic conservation planning assessments. *Biodiversity Conservation*, 20: 1821-1835.

Lohninger, H. 1999. *Teach/Me Data Analysis*, Springer-Verlag, Berlin-New York-Tokyo, p. 143.

Nicholson, E., Westphal, M.I., Frank, K., Rochester, W.A., Pressey, R.L., Lindenmayer, D.B. y Possingham, H.P. 2006. A new method for conservation planning for the persistence of multiple species. *Ecology Letters* 9(9): 1049-60.

OECD. 2003. *OECD Environmental performance reviews: Mexico*. Organisation for Economic Co-operation and Development, p. 244.

OECD. 2008. *OECD Environmental Outlook to 2030.* Organisation for Economic Co-operation and Development, p. 517.

Pontius, R. 2004. Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. *Ecological Modelling* 179(4): 445–461.

Rouget, M. 2003. Current patterns of habitat transformation and future threats to biodiversity in terrestrial ecosystems of the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation*, 112(1-2): 63-85.

Saaty, T.L. 1980. *The Analytic Hierarchy Process, Planning, Piority Setting, Resource Allocation.* McGraw-Hill, New York, p. 287.

Soares-Filho, B.S., Pennachin, C. L., Cerqueira, G., 2002. DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier, *Ecological Modelling*, 154, (3): 217-235.

Soares-Filho, B.S., Nepstad, D., Curran, L., Voll, E., Cerqueira, G., Garcia, R.A., Ramos, C.A., Mcdonald, A., Lefebvre, P., Schlesinger, P. 2006. Modeling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440: 520-523.

Soares-Filho B.S., Rodrigues, H.O., Costa, W.L.S. 2009. *Modelamiento de dinámica ambiental con Dinamica-EGO.* Centro de Sensoriamento Remoto/Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil. (http://www.csr.ufmg.br/dinamica/, consultado el 10 de agosto 2012).

Toledo, M.V. 2000. Indigenous people and biodiversity. In: Levin, S.A. (ed.) 2000. *Encyclopedia of Biodiversity.* Elsevier, p. 451-463.

UNEP. 2004. *Global Environment Outlook Scenario Framework: Background Paper for UNEP's Third Global Environment Outlook Report (GEO-3).* United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya, p. 60.

Verburg, P.H., Soepboer, W., Veldkamp, A. Limpiada, R. Espaldon, V., Sharifah Mastura, S.A. 2002. Modeling the Spatial Dynamics of Regional Land Use: the CLUE-S Model, *Environmental Management*, 30(3): 391-405.

Verburg, P.H., Schot, P.P., Dijst, M.J. y Veldkamp, A. 2004. Land use change modelling: current practice and research priorities. *GeoJournal*, 61(4): 309-324.

Verburg P.H. y Overmars K.P. 2009. Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model. *Landscape Ecology* 24(9): 1167-1181.

Warman, L.D., Sinclair, A.R.E., Scudder, G.G.E., Klinkenberg, B. y Pressey, R.L. 2004 Sensitivity of systematic reserve selection to decisions about scale, biological data, and targets: case study from Southern British Columbia. *Conservation Biology,* 18: 655–666.

Williams, J.W., Jackson, S.T. y Kutzbach, J.E. 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(14): 5738–42.

Wilson, K., Pressey, R.L., Newton, A., Burgman, M., Possingham, H. y Weston, C. 2005. Measuring and incorporating vulnerability into conservation planning. *Environmental management*, 35(5): 527–43.

5 Conclusiones

El análisis de CCUS en la cuenca Grijalva-Usumacinta permitió mostrar que es complejo y las clasificaciones estándar de CUS no permiten detectar y monitorear procesos importantes. La degradación forestal es un proceso de cambio muy importante en la cuenca Grijalva-Usumacinta que ha afectado un área 1.7 veces más extensa que la deforestación. La degradación forestal es el primer paso de una cascada de intensificación de uso muy diferente a otros focos de deforestación, como la cuenca del Amazonas. Utilizar una clasificación detallada pero suficientemente robusta a partir de los mapas del INEGI permitió identificar los procesos principales de cambio con diferentes comportamientos dependiendo del tipo de vegetación y su contexto en el paisaje. El análisis revela que las selvas secas de la cuenca son el tipo de vegetación más crítico que conservan alrededor de 2% de su superficie en buen estado de conservación. Las selvas secas junto con los bosques mesófilos eran focos de deforestación de 1993-2002, sin embargo son también las clases con mayor disminución de la deforestación en el siguiente periodo. Mientras que en las selvas secas este efecto se podría atribuir a su extensión reducida a remanentes en áreas poco accesibles, en los bosques mesófilos se podría especular que los esfuerzos de conservación y manejo muestran primeros resultados. En cambio, la deforestación de las selvas húmedas aumentó dentro de un esquema de intercambio de áreas con los pastizales. Los bosques templados también registraron una disminución de la deforestación pero siguen siendo las áreas con las tasas más altas de degradación forestal. En general, el análisis de CCUS muestra una tendencia de disminución de la dinámica de CCUS a través del tiempo. A pesar de que los procesos principales de cambio siguen estables en los dos periodos analizados, se observa una disminución considerable en la magnitud de la deforestación y la degradación forestal.

El análisis de los factores explicativos directos e indirectos demostró que el establecimiento de áreas agrícolas y pastizales es el factor principal para el CCUS. Los cambios debido a la agricultura disminuyeron a través del tiempo, mientras que la ganadería sigue mostrando un crecimiento sustentado que se alimenta de bosques y

selvas. En este contexto se puede observar un cambio del sistema tradicional de rotación de campos a un sistema de campos-pastizales que inhibe la regeneración de bosques y selvas secundarios. Estos factores agropecuarios directos están relacionados con factores subyacentes, como la demanda de carne, la baja rentabilidad de la agricultura, incentivos del gobierno para la ganadería, con los sistemas de producción y otros factores económicos, sociales y demográficos.

El CCUS es el factor más importante actualmente para la pérdida de biodiversidad y lo seguirá siendo hasta que se logra detener la deforestación y degradación forestal, en conjunto con un aumento en la regeneración natural y restauración asistida de ecosistemas. Los escenarios de cambio de uso del suelo demuestran que este punto de la transición forestal será difícil de alcanzar por la fuerte dominancia de la dinámica de CCUS por la deforestación y degradación forestal y las acciones complejas necesarias a muy corto plazo para cambiar estas tendencias antes de 2030. No obstante, el escenario alternativo muestra una serie de opciones políticas para influenciar el CCUS para disminuir el efecto negativo para la biodiversidad en la siguiente década. Esto fue posible por basar los escenarios en dos ejes que representan los grupos de factores más críticos: políticas incoherentes y conservación ineficiente. En el primer eje confluyen aspectos como estímulos para sistemas de producción ineficientes o no-adecuados, subvenciones para usos no sustentables de los recursos naturales que son mucho más grandes y atractivos que los apoyos de los programas de manejo sustentable o los pagos por servicios ambientales que además suelen ser temporales, lo que da la señal de “por mientras, hasta que consigo otro apoyo”. La ineficiencia de la conservación es muy compleja pero algunos aspectos son el enfoque tradicional de áreas protegidas con criterios escénicos o de ciertas especies emblemáticas, la falta de coordinación entre áreas protegidas a nivel regional y la falta de planeación de la conservación, o sea, se están evaluando las prioridades para invertir los recursos para la conservación con datos a mayor o menor medida históricos pero no se sabe si estas zonas también serán los prioritarios para la conservación en un futuro. Si no se logra resolver estos problemas, se podrían perder hasta 73% de los bosques primarios y 50% de las selvas primarias.

El enfoque multi-modelos de CCUS permite explorar futuros plausibles de la configuración del paisaje y la probabilidad de que ocurran de manera más detallada que si se aplicaría una metodología únicamente. La aplicación de varios modelos permite entender mejor el funcionamiento, la calibración y el proceso de simulación espacial y las especificaciones de cada método. No existe un mejor modelo en sí, ya que la evaluación de un modelo siempre depende también del objetivo de la modelación. Sin embargo, en este estudio la técnica de calibración y de simulación del programa DINAMICA produjo modelos más confiables que reproducen mejor los patrones en el paisaje, además de generar resultados más particulares para los diferentes escenarios. Esto quiere decir que los cambios en los parámetros para simular los escenarios que fueron idénticos en los dos casos, se manifiestan diferentes en cada programa y que en DINAMICA los resultados reflejan más las diferencias entre los escenarios. En general, los modelos de simulación muestran de manera más clara la diferencia entre los escenarios comparado con modelos cuantitativos simples porque toman en cuenta la configuración del paisaje y los factores espaciales de cambio, además de las interacciones y competencias entre los diferentes procesos de cambio. La mayor diferencia entre los escenarios de ambiente en comparación con el escenario base es el efecto de restricciones de CCUS en las áreas protegidas, especialmente notable en las simulaciones hechas con CLUE, y el aumento de la regeneración natural, más notable en las simulaciones hechas con DINAMICA.

El CC representa una amenaza adicional para la biodiversidad difícil de evaluar, especialmente si se consideran los múltiples efectos sinérgicos entre el CC y el CCUS que podrían hacer que el impacto podría ser mucho mayor. Aun así, el análisis mostró que hasta el 2030 el CC podría tener impactos en las variables bioclimáticas y la composición de especies que podrían complicar aún más los esfuerzos de conservación en el área de estudio. La magnitud de cambio derivado de los cambio en temperatura y precipitación a partir de variables bioclimáticas mostró un patrón espacial consistente para los dos escenarios analizados, mientras que el efecto sobre las comunidades de vertebrados muestra una situación completamente diferente para cada escenario. Mientras que en el escenario B2 el área de mayores afectaciones se restringe a la Depresión Central y la

Sierra Madre de Chiapas, el escenario A1 muestra afectaciones graves para casi toda el área de estudio con un foco rojo de cambio en el NE de la cuenca.

La priorización de los sitios para la conservación con factores dinámicos de CCUS y de CC permitió llegar a una propuesta novedosa de conservación para la cuenca Grijalva-Usumacinta que se basa explícitamente el riesgo de no-persistencia en un futuro. La integración de diferentes metodologías y herramientas permitió aportar nuevos conocimientos para la PSC. La jerarquía de prioridad de los sitios prioritarios regionales parte de los conceptos de focos rojos que son los sitios con mayor probabilidad de transformación y refugios que son los sitios con mayor probabilidad de persistencia permite generar una estrategia proactiva de conservación. El marco de análisis multicriterio permite estructurar de manera objetiva los criterios de la jeraquía de priorización que reflejan el grado de exposión al CCUS y al CC. De los resultados se pueden derivar patrones espaciales de concentración de sitios de las diversas categorías de priorización. Sin embargo, en el escenario de conservación el área de los sitios en cada categoría de prioridad es en general más pequeño, con una diferencia en total de 3560 km^2 que necesitarían menos atención prioritaria para evitar la pérdida de biodiversidad dentro de los sitios prioritarios para la conservación de la cuenca Grijalva-Usumacinta.

No cabe duda que para que la conservación sea exitosa es necesario reducir los impactos y las amenazas futuras, especialmente estos relacionados con el CCUS. Esto no sólo evitará que en las próximas décadas se pierda lo que queda de la biodiversidad en la región, sino también será una aportación importante para la mitigación y adaptación al CC (p.ej. en el marco de los programas de REDD+). La priorización proactiva con criterios de amenazas, además de impactos, puede ser una guía para definir áreas que necesitan acciones urgentes para disminuir la pérdida de biodiversidad. La definición espacial y temática detallada ayuda a colocar los recursos limitados para la conservación en áreas que están bajo una presión inmediata y necesitan acciones urgentes para evitar la pérdida de poblaciones y comunidades locales y regionales. La complejidad de las causas directas y subyacentes de la pérdida de biodiversidad lleva a cuestionar la incidencia potencial del enfoque clásico de las AP, en el sentido que no es factible conservar una porción

significativa de la biodiversidad con implementar AP. La identificación de sitios prioritarios para la conservación es una oportunidad para ampliar la gama de herramientas para la conservación que incluyen criterios para diferenciar no sólo prioridades, sino también estados de conservación para así poder contar con pautas para la implementación de diferentes esquemas de un aprovechamiento sustentable de la biodiversidad.

Para hacer los criterios presentados en este trabajo aún más acorde con la realidad para apoyar mejor la toma de decisiones e impulsar la integración de la conservación de la biodiversidad en otros sectores, se podrían desarrollar ciertos aspectos en esta línea de trabajo. La sensibilidad (la contraparte igualmente importante para establecer el riesgo de no-persistencia) sigue siendo sujeto a supuestos muy generales en este trabajo y se debería hacer concreta para los diferentes ecosistemas. Respecto a los modelos de CCUS, se podría mejorar la calidad y utilidad con insumos derivados con trabajar más vinculado con las partes interesadas y su aplicación a cuestiones de servicios ecosistémicos que deberían ser tomados en cuenta para la priorización de la conservación. Sigue siendo un gran reto hacer análisis prospectivos de CC por su naturaleza multi-dimensional y multi-escalar. La heterogeneidad y la falta de conocimiento de la susceptibilidad de la biodiversidad en combinación con las interacciones ecológicas complejas hacen difícil la integración de niveles de organización de especies, comunidades y ecosistemas. Esta falta de entendimiento lleva a preguntas fundamentales como por ejemplo, ¿resulta negativo para procesos evolutivos conservar áreas con una magnitud grande de CC, como lo propone el enfoque de conservar especies? O si por el otro lado ¿sería preferible conservar áreas con mucha heterogeneidad, como lo propone el enfoque de conservar los escenarios? También existen diversas maneras de mejorar la incorporación de criterios en la PSC. P.ej. se podrían establecer metas variables según los escenarios de CCUS y de CC para asegurar un área suficientemente grande para permitir una migración altitudinal, o la consideración de corredores específicos para permitir un intercambio de especies entre parches según sus requerimientos ecológicos y climáticos. Probablemente también se podrían ajustar las metas de conservación con estimaciones de la interacción y la sinergia entre diferentes impactos y amenazas. Este es un tema con muchas interrogantes todavía,

pero las múltiples retroalimentaciones sugieren que el efecto en conjunto podría ser mucho mayor que con los análisis por separado, cómo se demostró aquí.

El enfoque de análisis prospectivo aplicado a entender el cambio en el paisaje y para mostrar el efecto de diferentes políticas de conservación permitió resolver algunos problemas asociados a la crisis de implementación de la PSC, ya que permite demostrar las consecuencias de ciertas acciones de conservación en el paisaje sobre los impactos y amenazas que llevan a la pérdida de biodiversidad. El escenario de conservación puede parecer casi utópico, pero sirve para caminar:

"Ella está en el horizonte -dice Fernando Birri-. Me acerco dos pasos, ella se aleja dos pasos. Camino diez pasos y el horizonte se corre diez pasos más allá. Por mucho que yo camine, nunca la alcanzaré. ¿Para que sirve la utopía? Para eso sirve: para caminar."

Eduardo Galeano

6 Résumé

6.1 Introduction

6.1.1 La planification systématique de la protection

Le maintien de la diversité et les processus écologiques qui l'entretiennent est primordiale afin de soutenir la productivité à long terme, les cycles des éléments nutritifs, la résistance face aux invasions et aux maladies ainsi que la capacité d'adaptation aux changements des systèmes naturels et anthropiques (Rashid *et al.* 2005). La perte de la biodiversité, même s'il ne s'agit pas d'extinctions globales, peut modifier les processus et les services écosystémiques (Chapin *et al.* 2000). De même, il existe des raisons éthiques transcendantes pour stopper la perte de la biodiversité. Cependant, la crise d'extinction des espèces, chaque fois plus sévère, et la détérioration générale des processus écologiques montrent l'inefficacité des tentatives de protection traditionnelles face aux pressions anthropiques (Noss 1990).

Jusqu'à la fin du XXème siècle, la création de zones protégées n'a pas été pratiquée de manière systématique et a été biaisée en faveur des régions reculées et inhabitées (Margules et Pressy 2000) ou en mettant l'accent sur des espèces particulières ou charismatiques (Grove *et al.* 2000). La protection réactive guidée par les listes rouges de plus en plus larges se concentre seulement sur un des niveaux de la biodiversité et elle ne prend pas en compte la diversité des gènes ou des écosystèmes desquels dépend la survie des espèces (Sisk *et al.* 1994). Elle n'envisage pas non plus la représentation des populations locales et régionales qui sont primordiales telles que les ressources naturelles et les fournisseurs de services environnementaux (Sisk *et al.* 1994, MA 2005, CBD 2006). Le problème majeur de cette approche est qu'elle a besoin de connaître l'état des populations et d'attester qu'il y a un besoin de protection; une approche difficilement réalisable pour pratiquement tous les groupes taxonomiques et les régions du monde (Sisk *et al.* 1994).

En revanche, la planification systématique de la conservation est une approche proactive de la protection qui a émergé à la fin des années 1980, avec la formation de la biologie de la conservation comme discipline des sciences du vivant. Son objectif est d'établir un plan de protection basé sur la hiérarchisation stratégique des besoins de conservation (Noss 1990,

Grove *et al.* 2002). Ce processus doit prendre en compte la représentativité des espèces, des communautés et des écosystèmes et la viabilité socio-économique dans les zones destinées à la conservation. Par conséquent, on cherche à protéger le nombre maximum d'écosystèmes ou d'espèces dans le plus petit espace possible face aux contraintes sociales et économiques (Sakar 2004).

6.1.2 Le changement d'occupation et d'usage du sol et la biodiversité

Un des facteurs clés pour le changement global est le changement d'occupation et d'usage du sol (COUS) qui a un impact négatif sur le climat, les sols, les ressources hydrologiques, le développement socio-économique et la biodiversité (Vitousek *et al.* 1997, Lambin *et al.* 2003). Après des siècles d'expansion progressive des superficies cultivées dans les régions tropicales au détriment de la végétation naturelle, on constate, depuis la seconde moitié du XXème siècle, l'émergeance de centres de déforestation comme dans le sud du Mexique (Veláquez *et al.* 2004, Lambin *et al.* 2003, Mas *et al.* 2004). Ces centres de déforestation sont souvent des régions où les facteurs biophysiques hébergent une productivité élevée de l'écosystème et de la biodiversité, responsables d'une préférence humaine (Hansen *et al.* 2004, Huston 2005, Sarukhán *et al.* 2009). Cette relation entre les répartitions spatiales de la biodiversité et l'utilisation humaine déclenche une accélération de la perte de la biodiversité principalement par la destruction accrue, la dégradation et la fragmentation des habitats associés au changement d'occupation et d'usage du sol (COUS, Velasquez *et al.* 2002, Lambin *et al.* 2003, MA 2005, CBD 2006), même si la baisse de résilience des milieux naturels face aux impacts anthropiques est un autre aspect important (Chapin *et al.* 2000). La conversion de la végétation naturelle dans les zones anthropiques cause une détérioration des écosystèmes (Challenger 1998, Rodrigues *et al.* 2000) en modifiant la composition et l'interaction des espèces, les processus écologiques et les régimes de perturbation à tous les niveaux (Hansen *et al.* 2004). La réduction conséquente des habitats naturels influe directement sur la taille des populations et la diversité génétique et peut conduire à une perte irréversible des espèces (Flather *et al.* 1998). Dans les forêts tropicales, le changement de couverture et de l'usage du sol ainsi que la déforestation créent des paysages plus homogènes avec une plus grande diversité originale des

écosystèmes et des espèces soutenues par des processus écologiques. Les restes des écosystèmes naturels sont réduits en dessous du seuil de superficie minimale pour leur maintien (Brooks *et al.* 1999) ce qui détermine directement la persistance de la biodiversité. Pour ces raisons le changement de couverture et d'usage du sol a été le facteur le plus significatif pour la perte de la biodiversité au cours des 50 dernières années et le restera pour le XXIème siècle (Sala *et al.* 2000, Palacio 2000, CBD 2006, Fuller *et al.* 2007, CONABIO et SEMARNANT 2009).

Toutes les prévisions environnementales et de développement soulignent l'importance d'une gestion et un contrôle du changement de couverture et d'usage du sol par la hausse de la population et de la demande pour les ressources naturelles dans l'avenir car il peut mettre en péril la biodiversité et le fonctionnement des cycles écologiques qui dans l'ensemble constituent des ressources qui soutiennent les sociétés (OCDE 2008, CBD 2010, PNUMA 2012). Une diminution du changement de couverture et d'usage du sol dans les régions tropicales en faveur d'une conservation de la biodiversité dépend de la gestion du changement de couverture et d'usage du sol et elle est basée sur la compréhension de tendances et des processus de changements, leur dynamique temporelle et les facteurs explicatifs directs complexes ou sous jacents (Lambin *et al.* 2003, Verburg *et al.* 2002, Chowdhury 2006, Houet *et al.* 2010, Verburg 2006, Turner 2010, Nepstad *et al.* 2008).

La modélisation du changement de couverture et d'usage du sol a été reconnue comme un outil important pour la gestion des écosystèmes car non seulement elle permet d'identifier les zones les plus susceptibles d'usage du sol et les éventuels conflits associés mais aussi d'étudier et de connaître les facteurs bio-physiques et socio-économiques qui interagissent dans l'espace et le temps (Palacio *et al.* 2000, CBD 2006). Les facteurs spatiaux utilisés pour paramétrer les modèles résument à la fois beaucoup d'autres facteurs sociaux, économiques et culturels qui ont un effet sur la dynamique de la destruction de l'habitat et par conséquent la perturbation des relations biotiques et environnementales.

L'analyse des dynamiques historiques du COUS qui représente une forte perturbation et, à long terme, est associée à des politiques publiques et détermine la dynamique du paysage et les

modèles de biodiversité à l'échelle régionale. Cette analyse sert de base pour mesurer des modèles abstraits simplifiés des impacts anthropiques complexes et leurs tendances (Paegelow et Camacho-Olmedo 2008, Lambin *et al.* 2001, Durán-Medina *et al.* 2007, fig. 1). Etant donnée la grande incertitude des cartes de prédiction du changement et l'impossibilité de valider les cartes simulées, on a utilisé l'optique prospective des scénarios comme une possibilité d'explorer un large éventail d'éventuels développements basés sur une série d'hypothèses cohérentes. Les analyses de scénarios permettent d'évaluer l'effet de différentes options politiques, exprimées dans des scénarios qualitatifs basés sur les facteurs sous-jacents qui déterminent la dynamique et les tendances règlementaires du modèle, qui influencent la direction et l'ampleur du changement.

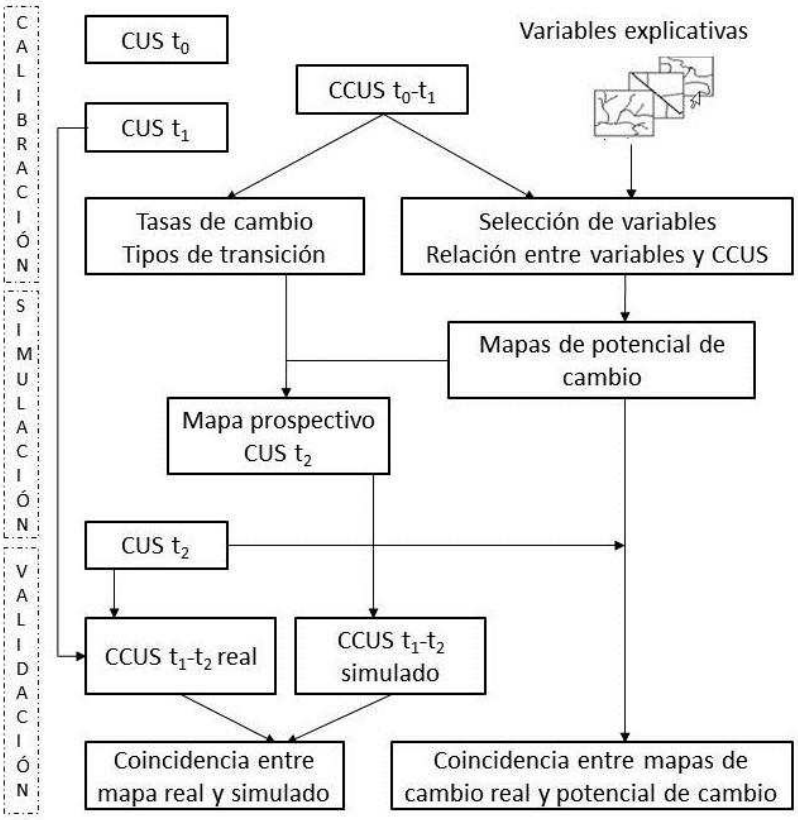


Figure 1. Phases de la modélisation de changement del'occupation et d'usage du sol (COUS) basé sur des cartes de couverture et d'usage du sol (CUS) à différentes dates (basé sur Mas *et al.* 2011).

Il faut souligner qu'il existe de multiples interactions et de feedbacks avec d'autres menaces pour la biodiversité tel que le changement climatique et les espèces exotiques envahissantes (Dale *et al.* 2005, fig 2). Le COUS et la végétation ont une grande importance sur le climat, principalement à travers leur rôle sur le cycle du carbone, sur l'albédo et la relation et transformation d'énergie sensible et latente par des changements dans le régime d'évapotranspiration (Grace *et al.* 1995). La déforestation a, quant à elle, des répercutions climatiques et écologiques, par exemple par la récupération de l'eau, la génération des sols et le changement climatique, entre autres (Richter 2000).

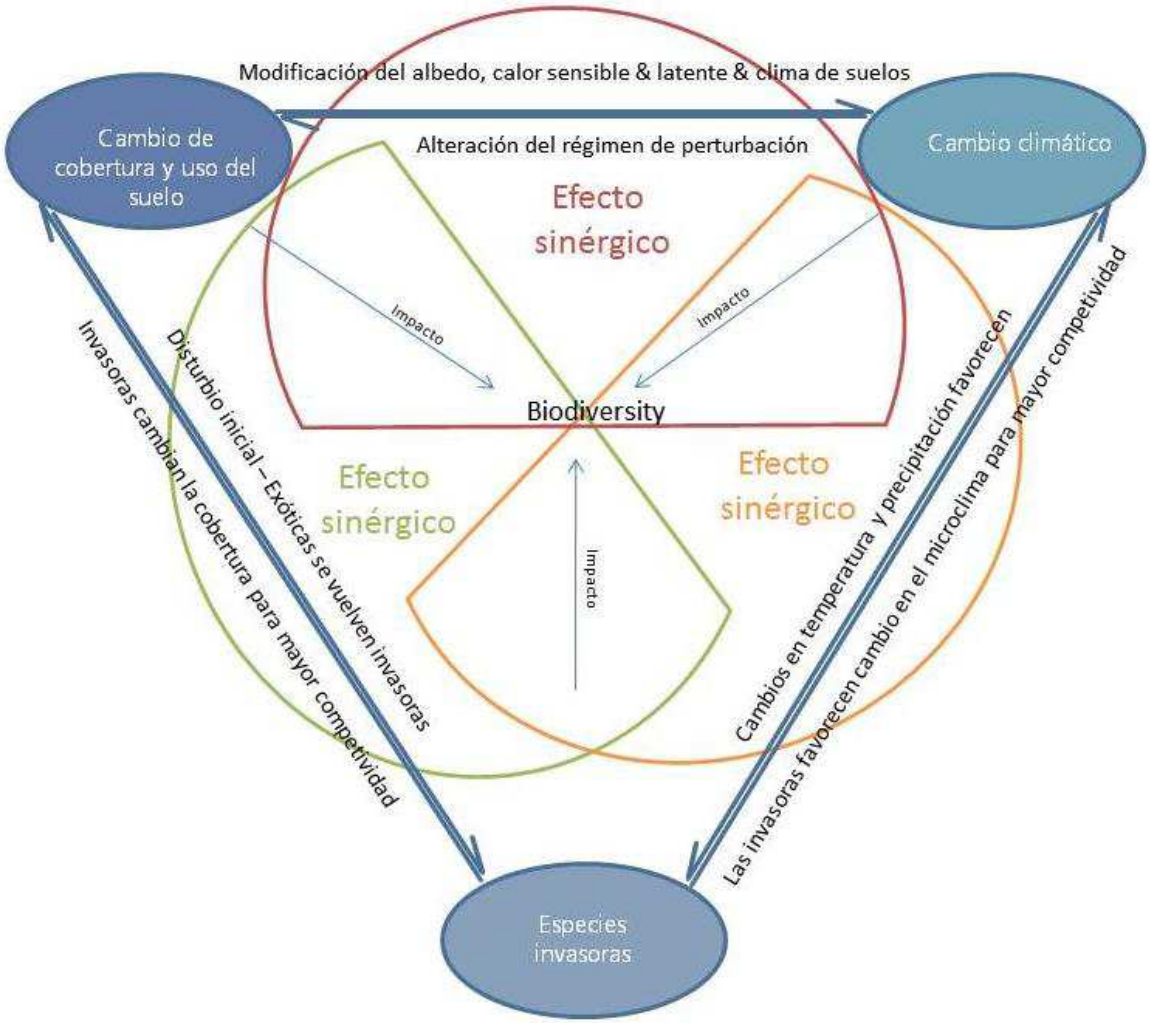


Figure 2. Interaction synergique entre le changement d'usage du sol et d'autres facteurs de perte de la biodiversité tels que le changement climatique et les espèces envahissantes.

6.1.3 Le changement climatique et la biodiversité

Le développement technologique et industriel depuis deux siècles est basé sur l'énergie abondante et bon marché obtenue à partir des combustibles fossiles et la libération conséquente de CO_2 dans l'atmosphère, ce qui a entraîné une augmentation de plus de 30% de la concentration de CO_2. La théorie du consensus dans la recherche du changement climatique (CC) responsabilise cette augmentation du principal gaz d'effet de serre dans l'atmosphère, conjointement avec d'autres facteurs secondaires, tels que la hausse de température, les changements des précipitations et le niveau de l'océan (IPCC 2007). Ces changements pourraient causer des changements dans de multiples cycles et systèmes naturels qui maintiennent la biodiversité, en plus d'exacerber les effets d'autres menaces sur la biodiversité (McRae *et al.* 2008, fig. 2).

L'extinction d'une espèce signifie la fin d'une ligne phylogénétique, ou soit d'un processus évolutif. Le climat maintient des conditions environnementales qui permettent que des processus écologiques et évolutifs aient lieu qui maintiennent et génèrent la biodiversité (Pressey *et al.* 2007). Le changement climatique peut signifier une altération de ces processus et cela a été reconnu comme un facteur important dans la perte de la biodiversité (Peterson *et al.* 2001, Anderson *et al.* 2008). Actuellement, même si les impacts négatifs du COUS dans la biodiversité sont immédiats et plus forts que les autres facteurs du changement global (Schroter *et al.* 2005, Van Vuuren and Brouwman 2005, Gomez-Mendoza *et al.* 2007), on est en train de débattre sur la possibilité que le changement climatique peut être la cause principale de l'extinction d'espèces dans l'avenir (Thomas *et al.* 2004, Thuiller *et al.* 2004, Thuiller *et al.* 2005, Anderson *et al.* 2008) par exemple les changements de répartition des écosystèmes et des espèces dus aux altérations des paramètres climatiques qui changeraient les conditions de vie des espèces et le fonctionnement des écosystèmes (Gomez-Mendoza et Arriaga 2007). Face à ce contexte, les espèces peuvent réagir de différentes façons. Une réaction peut être l'adaptation aux nouvelles conditions climatiques même si les altérations climatiques causées principalement par l'activité humaine se développent tellement rapidement que l'adaptation des espèces est peu probable. Une autre option c'est la migration des espèces avec ses niches

climatiques et écologiques, un phénomène qui a déjà été étudié (Mueller *et al.* 2005, Rebetez et Dobbertin 2004 ; Gomez-Mendoza *et al.* 2008). Si l'espèce ne s'adapte pas et n'a pas la possibilité de migrer, sa zone d'existence se réduira jusqu'à l'extinction (Parmesan et Yohe 2003, Thomas *et al.* 2004). L'ampleur et la nature des changements prévus auront des effets différents sur les espèces et les écosystèmes en fonction de leur sensibilité aux variations climatiques (Gomez-Mendoza et Arriaga 2007). On prévoit que les zones tempérées seront les plus touchées mais les zones tropicales seront également affectées. Pour le Mexique, il a été estimé que 70% des forêts pourraient être touchées par la diminution des précipitations pluviales et 13% des forêts tempérées pourraient disparaître (PNUMA 2010, Villers & Trejo 1998); une tendance également signalé au niveau régional pour les forêts de Oaxaca (Gomez-Mendoza et Arriaga 2007). Un type de forêt qui pourrait subir une extinction d'espèces sont les forêts mésophiles de montagne à cause du changement d'altitude des nuages (IPCC 2007).

6.1.4 Contexte mexicain

Le Mexique occupe la quatrième place parmi les 12 pays à très grande biodiversité mais il figure également en neuvième position de la liste des pays avec des taux de déforestation les plus élevés (Dirzo et Garcia 1992, Velasquez *et al.* 2002, FAO 200, Sarukhán *et al.* 2009, Bradshaw *et al.* 2010, annexe 1). La conséquence du fait que ce soit un pays à très grande biodiversité avec une forte dégradation environnementale, est que le Mexique est un pays avec des espèces les plus menacées (Bradshaw *et al.* 2010, annexe 2). La croissance de la population et la croissance économique sous les schémas néo-libéraux de développement non durable qui favorise une surexploitation des ressources naturelles fondée sur une exclusion des coûts environnementaux et sociaux, a été accompagnée d'une perte considérable dans les dernières décennies de la biodiversité. De plus, les structures politiques, sociales et culturelles ne considèrent pas la biodiversité comme valable ou comme un avantage pour le développement durable. Les facteurs directs les plus importants au Mexique sont l'expansion de l'agriculture et de l'élevage au détriment de la végétation naturelle, suivie par l'exploitation forestière illégale et l'utilisation inappropriée des forêts (CONAFOR 2011, annexe 3), tandis que dans les forêts tropicales, l'élevage est le facteur le plus important (CONAFOR 2011, Sánchez et Barba 2005).

Une étude des structures et des taux de déforestation au Mexique estime que le taux de déforestation de 1976 à 1993 était de 175 000 hectares par an et qu'il a augmenté de 1993 à 2000 pour atteindre 319 000 hectares par an (Velasquez *et al.* 2002). En revanche, pour la période de 2002 à 2005 devant la FAO, il a été signalé une déforestation de 314 000 hectares par an, comparativement à 401 000 hectares pour les années 1990 (FAO 2005). Même si ce chiffre représente une légère diminution de la déforestation, il faut prendre en compte qu'il existe une incertitude considérable sur les chiffres exacts car les estimations de la FAO ne tiennent pas compte des zones où la forêt a été dégradée sans que son taux de couverture de la canopée ne devienne inférieur à 10 ou n'a pas été remplacée par une autre activité (FAO 2005). Bien qu'il existe plusieurs études de COUS, il y a peu d'études qui intègrent une extrapolation du COUS ou une modélisation prospective et encore moins sur l'évaluation de la protection avec des critères du COUS (Mas *et al.* 2004, Flamenco-Sandoval *et al.* 2007, Fuller *et al.* 2007).

Etant donné le risque qu'implique le changement climatique pour la conservation il est opportun d'intégrer des études sur l'affectation de la répartition des espèces dans la planification de la protection au Mexique, puisque c'est une composante essentielle pour atteindre la conservation à long terme (Gomez-Mendoza *et al.* 2008). Pour le Mexique il existe certains modèles climatiques régionaux, dérivés des assemblages de plusieurs modèles et un processus de downscaling avec des données observées qui ont été utilisés pour évaluer l'impact du changement climatique sur différentes espèces ou des groupes fonctionnels (Gomez-Mendoza et Arriaga 2007, Peterson *et al.* 2001). Cependant, il n'existe pas d'études pour le Mexique sur les conséquences pour la planification systématique de la conservation (PSC).

Malgré les efforts de protection durant les 75 dernières années au Mexique, c'est-à-dire la mise en place de AP comme étant des initiatives isolées et indépendantes (Bezaury-Creel 2005), depuis 1600, 127 espèces se sont éteintes, 75% de ces dernières dans des îles océaniques (Baena y Halffter 2008). En tenant compte du vaste nombre d'espèces que l'on trouve au Mexique, ce chiffre peut paraître trivial, cependant, il représente le pic de l'iceberg parce que la perte de biodiversité commence bien avant l'extinction : il a été estimé qu'en 2000, presque 57% de la biodiversité mexicaine a été perdue (Kolb 2009). Cette situation a permis la

reconnaissance de l'importance de compter sur une stratégie de conservation dans un pays à très grande biodiversité avec de graves menaces pour la biodiversité (CONABIO 2011) et ces dernières années de nombreuses études de planification stratégique régionales et nationales ont été menées (March *et al.* 2009). Cependant, ces études n'ont pas été développées, et représentent des biais au niveau taxonomique (16% se concentre sur les mammifères) et au niveau régional (la région qui a le plus de priorités c'est le Golfe de Californie (Arriaga-Cabrera *et al.* 1998, Enríquez-Andrade *et al.* 2005, Morgan *et al.* 2005, Sala *et al.* 2002, Ulloa *et al.* 2006, CONABIO *et al.* 2007). Par ailleurs, comme résultat découlant des compromis acquis dans la Convention sur la Diversité Biologique des Nations Unis (CDB), une analyse des lacunes et omissions a été menée au niveau national (CONABIO *et al.* 2007). Ces études de planification sont basées sur les principes de PSC qui permet de protéger une portion significative de la biodiversité à travers l'établissement de sites prioritaires de conservation (SPC, Sarkar 2004). Certaines priorités ont été utilisées par des plans éco-régionaux (TNC 2006) et des aménagements territoriaux écologiques (Hernandez Santana et Bollo Manent 2009, SEMARNAT 2011). Une autre application d'exercices de priorités a été l'identification de couloirs biologiques à Tabasco, Oaxaca, Guerrero et Veracruz (CONABIO 2009). Il faut souligner que la définition et l'exécution de SPC sont une tâche urgente ; Fuller *et al.* (2007 ont suggéré que la perte de l'habitat entre 1970 et 2000 à cause du manque d'une conservation efficace un réseau de SPC pour 86 espèces de mammifères endémiques devrait couvrir 90% de plus de zone en 2000 qu'en 1970.

6.1.5 Modélisation de sites prioritaires pour la conservation avec des paramètres dynamiques du changement de l'occupation et d'usage du sol et du changement climatique

Une conservation réussie dépend de la persistance des habitats et des espèces et de la viabilité des zones de conservation (Margules y Pressey 2000, Toledo 1994, Sarkar 2004). Les menaces qui pèsent sur la biodiversité, qui met en évidence la perte de l'habitat à travers le COUS, représentent des risques directs sur la persistance de l'habitat adapté aux espèces et elles sont le résultat des activités humaines qui déterminent la viabilité socio-économique (fig.3). Bien qu'il existe quelques tentatives rudimentaires pour prédire la persistance de la biodiversité,

telles que les traditionnelles analyses de viabilité des populations, il n'existe pas de méthodologie efficace pour intégrer ces aspects à la PSC par manque de connaissance théorique et pratique sur la relation entre les impacts anthropiques et la biologie de la conservation (Sarkar 2004). Il en résulté que peu d'études ont pris en compte des paramètres dynamiques qui déterminent la persistance de la biodiversité et qui contribuent à ce que les SPC soient mieux adaptés à l'augmentation des impacts anthropiques (Pressey *et al.* 2007). Cependant, les avancées au cours des dernières années de prennent en compte chaque fois davantage de dimensions de la complexité écologique dans la PSC. Cependant, il y a encore plusieurs lacunes et les études de PSC n'atteignent pas un niveau de complexité requis pour une application dans le monde réel (Noss 1990, Margules et Pressey 2000).

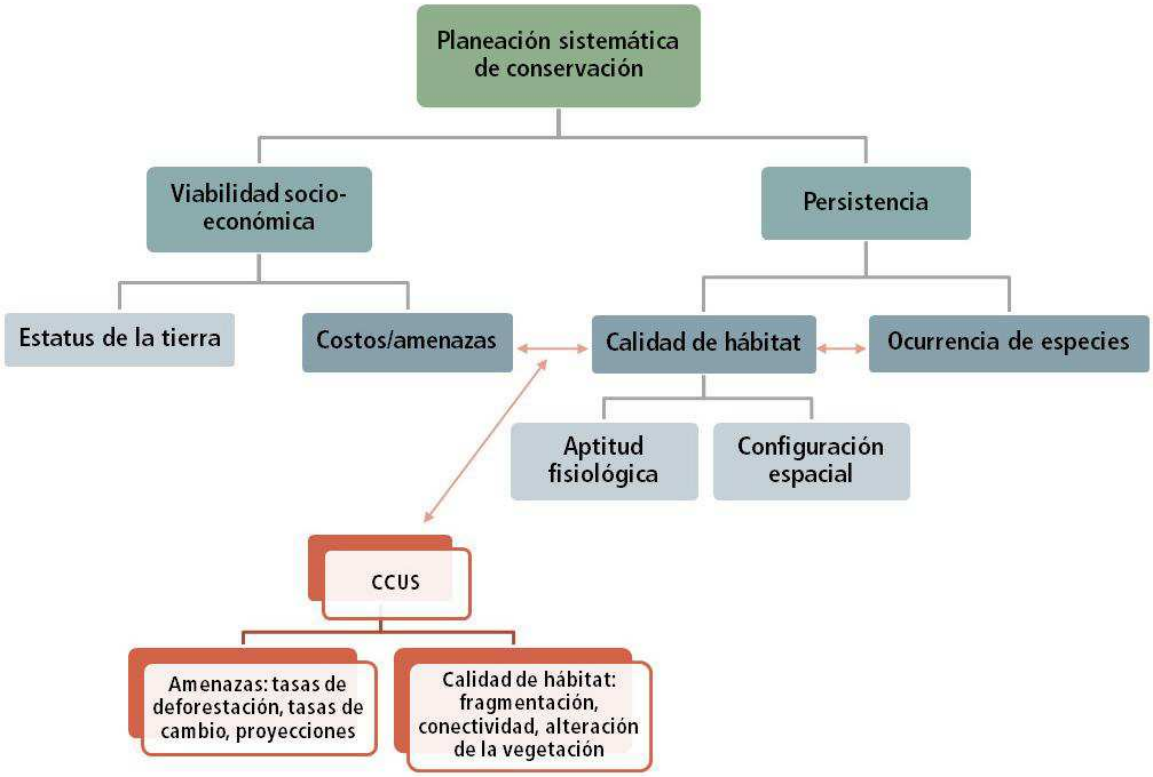


Figure 3. Objectifs de la planification systématique de la conservation (Sakar com. personnelle) et l'importance majeure du changement de la couverture et d'usage du sol (CCUS) pour la persistance et la viabilité socio-économique.

La planification actuelle se base sur des analyses statistiques, similaires à une photo de la situation actuelle, ou plutôt passée: on utilise des données historiques afin de déduire les besoins de conservation qui doivent être couverts dans l'avenir même si la biodiversité même n'est pas statique, ni les impacts anthropiques qui déterminent leur persistance (Pressey *et al.* 2007).

En fait, on prévoit une hausse de l'impact humain et une perte de la biodiversité dans les prochaines décennies (MA 2005, OCDE 2008, CBD 2010) par une pression plus forte sur des ressources naturelles, puisque la consommation par tête augmente graduellement selon le développement des économies et que s'exacerbe l'effet de croissance de la population (CBD 2006). Cependant, seulement depuis peu on commence à prendre en compte la dimension temporelle en lui attribuant la même importance qu'à la dimension spatiale pour la conservation (Wiens 1989, Rustigian *et al.* 2003, Rouget *et al.* 2003, Hansen *et al.* 2004, Soares-Filho *et al.* 2006, Verburg *et al.* 2006b, Ewers *et al.* 2006, Flamenco-Sandoval *et al.* 2007, Gude *et al.* 2007, Brambilla *et al.* 2010). Face à cette perspective et étant donné les temps de réponse des systèmes politiques, socio-économiques et écologiques, on reconnaît le besoin d'accroître le niveau de planification stratégique pour pouvoir freiner la perte de biodiversité et de compter sur des buts et des objectifs à moyen et long terme pour guider des actions et des politiques (MA 2005, UICN 2008, fig.4). Les techniques de l'analyse prospective peuvent être une alternative pour les scientifiques et les décideurs pour comprendre et anticiper les éventuels effets contraires (PNUMA 2012, Verburg *et al.* 2006, Paegelow et Camacho-Olmedo 2008, Cuevas et Mas 2008, Houet *et al.* 2010). En particulier, la capacité de ces modèles à projeter les conséquences des changements dans les facteurs qui influent sur la perte de biodiversité et sur le fonctionnement des écosystèmes dans le cadre du changement global est importante pour mieux renseigner la prise de décisions (MA 2005).

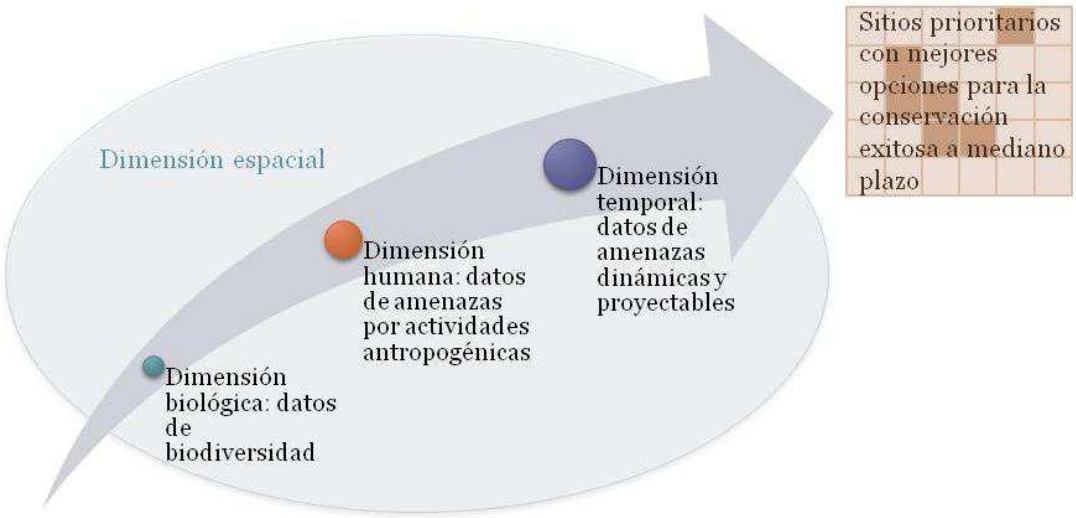


Figure 4. Augmentation des dimensions dans la planification systématique de la conservation qui permet d'identifier des lieux prioritaires pour la conservation avec les options optimales quant au succès à moyen terme de la conservation.

Dans un pays très dynamique, comme le Mexique, avec un grand nombre d'endémismes et une diversité bêta très forte qui se traduit par un grand nombre de sites irremplaçables ayant un risque élevé d'être transformés par des activités anthropogéniques et caractérisés par une probabilité moindre de persistance de la biodiversité diminuant ainsi l'effectivité des ressources investies dans la conservation, on ne peut pas justifier d'écarter les sites prioritaires pour la conservation (Sarkar 2004). Il est plutôt nécessaire de diversifier les objectifs de la priorisation des sites pour la conservation afin de pouvoir intégrer de manière explicite aussi bien les zones à grand et moindre risque de persistance dans la priorisation des besoins de conservation et ceci au-delà des différents stades de transformation qui influent également dans le choix des outils de conservation adaptés.

La détermination des points chauds et des abris pour la biodiversité, comprise comme la composante spatiale de la biodiversité, représentée par des écosystèmes qui représentent une entité structurelle et fonctionnelle qui lie les éléments physiques et biotiques représentés par la végétation naturelle, face aux éventuels impacts anthropogéniques permet d'ajuster le ranking des sites prioritaires pour la conservation sous le critère de la persistance de l'habitat afin

d'impulser le développement d'une planification à moyen terme (Pressey *et al.* 2007, Lagabrielle *et al.* 2009, fig. 5). La connaissance engendrée par un modèle de COUS apporte des critères importants pour l'évaluation du risque de non persistance, et, par conséquent, comment obtenir une meilleure conservation de la biodiversité basée sur un indicateur spatio-temporel de la destruction et de la dégradation des habitats terrestres qui prend en compte des aspects structurels (modèles de paysage), fonctionnels (processus au niveau du paysage) et de composition (types de paysages) de la biodiversité (Noss 1990). En outre, il permet de relier de nombreux facteurs qui touchent la conservation, parmi lesquels les politiques agricoles, les aspects sociaux, démographiques et économiques sous différents scénarios montrant plusieurs d'effets des options politiques sur le nombre et sur la configuration des zones sensibles et des abris qui augmentent la probabilité de survie physique, et par conséquent, les options de conservation. Compte tenue de l'ampleur du changement climatique qui représente la probabilité d'interruption des processus évolutifs qui maintiennent et génèrent la biodiversité, il offre la possibilité de compléter les effets des menaces qui pèsent sur les processus écologiques et évolutifs, le domaine le moins étudié et le plus grand défi du PSC (fig. 5, CBD 2006, Pressey *et al.* 2007).

La forte diversité des écosystèmes du Mexique, les situations socio-économiques et les problèmes environnementaux, font qu'il est impossible de parvenir à une identification de PSC à l'échelle nationale qui soit suffisamment dimensionnée comme base pour la mise en œuvre (CONABIO 2000, CANABIO *et al.* 2007). L'importance de parvenir à la PSC au niveau régional a été largement reconnue car elle permet de protéger les populations régionales d'espèces qui jouent un rôle primordial dans le maintien des espèces et des services environnementaux (Ceballos 2005). Par conséquent, cette échelle permet de prendre en compte les particularités dans le fonctionnement des facteurs de pression parce que la déforestation, la dégradation environnementale et le changement climatique ont lieu à cette échelle avec d'importantes conséquences comme la perte de biodiversité et la diminution de services écosystémiques (Grove *et al.* 2002).

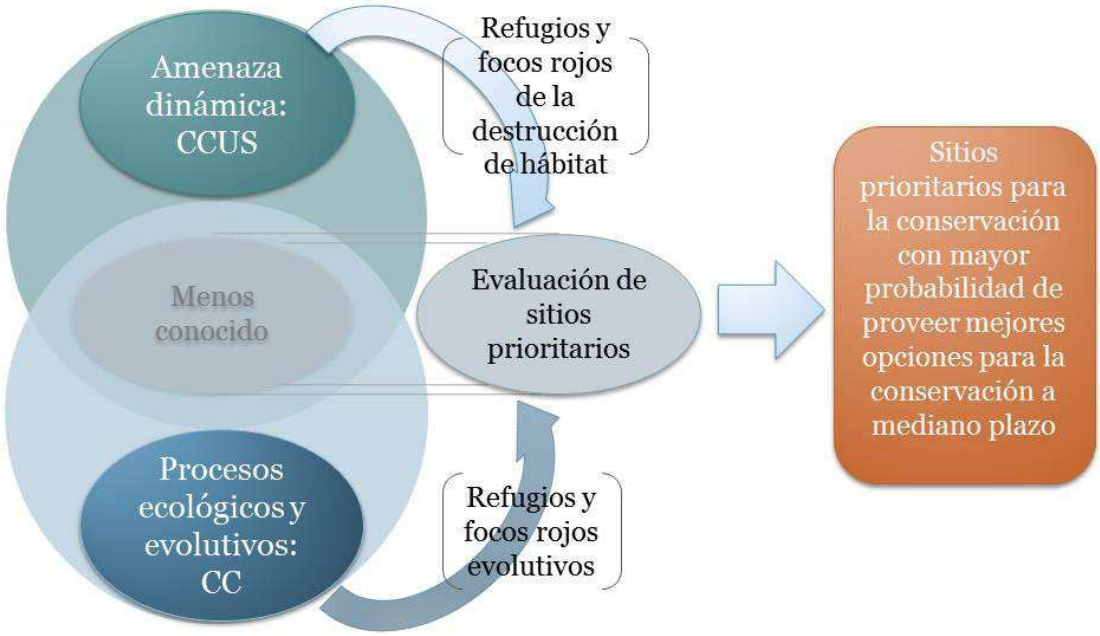


Figure 5. Cadre conceptuel des paramètres dynamiques du changement de couverture et d'usage du sol (CCUS) et du changement climatique (CC) dans la planification systématique de la conservation (Basé sur Pressey *et al.* 2007 et Klein *et al.* 2009)

Les bassins possèdent une forte valeur comme zone de base pour la planification de la conservation, parce qu'ils signifient une limite naturelle des écosystèmes et une unité hydro-géographique du paysage (Arriaga *et al.* 2002, Lagabrielle *et al.* 2009) au-delà de représenter une échelle fonctionnelle qui prenne en compte explicitement les processus socio-économiques. De là son importance pour les évaluations environnementales et la prise de décisions pour l'usage durable et la conservation (Lambin *et al.* 2003, Lagabrielle *et al.* 2009) et en tant qu'unités de gestion et de planification, comme le reconnaît la gestion intégrale des bassins (Downs *et al.* 1991, Cotler et Priego 2004).

6.2 Zone d'étude et objectifs

6.2.1 Description générale

Le bassin Grijalva-Usumacinta dans le sud est du Mexique englobe la majeure partie des états de Chiapas et Tabasco et de petites parties des Etats voisins de Campeche et Oaxaca; il se situe entre les coordonnées extrêmes de 18.71° et 15.22° de latitude N et -94.25 et -90.38 de longitude O. Sa limite S est représentée par Soconusco, au SE à la limite de la frontière du Guatemala, la limite N constitue le Golfe du Mexique. C'est un bassin exoréique qui draine le Golfe du Mexique avec un système fluvial de dénitrification angulaire (fig. 6, INE *et al.* 2007). Sa structure comprend des étages altitudinaux depuis le niveau de la mer jusqu'à 3050 m (INE *et al.* 2007). La zone de captage de l'eau est de 83 553 km2 (CONAGUA 2011) et elle couvre une large variété de régions physiographiques qui se diversifient du N au S.

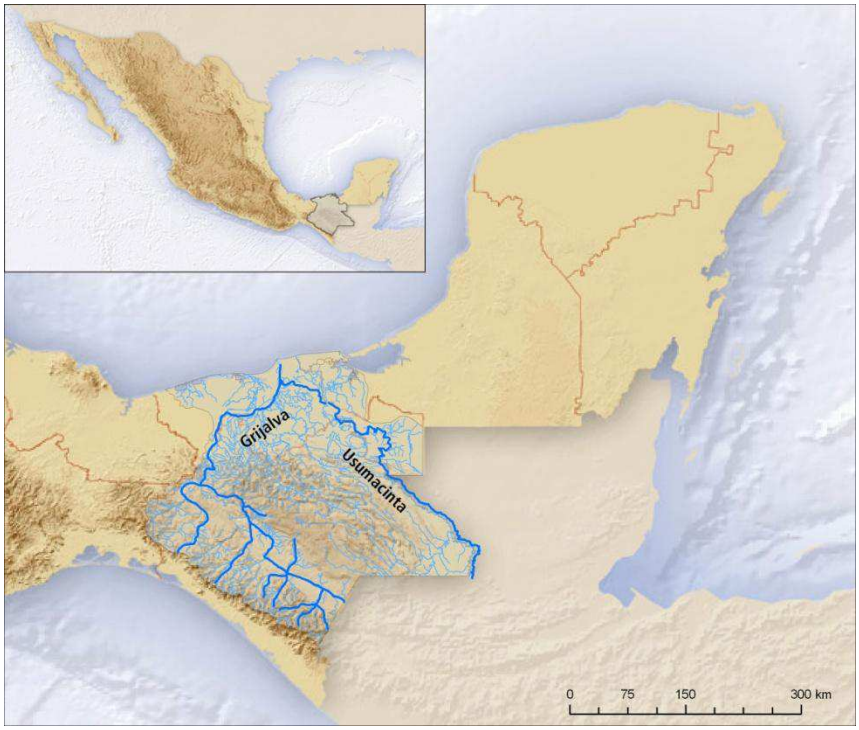


Figure 6. Emplacement du bassin Grijalva-Usumacinta et ses principaux fleuves permanents.

Dans la partie N s'étend une zone basse et plate qui correspond à la plaine côtière du Golfe du Mexique, aussi connue comme Plaine et Marécages Tabasqueños (Cervantes-Zamora *et al.* 1990), une large plaine alluviale avec les typiques processus d'inondation et sédimentation

(UACh 1978), où on trouve également des lagunes côtières. Entre le plateau central et la plaine côtière il y a une région montagneuse, appelée la Sierra Norte de Chiapas, avec des hauteurs de 1400 à 1800msnm (Miranda 1998). Le plateau central, plus connu sous le nom des Altos de Chiapas est un haut plateau de 160 km de large en direction NO-SE entre les 1200 et 2800 ngf d'altitude (Parra et Diaz 1997). Dans la zone S du bassin on trouve la Depresión Central du Chiapas allant de 420 à 800 msnm et la Sierra Madre de Chiapas qui confine le bassin jusqu'au S avec des altitudes de 1500 à 3000 msnm (Miranda 1998). La partie E est principalement composée de terres basses et ondulées comme la Sierra Lacandona et la région de plus petite taille des Sierras Bajas du Petén (Cervantes-Zamora *et al.* 1990).

Les principales roches du bassin sont sédimentaires du crétacé et du tertiaire dont les caractéristiques varient dans les différentes zones physiographiques (UACh 1978). Une couche géologique importante formée par les sédiments alluviaux, déposés successivement par des canaux fluviaux dans la plaine côtière, à partir de matériaux érodés, tels que les argiles du kaolin, montmorillonite et de sables calcaires. Dans cette zone, les sols sont jeunes, fertiles et humides toute l'année; dans quelques zones, l'excès d'humidité provoque des caractéristiques hydromorphes (UACh 1978). La zone de lomeríos est constituée de schistes, formée de sédiments argileux et alternés de mélange de roches. Sur les schistes, se forme un sol argileux mais avec un drainage efficace dont les dépressions locales possède des caractéristiques pseudo-eutriques (stagnosol). Les mélanges sont formés par des fragments de roches, en général ignées (andésites), cimentés par des minéraux argileux, oxyde de fer et de carbonates de calcium; les caractéristiques des sols sont semblables à ceux du schiste. La Sierra del Norte de Chiapas et les Altos de Chiapas forment une zone composée de roches calcaires du Crétacé qui donnent lieu à un système karstique et des sols relativement minces et rocheux. La Sierra Norte de Chiapas a également des parties de roches tertiaires et montre des failles rongées par l'érosion (Miranda 1998). Dans les Altos de Chiapas, en plus du calcaire, il y a localement des roches volcaniques qui apparaissent tels que des pics de montagne (Parra et Diaz 1997). La dépression centrale du Chiapas est constituée de couches horizontales du mésozoïque et du tertiaire, alors que des roches granitiques et métamorphiques du précambrien et du paléozoïque forment la Sierra Madre de Chiapas (Miranda 1998).

L'aire d'étude se situe dans la zone de climat tropical avec des vents alizés du NE. Elle est pluvieuse surtout en été avec des pluies fortes pendant la saison sèche à cause d'évènements climatiques extrêmes comme les cyclones tropicaux et les fronts froids du N (Miranda 1998). En fait c'est une des régions les plus pluvieuses du Mexique, spécialement la zone de transition de la zone côtière vers le massif central (Garcia 1987). La plaine côtière a un climat chaud humide qui change vers des climats toujours humides mais plus tempérés dans les zones de transition vers les régions montagneuses. Dans la Sierra Norte du Chiapas, le climat semi-chaud humide prévaut, dans les Altos de Chiapas c'est le climat tempéré humide avec d'éventuelles gelées en hiver. Dans les terres basses intérieures, on trouve un climat chaud humide. Dans la Sierra Madre de Chiapas, il y a une variation climatique qui va du semi chaud humide au climat tempéré humide (Garcia 1987).

L'hydrologie est dominée par le système fluvial Grijalva-Usumacinta. Le fleuve Grijalva prend naissance sur le flanc oriental de la Sierra de Cuchumatanes au Guatemala et après avoir parcouru la Depresión Central de Chiapas entre dans la plaine côtière du Golfe du Mexique par le Cañon del Sumidero. Il traverse la plaine sous différents noms jusqu'au N et E et rejoint le Río Usumacinta avant de déboucher dans le Golfe du Mexique (fig. 6, UACh 1978). Le Río Usumacinta, représente en débit le second fleuve du Golfe du Mexique après le Mississipi et le septième au niveau mondial (115 536 millions de m3/an, Sánchez et Barba 2005, CONAGUA 2011) il est formé par les fleuves Chixoy et Pasión au Guatemala et constitue la frontière entre ce pays et le Mexique en direction SE-SO. Il traverse l'état de Tabasco, où il bifurque en trois principaux bras : l'occidental garde son nom et se joint au Río Grijalva en aval, le bras central (río San Pedro et San Pablo) qui constitue la limite entre les états Tabasco et Campeche et débouche dans le Golfe du Mexique, et le bras oriental (río Palizada) qui débouche dans la Laguna de Términos (UACh 1978). Les fortes précipitations fournissent une grande quantité d'eau de surface qui alimente les écosystèmes aquatiques, dont la superficie dépasse les 400 000 ha, dominés par de vastes zones humides, et un grand nombre de plans d'eau dont près de 200 lentiques dans la plaine côtière associés au fleuve Usumacinta et plusieurs lagunes côtières importantes comme le système de lagune Carmen-Pajonal-Machado (Sánchez et Barba 2005). De plus, il existe de vastes zones d'inondation saisonnière aux marges des fleuves

Grijalva et Usumacinta qui sont d'une grande importance pour les oiseaux migrateurs (INIREB 1988, Sánchez et Barba 2005). Une autre zone importante c'est la Selva Maya au Chiapas qui avec ses bas-fonds inondables fait partie de «la plus grande superficie de zones humides d'Amérique Centrale (Primack *et al.* 1999).

6.2.2 Importance pour la biodiversité

Une combinaison de différentes situations est responsable du fait que le sud-est mexicain est considéré comme la région la plus riche en biodiversité du Mexique. Les facteurs sous-jacents qui contribuent à la forte valeur du bassin Grijalva-Usumacinta pour la biodiversité sont leur situation dans les tropiques, leur position entre deux mers (sources d'humidité), leur grande extension et leur grande hétérogénéité topographique et climatique. Spécifiquement, elle comprend plusieurs chaînes de montagne qui généralement sont considérées hot spots de la biodiversité et plus encore lorsqu'elles s'élèvent dans des forêts tropicales qui sont riches en espèces. Dans ces lieux, différents taxons dans les différentes zones d'altitude sont un couronnement d'espèces (Richter 2000). En outre, le sud-est du Mexique constitue le début du pont qui relie les zones néarctiques aux zones néo-tropicales, ce qui lui attribue des caractéristiques uniques et importantes du point de vue de l'écologie et de l'évolution (Coates 1997). Cette origine mixte des biotes conduit à ce que les espèces paléo-arctiques dominent dans les hautes terres, les espèces d'affinité néo-tropicale dans les basses terres (où la faune des forêts à feuilles pérennes et feuilles caduques montre une forte influence amazonienne) (Ceballos et Oliva 2005), et un biote mixte avec une forte spéciation in situ dans les hauteurs intermédiaires (Halffter *et al.* 2008). Elle est considérée comme la région avec la plus grande richesse de mammifères, en général et en danger, dans le pays (Ceballos et Oliva 2005). Quant aux reptiles et amphibiens, le sud est du Mexique est la région la plus importante, puisqu'elle présente une grande richesse et des espèces endémiques comparativement aux autres régions, et même aux autres zones du monde (Casas-Andreu *et al.* 1996). Les vastes zones humides de la plaine côtière ont une grande importance pour les oiseaux migrateurs en provenance des Etats-Unis et du Canada (Primack *et al.* 1999). Uniquement le Chiapas, considéré comme l'état le plus riche en biodiversité après celui de Oaxaca, héberge plus de 10 000 espèces de plantes

vasculaires, qui constituent 10% des espèces du pays. Dans cette étendue, on a enregistré plus de 1 800 espèces d'arbres dans une base de données qui montre que seulement les zones tempérées et froides sont bien connues. On a également enregistré plus de 1 100 espèces de plantes épiphytes, une composante de premier choix pour la diversité des forêts de nuages, desquelles 50% correspondent à des orchidées. Ce grand nombre d'espèces, qui en fait sont une contribution importante pour que le Mexique soit considéré comme méga-divers sur cette question, comprennent 18 formations qui constituent l'habitat pour un grand nombre de faune. Au Chiapas on a trouvé 659 espèces d'oiseaux et 205 espèces de mammifères, soit 50% d'espèces pour les deux groupes du Mexique. Parmi elles, on trouve 219 espèces migratoires qui en majorité présentent une forte sensibilité aux perturbations humaines et 178 espèces menacés. En ce qui concerne les mammifères, il faut souligner qu'il existe 7 espèces endémiques au niveau national. Bien que pour d'autres groupes l'inventaire est moins complet, on a enregistré plus de 4 500 espèces d'insectes et on estime qu'il existe au moins 140 000 espèces de champignons (González-Espinosa *et al.* 2005).

Ces chiffres servent à illustrer pourquoi la région fait partie du hot spot méso-américain de biodiversité, concept qui se réfère non seulement à la richesse d'espèces mais aussi au nombre élevé d'endémismes et au degré élevé de perte de l'habitat (Mittermeier *et al.* 2004). Par conséquent, les hot spots représentent des zones irremplaçables et vulnérables (Margules et Pressey 2000). Uniquement les zones inondables du fleuve Usumacinta hébergent au moins une vingtaine d'espèces en voie d'extinction au niveau national et international (INIREB 1998). De plus, la zone est d'une grande importance pour les ressources naturelles, pour les espèces utiles et renouvelables et les produits non ligneux (palmiers, résine du sapotier, acajou, quatre épices, etc. Primack *et al.* 1999). Le grand nombre de lieux prioritaires pour la conservation démontre que la forte biodiversité contient beaucoup d'espèces prioritaires pour la conservation (fig. 7). Au total on trouve 172 unités de planification identifiées comme prioritaires par CONABIO *et al.* (2007), 37% d'entre elles sont moyennement prioritaires, 48% sont très prioritaires et 14% sont extrêmement prioritaires. Le plus grand nombre de lieux prioritaires fortement et extrêmement prioritaires sont concentrés dans la partie des forêts à feuilles pérennes du versant du Golfo de la Sierra Madre del Sur (forêt Lacandona). Une autre région à forte incidence de sites prioritaires

est celle de la forêt mésophile de montagne. La Sierra Madre Centroaméricaine présente un autre point focal pour les sites prioritaires de conservation de conifères, de chênes et mixtes.

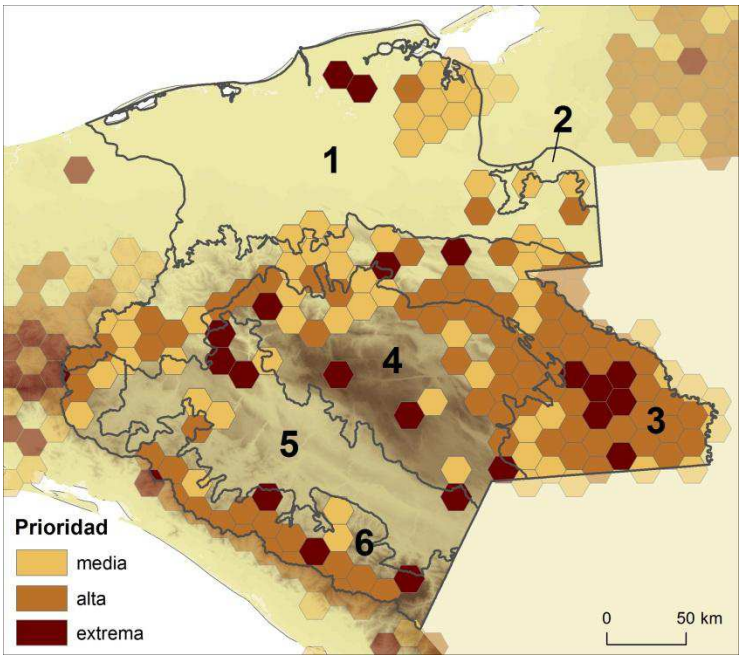


Figure 7. Eco-régions et sites prioritaires au niveau national dans le bassin Grijalva-Usumacinta (INEGI *et al.* 2007, CONABIO *et al.* 2007).

La grande variété de conditions biotiques et abiotiques conduit à ce que le bassin englobe 10 éco-régions (INEGI *et al.* 2007, fig. 6), déterminées par une topographie accidentée, la variété de climats et les types de végétation qui en découlent avec différents niveaux d'intégrité écologique. Ce spectre s'étend de la plaine côtière profondément transformé du Golfe du Mexique, entre deux chaînes de montagne avec des forêts tempérées marquées par les activités des populations autochtones à l'une des meilleures forêts humides préservées dans la région connue sous le nom de Lacandonia. Dans l'éco-région Depresión de Chiapas, on trouve la forêt basse à feuilles caduques et la forêt moyenne semi-caduques fortement touchées par le développement agricole et urbain, alors que les écorégions des forêts de nuages montrent un niveau intermédiaire d'impacts.

Dans ce contexte il est important d'intégrer la dimension temporelle des impacts et des menaces anthropiques sur la biodiversité dans la planification de la protection à travers des

processus dynamiques qui déterminent l'état futur des écosystèmes et des espèces dans la planification systématique de la conservation de la biodiversité et qui permet de hiérarchiser les besoins de conservation qui favorise la persistance de la biodiversité

6.2.3 Objectifs

Objectif général

Contribuer à comprendre la dynamique du changement d'occupation et d'usage du sol et du changement climatique et leurs conséquences et implications sur la persistance de la biodiversité sur des sites prioritaires pour la conservation.

Objectifs particuliers

- Analyser et modéliser les formes et processus spatiaux et temporels de changement d'occupation et d'usage du sol et de déforestation du bassin Grijalva-Usumacinta.

- Générer des scénarios qualitatifs, quantitatifs et spatiaux d'usage du sol jusqu'en 2030 qui montrent les différentes options politiques pour la conservation.

- Analyser les changements spatiaux et temporels en variables bioclimatiques et leur effet dans la répartition d'espèces sous des scénarios de changement climatique.

- Générer une hiérarchisation de sites pour la conservation avec des critères de changement d'occupation et d'usage du sol et de changement climatique qui renforcent l'aspect de persistance de la biodiversité dans le bassin Grijalva-Usumacinta.

6.3 CHAPITRE I

Empreinte spatiale et processus de la déforestation et de la reforestation naturelle dans les néo-tropiques: Tendances récentes dans le sud mexicain

Publié dans:

Kolb, M. y Galicia, L. 2011. Regional patterns and processes of deforestation and regeneration in the Neo-tropic: Recent tendencies in Southern Mexico. *The Geographical Journal*

Résumé

Dans les régions néo-tropicales, l'augmentation des taux de changements d'occupation et d'usages des sols et une forte déforestation durant la deuxième moitié du 20ème siècle ont engendré une forte dégradation de l'environnement et une forte perte de biodiversité. Cette étude analyse les empreintes spatiales et les processus des changements d'occupation et d'usages des sols et de la déforestation pour le bassin versant du Grijalva-Usumacinta, l'un des plus importants du sud Mexique en matière hydrologique et de biodiversité, pour être confrontée aux discussions sur les changements forestiers émergents. Des cartes d'occupation et d'usages des sols de 1992, 2002 et 2007, dérivées d'images satellitaires et de photographies aériennes sont utilisées pour tester l'hypothèse d'un changement de trajectoires d'évolution à l'échelle régionale. Les probabilités et taux de changements ont été calculés pour les deux périodes 1992-2002 et 2002-2007, et les processus de changements dominants ont été identifiés. Les changements d'occupation et d'usages des sols sont complexes et ne peuvent s'expliquer par une histoire prédominante et linéaire de la déforestation. Deux des principaux résultats concernent (1) un taux anormalement élevé de dégradation des forêts primaires, équivalent à 1,7 fois la surface déforestée; (2) les processus de déforestation se produisent principalement dans les forêts secondaires. Les activités agricoles, encouragées par les politiques publiques, sont les principaux moteurs de ces changements, parmi lesquelles le pâturage a le plus d'impact sur la déforestation. Les probabilités et taux de déforestation et de changement d'occupation et d'usages de sols ont stagné alors que la reforestation naturelle a augmenté. Bien que ces tendances sont essentielles pour le commencement de la transition forestière, la déforestation et à la dégradation par l'emportent bien sur la repousse de la végétation.

***Mots-clés**: Mexique, changement d'occupation et d'usage du sol, empreinte spatiale et processus, échelle régionale, politiques gouvernementales*

Formation	Vegetation and land use types	Categories of analysis	Original land use and cover classes
Temperate forests	Coniferous and broad leaved	Coniferous forests (1)	Primary *Juniperus* forests, primary fir forests, primary pine forests, primary pine-oak forests
		Broad-leaved forests (2)	Primary oak forests, primary oak-pine forests
		Montane cloud forests (3)	Primary montane cloud forests
Tropical forests	Rain	Rain forests (4)	Primary evergreen forests (tall, medium and low), primary semi evergreen forests (medium), primary semi evergreen forest of thorns (low)
	Dry	Dry forests (5)	Primary deciduous forests (low), primary semi deciduous forests (medium)
Hydrophilic vegetation	Mangrove forests, reed, halophilic vegetation	Mangrove forests, reed (6)	Primary and secondary mangrove forests, reed, primary and secondary halophilic vegetation, primary halophilic grasslands
Secondary vegetation	Temperate forests	Secondary coniferous forests (7)	Secondary *Juniperus* forests, secondary fir forests, secondary pine forests, secondary pine-oak forests
		Secondary broad-leaved forests (8)	Secondary oak forests, secondary oak-pine forests
		Secondary montane cloud forest (9)s	Secondary montane cloud forests
	Tropical forests	Secondary rain forests (10)	Secondary evergreen forests (tall, medium and low), secondary semi evergreen forests (medium), secondary semi evergreen forest of thorns (low)
		Secondary dry forests (11)	Secondary deciduous forests (low), secondary semi deciduous forests (medium)
Pastures	Pastures	Pastures (12)	Cultivated and induced grasslands, savanna
Cultivated areas	Agriculture	Irrigated agricultura (13)	Irrigated, eventually irrigated, suspended irrigation
		Permanent crops (14)	Permanent and semi-permanent
		Rain fed agricultura (15)	Annual crops
	Plantations	Forest plantations (16)	Forest plantations
Others	Urban areas	Urban areas (17)	Urban areas
	Other vegetation types	Othervegetation types (18)	Primary palm forests, induced palm forests, bare, primary and secondary riparian vegetation and forests

Tableau 1. Schéma de classification de l'usage des terres qui englobe des catégories d'analyse et d'utilisation initiale des terres et couvre des catégories dans le bassin versant de Grijalva-

	1993-2007		1993-2002		2002-2007	
Forest type	**Δ Area (ha)**	**Deforestat -ion rate (%)**	**Δ Area (%)**	**Deforestat -ion rate (%)**	**Δ Area (%)**	**Deforestat -ion rate (%)**
Coniferous forests	-89,234	0.69	73	0.77	27	0.55
Broad-leaved forests	-45,545	1.33	67	1.33	33	1.31
Montane cloud forests	-24,996	0.31	80	0.38	20	0.18
Tropical rain forests	-211,844	0.83	72	0.91	28	0.68
Tropical dry forests	-131,782	2.24	78	2.62	22	1.55
Total	-503,404	0.90	74	1.02	26	0.70

Tableau 2. Taux de déforestation et zones déforestées pour les différents types de forêts. Δ La superficie est la différence de superficie des différents types de forêts de 1993-2007. Δ La superficie en pourcentage pour les années 1993-2002 et 2002-2007 est fonction de la superficie du changement global de 1993-2007.

	1993-2007		1993-2002		2002-2007	
Land use type	**Area (%)**	**Ratio deforestation / regeneration**	**Area (%)**	**Ratio deforestation / regeneration**	**Area (%)**	**Ratio deforestation / regeneration**
Coniferous forests	7.63	2.32	4.62	2.60	8.18	1.90
Broad-leaved forests	12.48	2.20	7.16	2.51	14.09	1.78
Montane cloud forests	6.65	1.64	3.59	1.71	6.89	1.57
Tropical rain forests	10.63	1.45	2.97	3.61	11.54	1.45
Tropical dry forests	19.35	1.72	11.46	2.94	24.59	1.72
Total	12.67	2.20	6.36	2.97	14.90	1.65

Tableau 4. Reboisement mesuré par rapport à la superficie forestière d'origine [Superficie en (%)] et par rapport à des zones déboisées [Ratio déforestation/régénération].

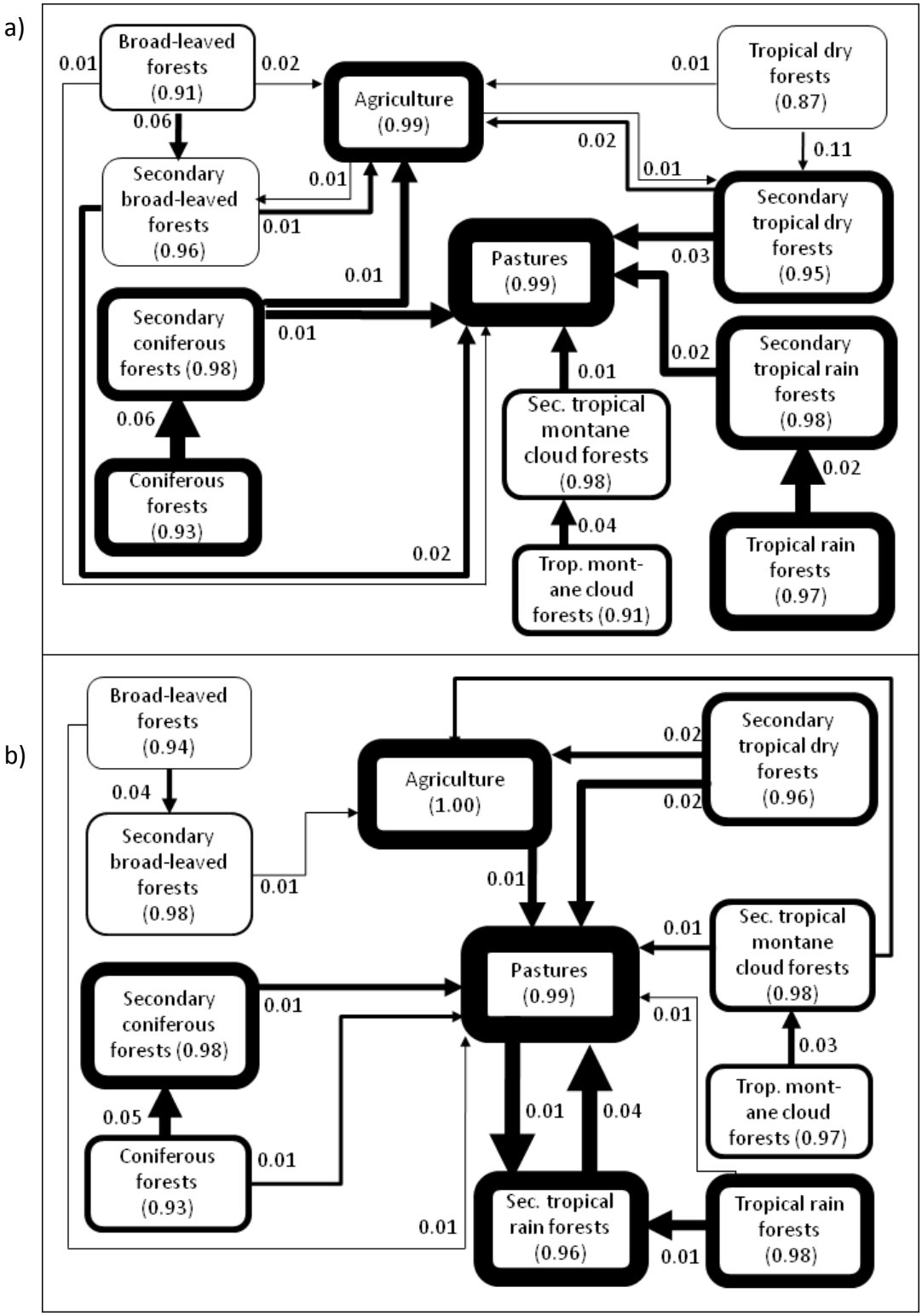


Figure 2. Aperçu des trajectoires des changements d'usage des terres entre les types de végétation et l'usage des terres pour 1993-2002 (a) et 2002-2007 (b) dans le bassin versant de Grijalva-Usumacinta, Mexique. Les chiffres indiquent le changement ou la persistance (à

l'intérieur des cases) probabilités, l'épaisseur des traits et des cases indiquent les superficies des classes ou des transitions de LUC (annexe 7).

a)

b)

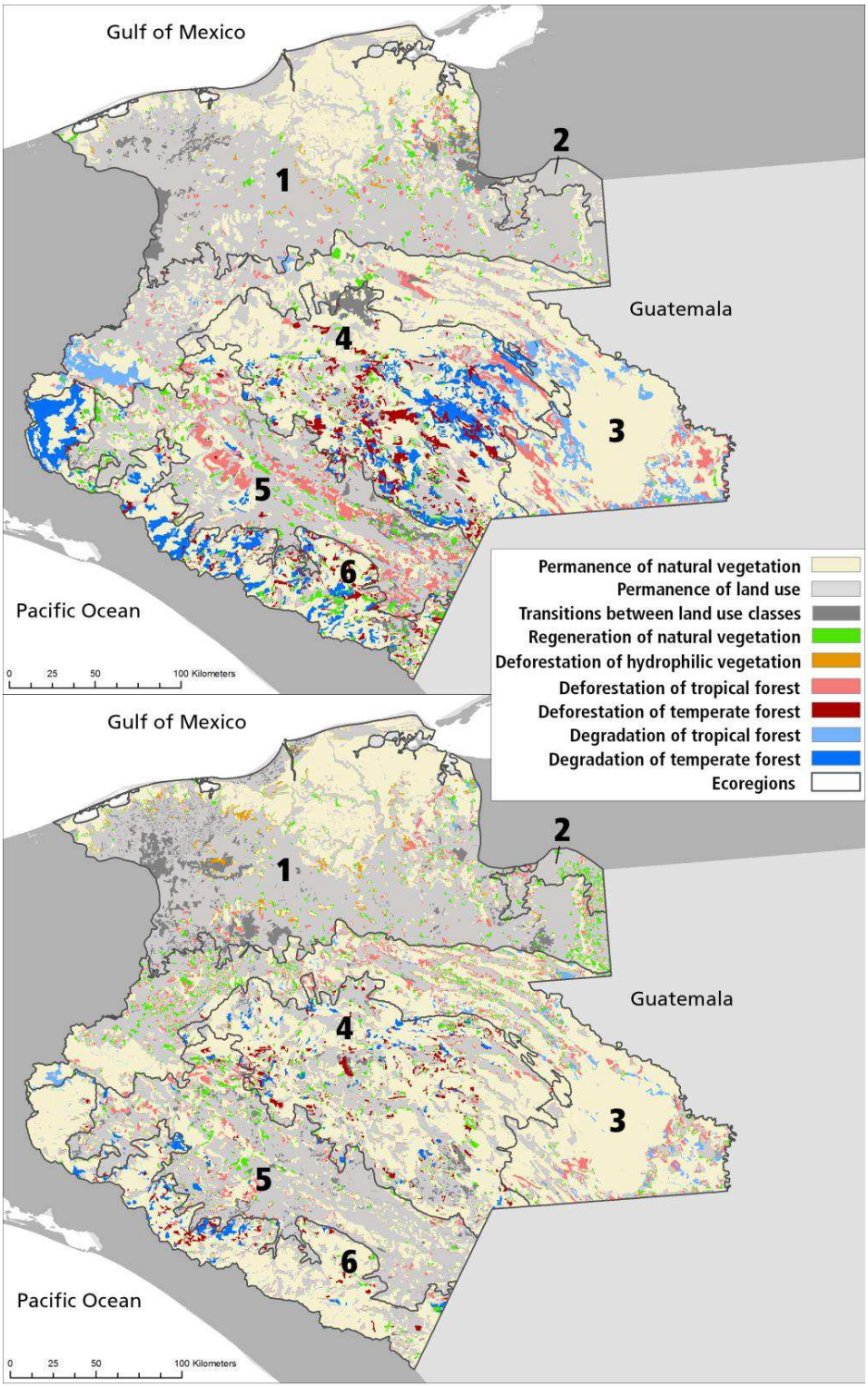


Figure 4. Répartition spatiale du principal usage des terres et du changement de couverture des terres dans le bassin versant de Grijalva-Usumacinta pour 1993-2002 (a) et 2002-2007 (b). 1) Golfe du Mexique plaine côtière avec les zones humides et la Grande Forêt tropicale 2) Collines avec des forêts tropicales moyennes ou grandes à feuilles semi persistantes 3) Collines avec des forêts tropicales moyennes ou grandes à feuilles persistantes, 4) Chiapas Highlands avec des conifères, des chênes et une forêt mixte, 5) La Dépression du Chiapas avec des petites et moyennes forêts tropicales à feuilles caduques, 6) La Sierra Madre Américaine Centrale avec des conifères, du chêne et des forêts mixtes.

6.4 CHAPITRE II

Scénarios et récits: une approche pour comprendre les facteurs immédiats et profonds du changement d'usages des sols dans le Sud du Mexique

En cours d'évaluation pour publication dans GEOFORUM

Résumé

Les scénarios de changement des types d'occupation et d'utilisation des sols sont un moyen pour mieux comprendre les facteurs explicatifs politiques, socio-économiques et naturels ainsi que pour explorer des options politiques futures. Nous avons réalisés des récits et des projections quantifiées pour trois scénarios régionaux, fondés sur les processus historiques de changement et les facteurs sous-jacents. Des interactions spécifiques, à l'échelle régionale, entre les systèmes sociaux et naturels ont été identifiées et une base de discussion avec les décideurs a été mise en place. Des mesures inconvenantes et une mise en œuvre inefficace en matière de conservation ont ainsi pu être identifiées comme les facteurs prédominants de la déforestation et de la dégradation forestière ayant pu amener à des pertes de 73% et 50% de forêts tempérées et tropicales, respectivement. Grâce à la construction de scénarios alternatifs, des politiques néfastes sont identifiés et des options stratégiques en matière de conservation des paysages et de gestion de la durabilité sont proposées. Ces scénarios alternatifs montrent que les mesures proposées pourraient conduire à une réduction de 13% des pertes en forêts et de 11% des pâturages.

Mots-clés*: Changement d'occupation et d'usage du sol, facteurs explicatif, stratégies d'aménagement, scénarios, récits*

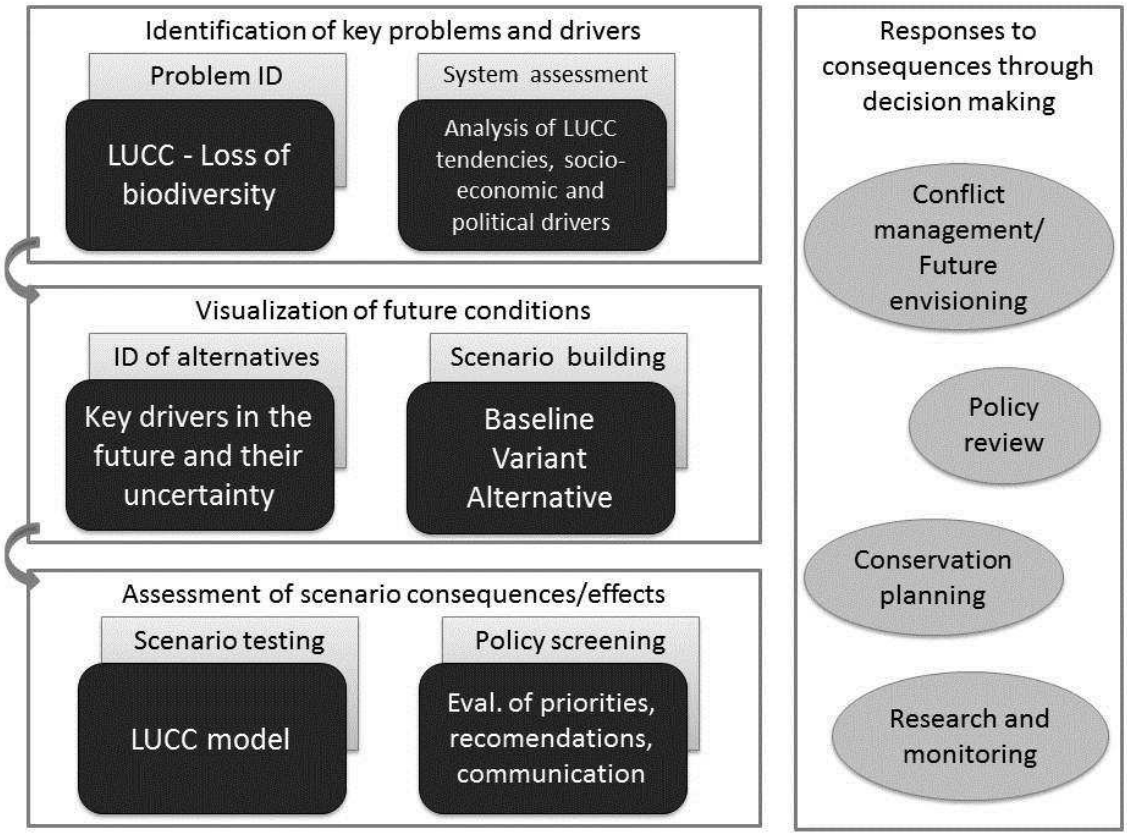


Figure 1. Cadre pour l'analyse de scénarios et les critères appliqués pour la présente étude (en noir, LUCC est l'usage de la terre et le changement de couverture, sur la base de Daconto 2007). L'élaboration de scénarios pour l'aide à la décision commence par l'identification des problèmes et les facteurs de LUCC qui devraient être abordés. Cela permet de mettre en place des alternatives à la problématique actuelle et de les visualiser par des scénarios. Enfin, l'évaluation quantitative des effets sur le LUCC et les recommandations peuvent être utilisées pour impulser la prise de décision.

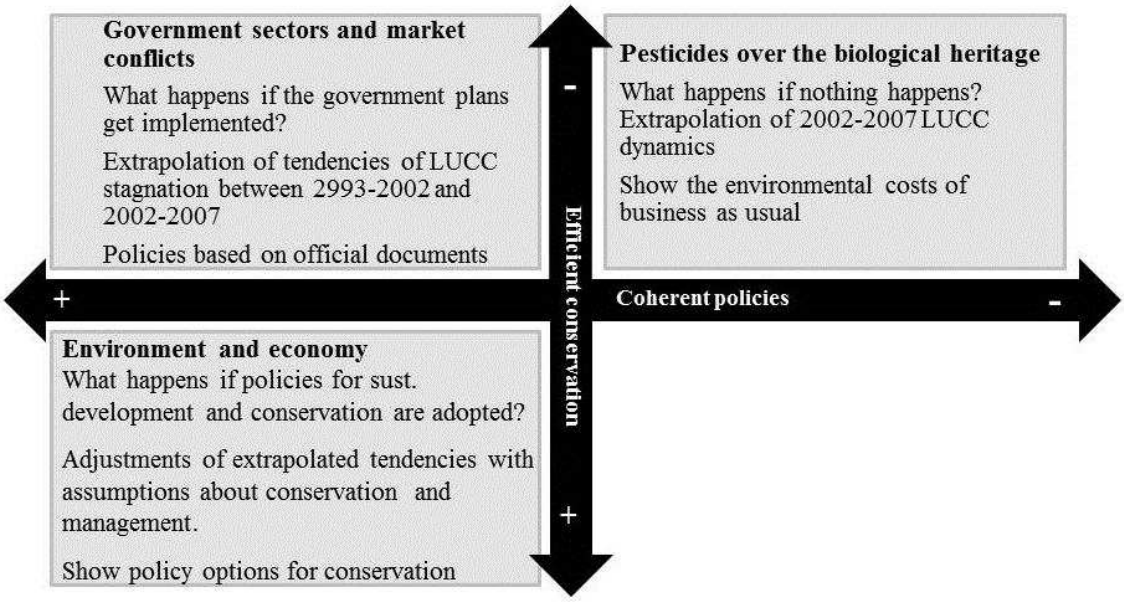


Figure 3. Structure des scénarios autour de deux dimensions les plus critiquables et pertinentes de facteurs sous-jacents : le cadre politique et institutionnel de la mise en oeuvre de la conservation et de la gestion de la biodiversité.

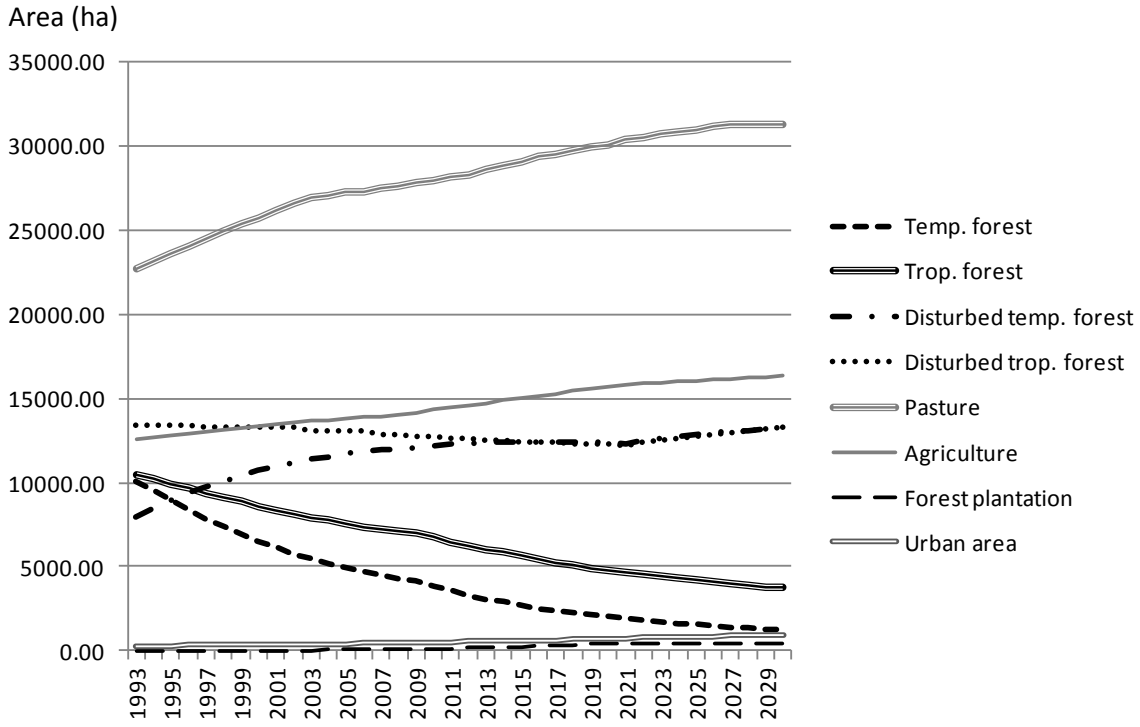


Figure 4. Tendances de l'usage des terres et de la couverture pour le scénario de référence (" les pesticides sur le patrimoine biologique »).

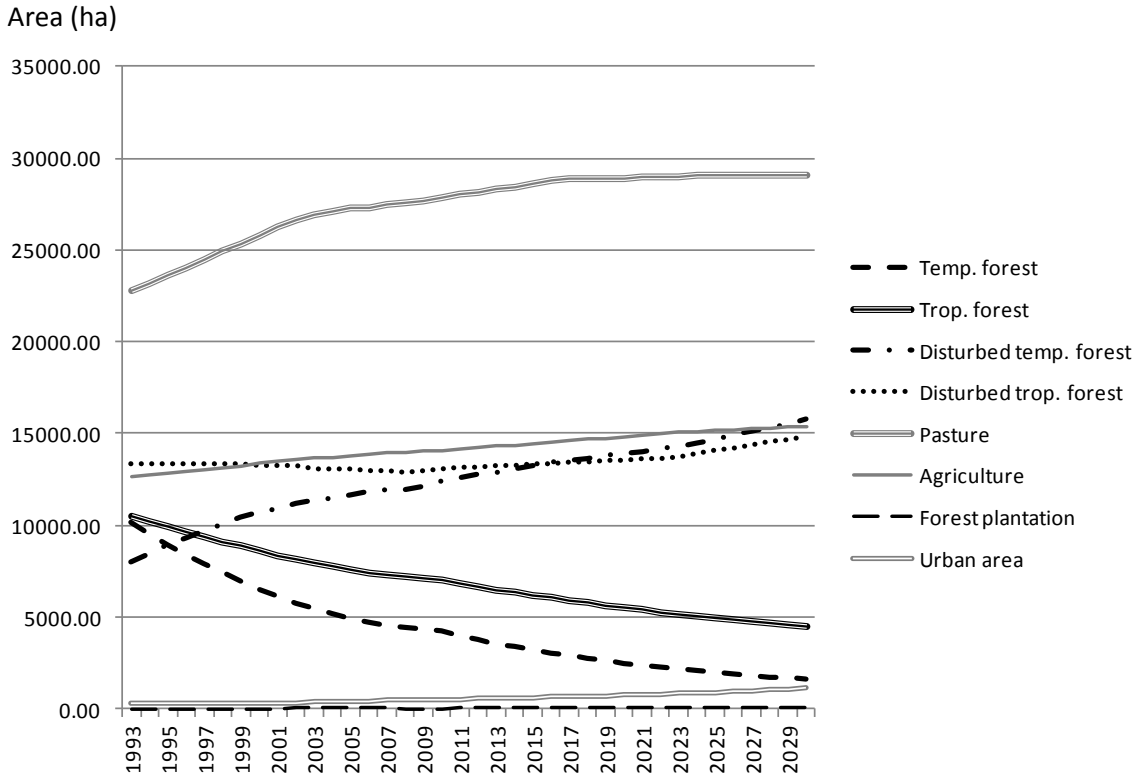


Figure 5. Tendances de l'usage des terres et couverture pour le scénario variant (« secteurs du Gouvernement et des conflits du marché")

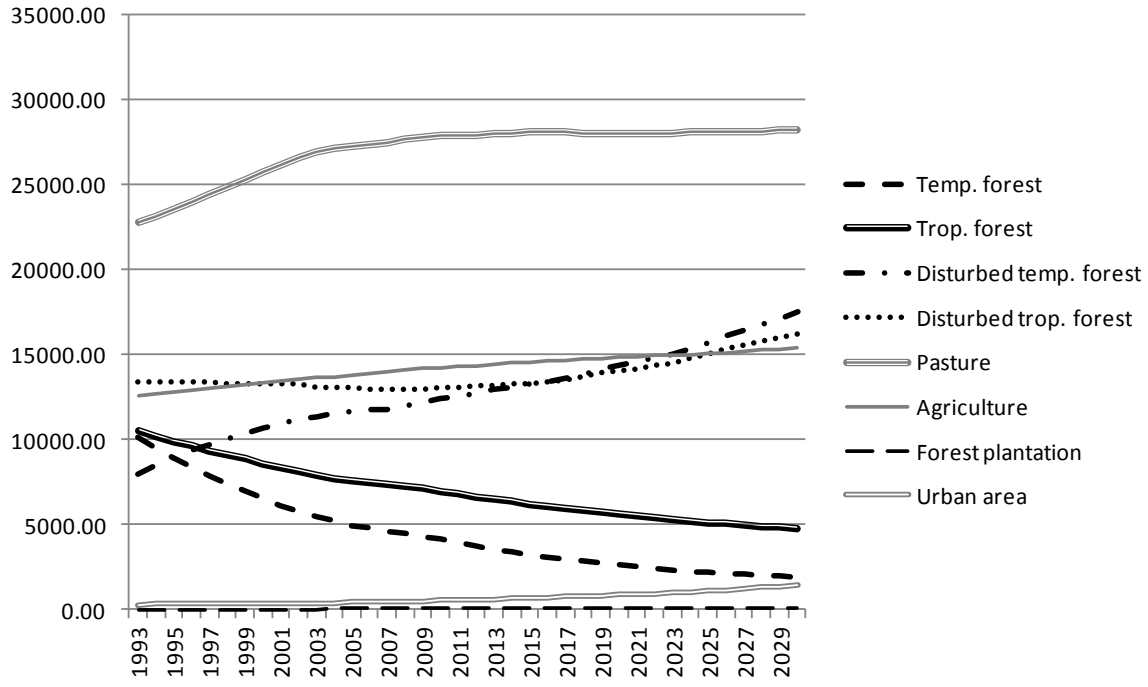


Figure 6. Tendances de l'usage du sol et de la couverture pour des scénarios alternatifs (« Environnement et économie »).

6.5 CHAPITRE III

Evaluer les facteurs explicatifs des changements d'occupation et d'usages des sols et les modèles de potentiels de transition dans un paysage complexe du Sud du Mexique

Accepté pour publication dans International Journal of GIS

Résumé

Comprendre et analyser les facteurs explicatifs des changements d'occupation et d'usages des sols est un prérequis pour réduire et gérer leurs conséquences. Le but de cette étude était d'analyser ceux opérant dans le Sud du Mexique, de voir comment ceux-ci sont utilisés par différentes approches méthodologiques et conceptuelles pour générer des cartes de potentiel de transition ainsi que de voir comment cela peut influer sur la fiabilité des modèles de simulation des changements d'occupation et d'usages des sols. Un certain nombre de facteurs représentés sous forme spatialisée ont été testés. A partir de leur relation avec les processus de changement d'occupation et d'usages des sols, ils ont été définis comme explicatifs pour les périodes 1993-2002 et 2002-07 grâce à une analyse hiérarchique et à des modèles de régression logistique. Les variables considérées incluent des variables environnementales et biophysiques, la distance à des infrastructures ou à des occupations du sol existantes, la fragmentation et des variables socio-démographiques. Les facteurs les plus contributifs témoignent d'une certaine pérennité dans le temps : la déforestation s'explique principalement par la distance à certains types d'occupation du sol ; la dégradation et la régénération par la distance aux forêts perturbées existantes. Néanmoins, the nombre de facteurs explicatifs significatifs baisse légèrement pour la deuxième période. Les facteurs identifiés ont ensuite été utilisés pour produire des cartes de potentiel de transition calibrés à partir des données de 1993-2002 à l'aide de deux méthodes : (1) celle du poids des évidences pour représenter les probabilités de transition des processus de changement dominants, c'est-à-dire, la déforestation, la dégradation et la régénération des forêts tempérées et tropicales ; et (2) les modèles de régression logistique qui produisent des cartes d'aptitude au changement vis-à-vis de certaines classes d'occupation du sol. Globalement, la validation des cartes de potentiel de transition à partir des données de 2002-07 témoigne d'une faible précision avec de grandes différences selon les méthodes et les processus considérés. En différenciant les surfaces de changement, les cartes de potentiel de transition tendent à démontrer que la méthode utilisant le poids des évidences est la meilleure des deux pour prédire les changements. Les statistiques ROC montrent que les méthodes basées sur la régression logistique prédisent mieux quant à elles les zones qui ne connaissent pas de changement, bien que la différence soit minime. La faible

performance des cartes produites par ces dernières peut être due à la représentation trop générale de l'aptitude au changement pour certaines classes d'occupation et d'usage du sol, notamment lorsque l'objectif concerne la modélisation de changements complexes et/ou que certaines classes d'occupation du sol contribuent à plusieurs transitions. L'approche utilisant plusieurs modèles permet de mieux comprendre (1) les relations entre les facteurs et les changements ainsi que (2) de mieux évaluer la calibration des modèles à partir de facteurs explicatifs spatiaux. Au final, la compréhension approfondie des modèles, notamment de leur capacité à produire des prédictions fiables est fondamentale pour évaluer plus objectivement les politiques d'aménagement et les recommandations en matière de gestion dédiées à réduire la déforestation.

Mots-clés: *Facteurs de changement d'occupation et d'usage du sol, régression logistique, classification hiérarchique, modèles de potentiel de transition, Mexique du Sud.*

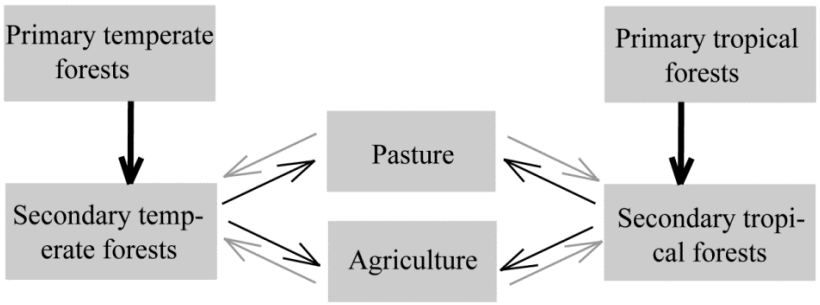


Figure 2. Modèle conceptuel de la principale utilisation des terres et des processus de changement de couverture qui comprenaient la dégradation des forêts (flèches en gras), la déforestation (flèches noires) et la régénération naturelle (flèches grises).

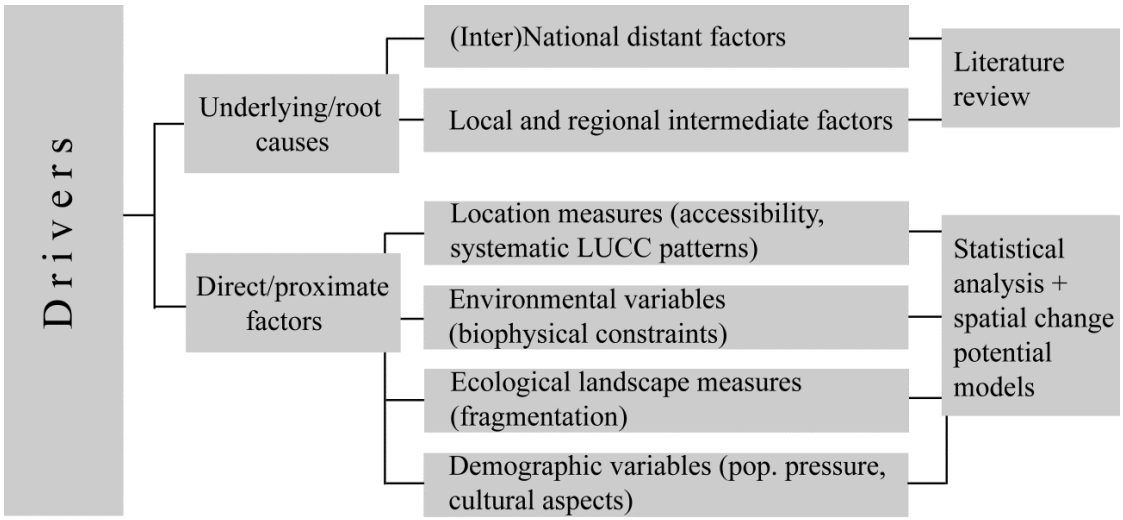


Figure 3. Modèle conceptuel des facteurs sous-jacents et des groupes de facteurs directs analysés pour la présente étude et les facteurs qu'ils représentent.

Environmental and biophysical variables		**Source**
Topography	Altitud	ASTER GDEM 2009
	Slope	ASTER GDEM 2009
Climate	19 bioclimatic variables	http://www.worldclim.org/
Geomorphology	Fluvial system	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Coastal system	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Lacustrine and eolic flats	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Fold mountains	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Karst system	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Plains	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Volcanic relief	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Mountain ranges	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
	Foot mountains	INE, SEMARNAT, IG-UNAM 2003
Edaphology	Soil texture (coarse)	INIFAP, CONABIO 1995
	Soil texture (medium)	INIFAP, CONABIO 1995
	Soil texture (fine)	INIFAP, CONABIO 1995
Hydrology	Waterbodies*	CONABIO 2009
	Rivers*	CONABIO 2008
	Seasonal rivers*	CONABIO 2008
Land use and cover	Temperate forest*	INEGI 2002, 2005, in prep.
	Disturbed temperate forest*	INEGI 2002, 2005, in prep.
	Tropical forest*	INEGI 2002, 2005, in prep.
	Disturbed tropical forest*	INEGI 2002, 2005, in prep.
	Forest plantations*	INEGI 2002, 2005, in prep.
	Pasture*	INEGI 2002, 2005, in prep.
	Agriculture*	INEGI 2002, 2005, in prep.
Fragmentation	Inner forest*, perforation*, patches*	INEGI 2002, 2005, in prep.
Demographic and social variables		
Demography	Population density (1995, 2000, 2005)$^{+}$	INEGI 1995, 2001b, 2005
	Population growth (1995/2000, 2000/2005)$^{+}$	INEGI 1995, 2001b, 2005
Migration	Ratio Masc/Fem (1995, 2000, 2005)$^{+}$	INEGI 1995, 2001b, 2005
Ethnicity	Population density of indigenous language speakers (1995, 2000, 2005)$^{+}$	INEGI 1995, 2002, 2005
Land tenure	Community owned agricultural land (ejido)	National registry of land tenure
Socio-economic status	Margination (very high, 1995, 2000, 2005)*	CONAPO 1995, 2000, 2005
	Margination (very low, 1995, 2000, 2005)*	CONAPO 1995, 2000, 2005
Infrastructure	Paved roads*, unpaved roads*, roads*	IMT 2001

Tableau 1. Les variables incluses dans cette analyse pour identifier les facteurs liés à LUCC * indique la distance euclidienne.

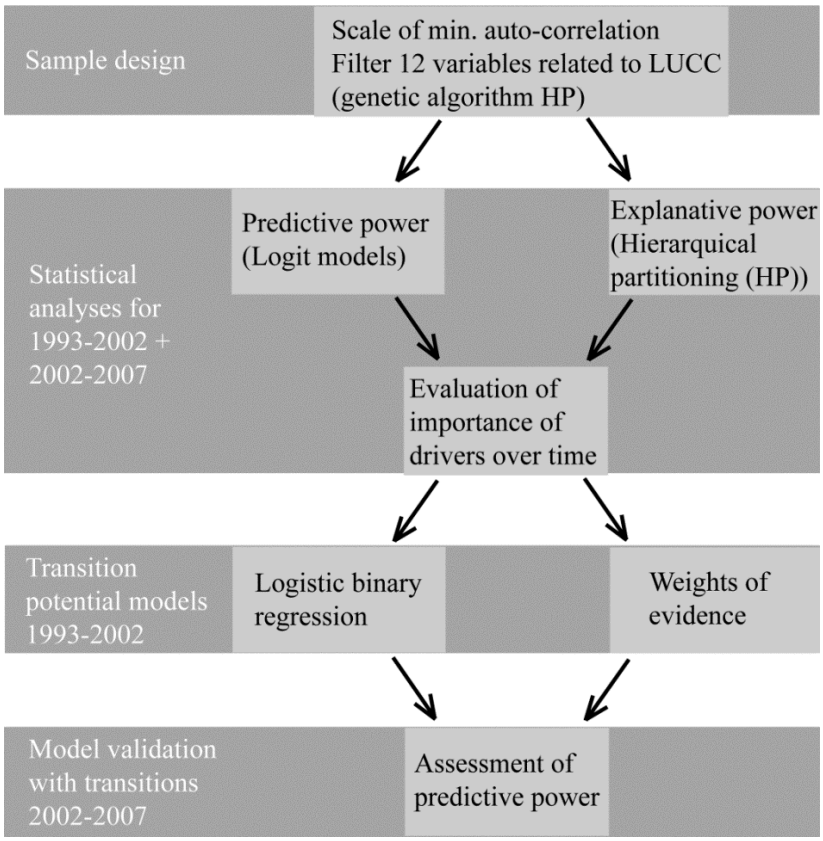


Figure 4. Schéma d'analyse.

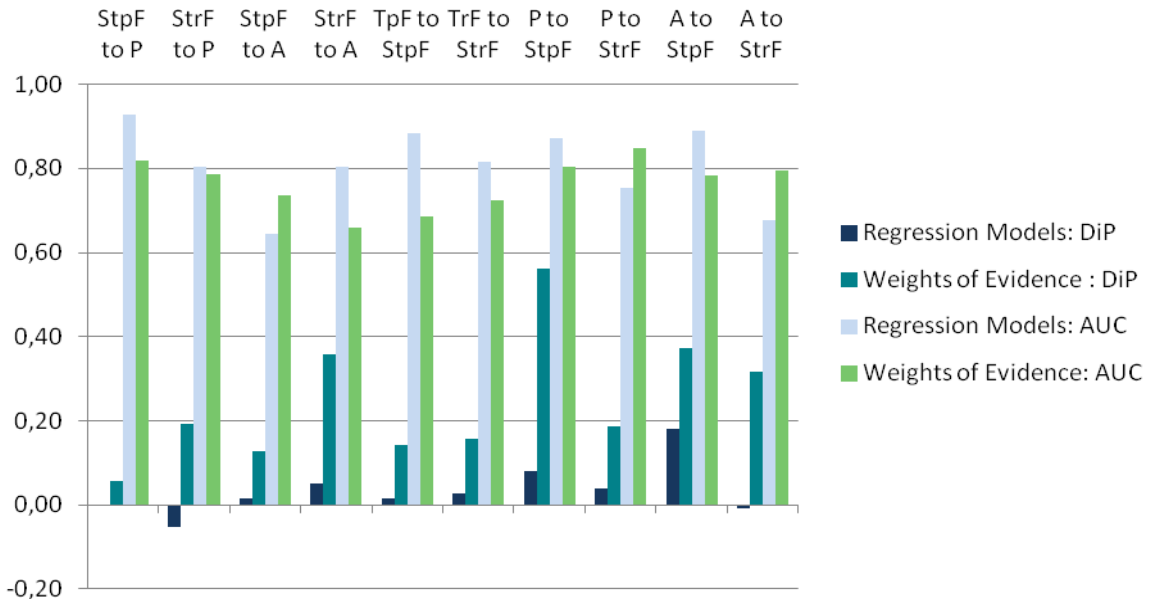


Figure 8. Evaluation des cartes de transition de potentiel à l'aide de la différence de potentiel (DIP) de cartes de transition de potentiel utilisant la superficie sous la courbe (AUC)

a)

	Deforest temp		Deforest trop		Degrada temp		Degrada trop		Regenera temp		Regenera trop	
	RM	HP	RM	HP	RM	HP	RM	HP	RM	HP	RM	HP
Altitude		+		+				+		+		
Slope		+		+				+				
Precipitation of coldest quarter	+	+		+	++			+		+	+	
Soil texture (coarse)		+			+		+	+				
Inner forest*		+			+			+				
Rivers*		+		+				+				
Temperate forest*	+	+		+		+		+		+		
Disturbed temp. forest*				+	+++	++	++	+	+++	++	+	
Pastures*	+++	+++		+++				+		+	++	+
Disturbed trop. forest*	+	+		+			+++	++	+		+++	++
Pop. density indigenous people~		+	+	+				+	+		+	
Very high marginalization (1995)		+		+				+				

b)

	Deforest temp		Deforest trop		Degrada temp		Degrada trop		Regenera temp		Regenera trop	
	RM	HP	RM	HP	RM	HP	RM	HP	RM	HP	RM	HP
Altitude										+		+
Precipitation Seasonality	+			+								+
Perforated forest*	+											+
Inner forest*				+								+
Water bodies*										+		+
Paved roads*												+
Unpaved roads*												+
Agriculture*	+	+	+++	+								+
Disturbed temp. forest*	+			+	++ +	++			+++	++		+
Pastures*	+++	++	+++	++ +							+	+
Disturbed trop. forest *		+	+				+++	++			+++	+++
Very high marginalization (2000)						+		+				+

Tableau 3. L'importance relative des 12 principaux facteurs de LUCC pour la période 1999-2002 (a) et 2002-2007 (b) dans les modèles de régression (RM) et le morcellement hiérarchique (HP). Les transitions sont synthétisées dans les principaux processus pour une meilleure vue d'ensemble. + facteurs importants, ++ facteurs très importants, +++ facteurs dominants, * distance euclidienne.

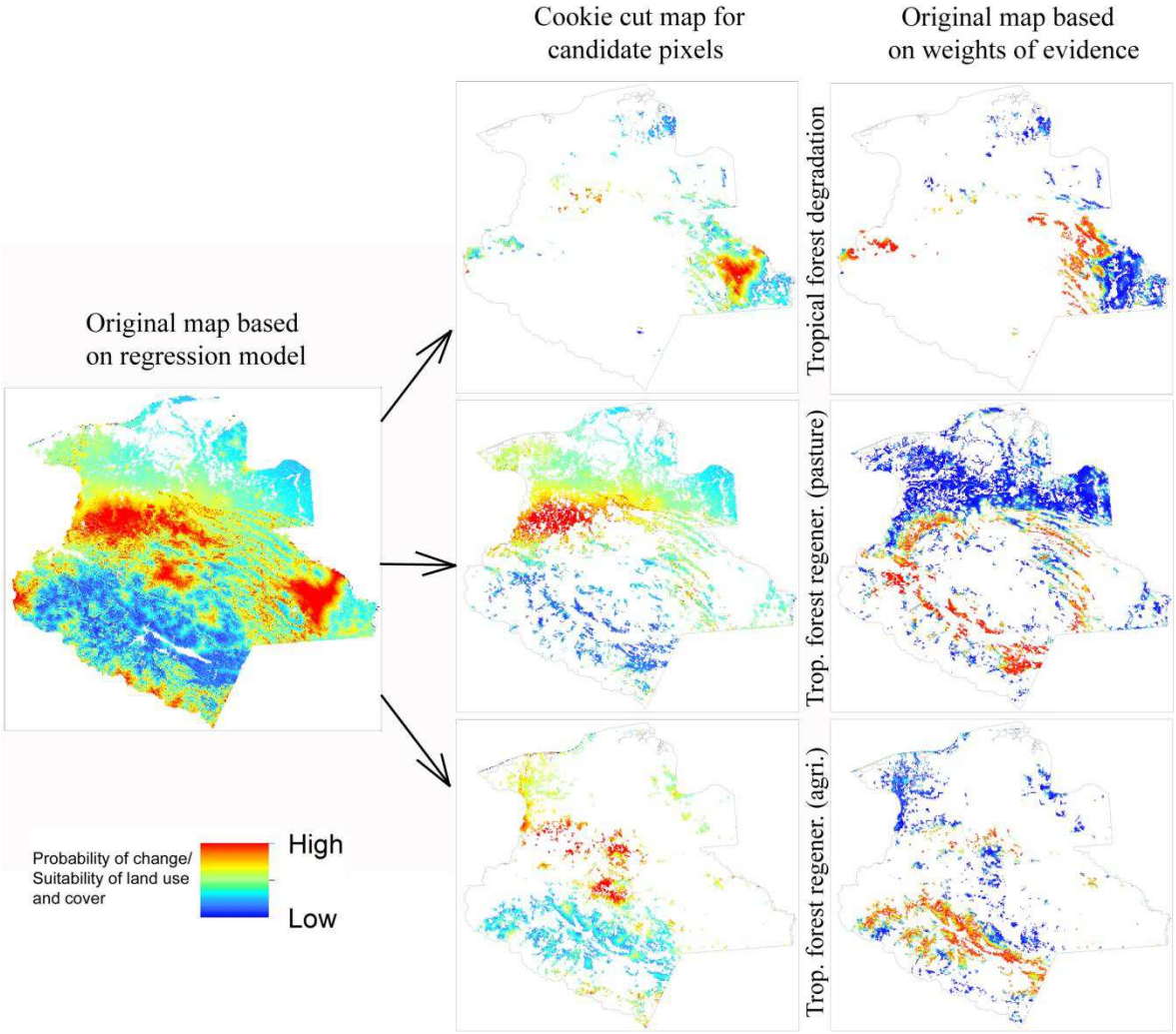


Figure 9. Les cartes de changement potentiel générées par les 12 plus importants facteurs pour l'usage des terres et le changement de couverture 1993-2002. En utilisant les modèles de régression, une seule carte décrivant la pertinence de la forêt tropicale secondaire est générée et qui peut être réduite pour les pixels susceptibles d'être choisis pour participer à une certaine transition tandis que le poids d'une approche évidente fournit des cartes spécifiques pour chaque transition.

6.6 INTEGRATION DES RESULTATS

Les priorités de conservation avec des paramètres dynamiques de changement d'occupation et d'usage du sol et du changement climatique

Résumé

Le manque de critères explicites et applicables à une réalité complexe a été co-responsable de la faible mise en œuvre de la planification systématique de la conservation (PSC). Pour résoudre cette crise de la mise en œuvre, il est nécessaire de diversifier les objectifs de la planification de conservation à l'aide de critères écologiques et d'impacts et de menaces qui permettent d'intégrer le maintien de la biodiversité dans la réalité socio-écologique complexe au Mexique. Etant donnée la rapidité de perte de la biodiversité dans la zone d'étude, une analyse prospective qui prend en compte la persistance de la biodiversité de façon dynamique est proposée comme une nouvelle manière afin de pourvoir des critères prioritaires proactifs des sites prioritaires. On a appliqué des paramètres dynamiques de changement d'occupation et d'usage du sol (COUS) et de changement climatique (CC) pour créer une hiérarchie des sites prioritaires identifiés pour le bassin Grijalva-Usumacinta qui comprend des sites de plus haute probabilité de transformation (foyers rouges) jusqu'aux sites à forte probabilité de permanence (refuges). L'analyse a englobé deux blocs de scénarios constitués de deux scénarios alternatifs de COUS et de deux scénarios extrêmes de CC. Dans le cadre d'une analyse multicritère on a intégré des critères d'exposition au COUS (tous les sites prioritaires ont été considérés comme fortement sensibles) et au CC (les zones qui pouvaient être le plus sévèrement touchées ont été instituées comme celles qui pourraient subir les changements les plus sévères dans la composition d'espèces de vertébrées). Le degré maximum d'exposition au COUS a été établi comme des zones à forte probabilité de déforestation ou de dégradation forestière, modélisé avec un modèle spatial de COUS. Le degré maximum d'exposition au CC a été déterminé comme des zones qui pourraient subir des changements de plus grande magnitude de température et de précipitation. Au total, quatre niveaux de priorité ont été établis. De même, comme le type d'outil de conservation est important pour la mise en place d'une proposition de conservation pour qu'il soit le mieux adapté à une proposition de conservation pour sa mise en œuvre, on a également établi une catégorie de restauration et une autre de gestion durable dans les sites prioritaires. Les résultats montrent les mêmes schémas spatiaux pour les deux blocs de scénarios. La plus grande concentration de sites extrêmement prioritaires pour la conservation se trouve dans la région SSE de Montes Azules. D'autres sites fortement prioritaires se trouvent

dans les zones E et O des vallons et dans la zone côtière. Aussi les zones des forêts tempérées et des forêts de nuages montrent des zones d'extrême importance, comme l'Est des AP La Sepultura et la Sepultura, ainsi que différentes parties des Altos Chiapas. Cependant dans le scénario de conservation la zone des sites dans chaque catégorie de priorité est en général plus petite, avec le cas le plus notoire pour la catégorie de priorités pour la conservation avec une différence de 2 400 km². Au total, 3560 km² auraient besoin de moins d'attention prioritaire pour éviter la perte de biodiversité dans les sites prioritaires du bassin Grijalva-Usumacinta.

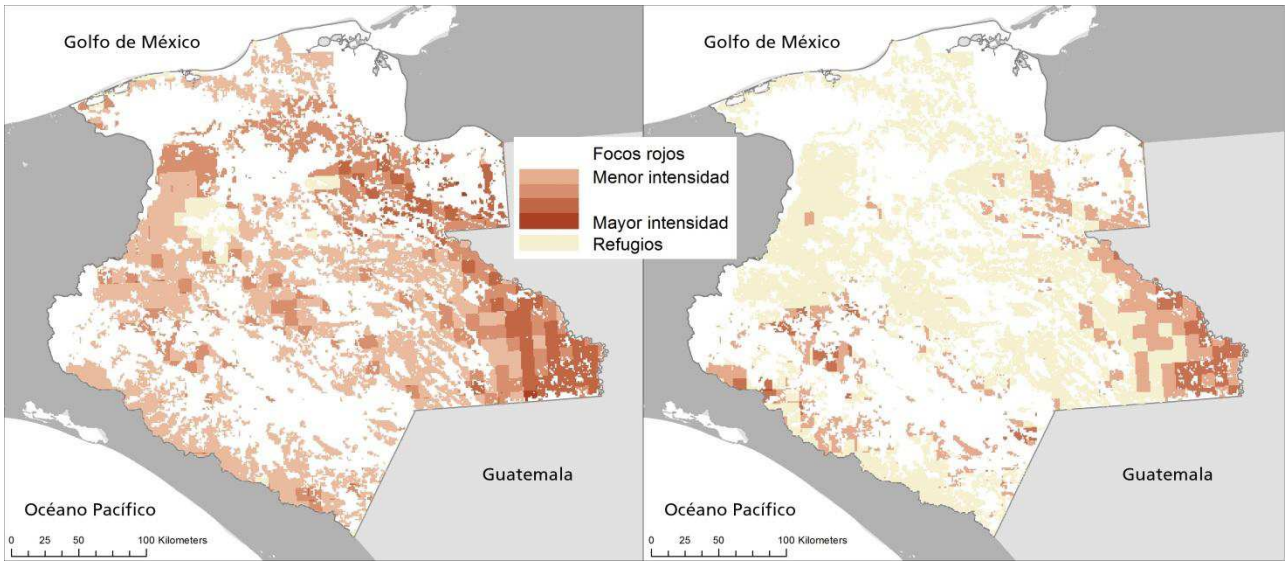


Figure 14. Les sites prioritaires régionaux pour la conservation (SPCreg) avec des foyers rouges et des refuges définis par l'intensité de CC pour l'analyse avec des critères dynamiques.

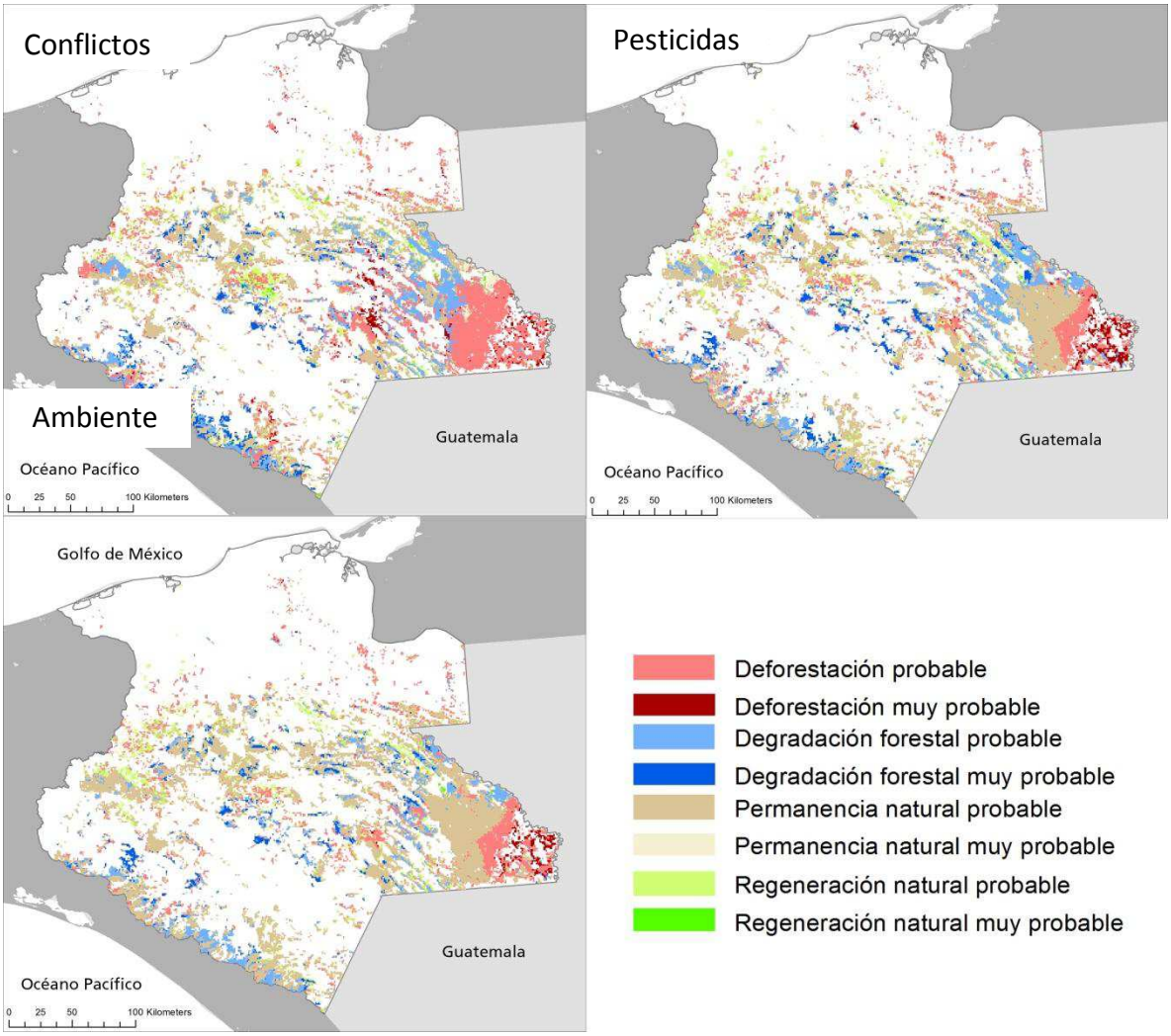


Figure 15. Les sites prioritaires régionaux pour la conservation avec des zones probables et très probables de COUS.

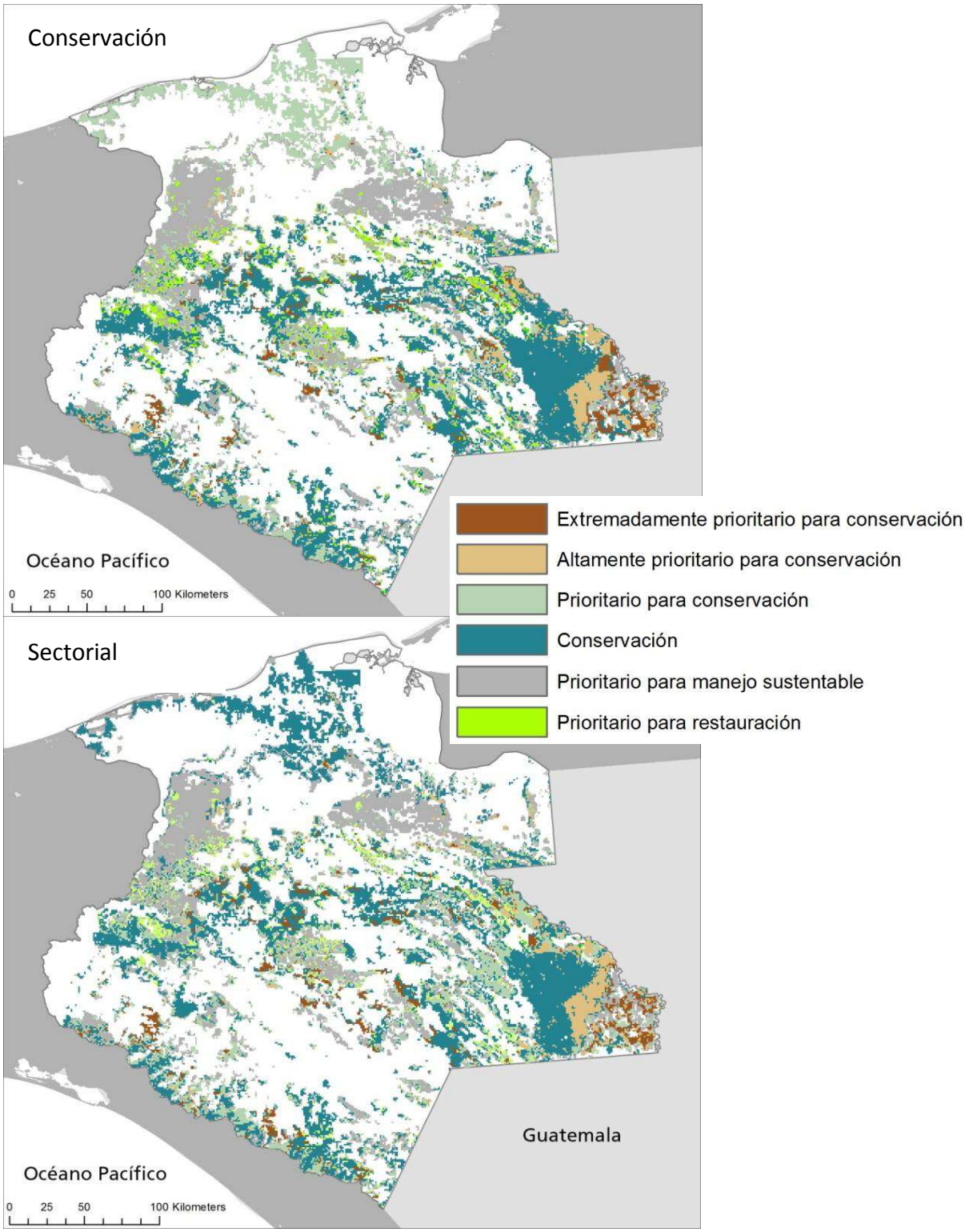


Figure 16. Cartes des sites prioritaires régionaux pour la conservation qui montre la priorité comme résultat de l'analyse multicritère pour a) le bloc de scénarios de conservation et b) le bloc de scénarios probables jusqu'en 2030.

6.7 Discussion générale

6.7.1 Analyse prospective pour affronter la crise de la mise en œuvre de la planification de conservation

Bien que dans le processus d'établir SPC au Mexique au niveau national l'impact humain a été intégré, l'objectif principal a été d'évaluer la représentativité d'éléments de biodiversité dans des zones de conservation et ainsi de délimiter des zones qui sont vides et des omissions avec la nécessité d'actions de conservation (CONABIO et al. 2011). Cependant, il est évident qu'une conception stratégique de conservation doit prendre en compte des critères qui reconnaissent la nature dynamique des impacts et des menaces qui mettent en péril la persistance de la biodiversité. L'analyse prospective utilisée dans cette recherche permet d'intégrer une approche conceptuelle différente, ce qui autorise d'explorer les évolutions possibles des impacts et des menaces et montrent les effets de certaines décisions politiques et des situations socio-économiques, telle que l'analyse de trois scénarios de COUS et changement climatique.

6.7.2 Exposition au changement de l'occupation et d'usage des terres

La modélisation de COUS est une approche pour mener des recherches et de comprendre l'histoire régionale de COUS, intégrant la situation géographique et les facteurs explicatifs, puisque le COUS enregistre les facteurs de pression directs et ses causes sous-jacentes spatialement et temporellement explicites, soit plusieurs menaces pour la biodiversité (Lambin et al. 2001, Verburg 2002. Lambin et al. 2003, Sohl et al. 2010). Les modèles prospectifs de COUS sont un outil heuristique pour l'évaluation des implications d'une variété de scénarios avec un cadre socio-économique, politique et environnemental, qui permettent de résumer l'information complexe de pressions et conditions qui régissent la déforestation et la dégradation forestière. Les simulations utilisées pour intégrer les deux blocs de scénarios évaluées dans l'analyse multicritère ne sont pas seulement une extrapolation des principaux processus de COUS rencontrés dans la zone d'étude dans les deux dernières décennies, mais ils démontrent comment ces tendances de COUS peuvent être modifiées avec des politiques favorisant la durabilité. Le scénario conflits à l'intérieur du bloc sectoriel, montre peut-être mieux le COUS futur le plus probable, puisqu'il extrapole la tendance d'une diminution de la

dynamique de COUS comme cela a été observé dans les dernières années, en associant des mesures stipulées dans des programmes de plusieurs institutions gouvernementales, alors que le scénario de conservation intègre des prises de décisions additionnelles qui sont possibles grâce à une meilleure intégration des différents secteurs.

Les simulations générées ont été utilisées pour générer une des composantes de l'évaluation du risque de non permanence, l'exposition avec la base de probabilité de changement d'un écosystème naturel à un système agricole. Les modèles de COUS proposent plusieurs niveaux d'information remarquables : l'information quantitative de changement, l'information spatiale de la probabilité de changement et les cartes de changement simulées qui intègrent tous les niveaux d'information, y compris la concurrence entre les processus de COUS. Les simulations ne doivent pas être vues comme des prédictions mais plutôt comme une manière de montrer les probabilités de plusieurs transitions ensemble et dynamiques et qui prennent en compte les effets de changements potentiels dans les probabilités de changement dans le second passage de simulation. De cette manière, elles offrent une intégration beaucoup plus importante que les cartes de probabilités. Malgré les différences dans les scénarios simulés quant au changement et aux tendances temporelles, l'intégration des méthodes de modélisation a permis de montrer les schémas généraux de SPCreg menacés par le COUS. La plus grande concentration de sites menacés par la déforestation se trouve dans le SE de la zone d'étude. Un autre foyer rouge de déforestation sont des échantillons restants dans la plaine côtière, ainsi que certaines parties de la Sierra Madre du Chiapas et de la zone de transition des forêts de nuages jusqu'aux forêts tempérées des Altos du Chiapas. La dégradation forestière se concentre au N de Montes Azules, touchant de grandes extensions de Las Cañadas, ainsi que dans la Sierra Madre de Chiapas, en plus des nombreux échantillons dans les Altos de Chiapas. De cette manière, la reproduction et la simulation de la dynamique d'un système environnemental qui ont permis de reconnaître les schémas spatiaux de changement peuvent être appliquées pour la prise de décision afin d'éviter les éventuelles conséquences environnementales et socio-économiques négatives causées par l'éventuelle déforestation et dégradation forestière de grande extension de la végétation naturelle rémanente à travers des politiques de conservation et de mise en valeur durable.

La fiabilité et la validation sont des points centraux dans les simulations. Cependant, il est impossible de valider une carte prospective. Il existe plusieurs formes d'évaluer la cohérence du modèle de simulation basée sur la calibration, par exemple avec une simulation d'une période historique pour laquelle on dispose d'une carte de référence. Dans ce travail, on a opté pour une comparaison des probabilités de changement dérivées de la relation empirique des processus de changement et des variables spatiales contre une carte des changements connus. Une autre option serait de faire tourner le modèle de nombreuses fois et de mener une analyse de sensibilité du modèle à certaines variations de paramètres, ou comme dans ce cas en utilisant différentes méthodologies et en comparant la cohérence des résultats. Dans la climatologie, on applique cette approche depuis un certain temps et on fait de même pour la modélisation de la répartition des espèces. La tendance d'assembler différents modèles prend de l'ampleur sous l'hypothèse que chaque modèle offre un regard différent et l'ensemble des résultats est plus fiable que les résultats individuels. En général, une grande zone de changements en rapport avec la zone d'étude, comme c'est le cas, génère des modèles plus importants (Pontius et al. 2008). Enfin, l'analyse de scénarios en soi est une forme d'intégrer l'incertitude d'un modèle, puisque les scénarios permettent d'explorer un éventail de possibilités de situations et ses conséquences (Bohensky et al. 2006).

6.7.3 Exposition au changement climatique

La répartition d'espèces et des écosystèmes est déterminée dans les grandes lignes par des variables climatiques et leur altération signifie une modification de leur répartition et leur abondance (Parmesan 2006). Ces changements dans la répartition et l'abondance d'espèces pourraient signifier que des zones maintenant importantes pour la conservation perdent de l'importance et d'autres zones, qui maintenant ne sont pas prioritaires, peuvent prendre de l'importance pour la conservation (Araújo 2009b, Araújo et al. 2004, Hannah et al. 2007). Cependant, il est extrêmement difficile d'établir quelles seront les zones les plus touchées et comment ces affectations sont mises en relation avec les priorités de conservation. Dans cette recherche, les analyses d'exposition au CC ont servi à identifier des zones où les processus évolutifs dépendant d'un régime bioclimatique sont probablement stables ou pas. Les zones de très grande importance de changement se concentrent dans les deux scénarios dans le SE du

bassin, un schéma conforme aux anomalies de température et de précipitation modélisé pour la Méso-Amérique (Anderson et al. 2008). L'identification des zones avec un probable changement de composition d'espèces basé sur une analyse de cartes de richesses des espèces de vertébrés, basés sur des modèles de niches d'espèces prioritaires pour la conservation identifiées dans l'analyse des lacunes et des omissions de conservation pour tout le Mexique, montre des différences importantes parmi les deux scénarios pour la région d'étude. Alors que dans le scénario A1 presque tout le bassin est touché par des changements importants, dans le scénario B2, les zones les plus touchées se concentrent dans la partie SW, en englobant la Depresión Central et la Sierra Madre de Chiapas. L'intégration des aspects de CC traduit ces schémas pour chaque scénario. Les zones qui bénéficient de conditions climatiques et d'une composition d'espèces probablement plus stables ont été interprétées comme des refuges pour la biodiversité qui doivent être prioritaires pour la conservation à long terme.

Les approximations à l'exposition potentielle au CC dans la zone d'étude peuvent uniquement donner une vision très générale des schémas de changements, mais aussi parce que les variables bioclimatiques ne considèrent pas la variabilité interannuelle d'évènements extrêmes causés par des systèmes climatologiques intra-continentaux comme des ouragans ou télé-affectations de *El Niño* qui seront également touchés par le CC global. Les effets des évènements extrêmes peuvent être encore plus importants que les effets causés par les changements de température et les précipitations annuelles ou saisonnières, comme par exemple dans les zones semi-arides de la Depresión Central, comme cela a été rapporté dans d'autres régions, où la disponibilité de l'eau détermine le fonctionnement des écosystèmes (Cansiani et Díaz 2000). D'autres effets qui n'ont pas été pris en compte dans cette étude sont la transgression de la mer dans la plaine côtière et l'impact du CC sur des terres agricoles et des changements dans le rendement agricole qui auront des rétroactions importantes avec le COUS et même le climat. Par exemple, auparavant des zones qui étaient inaptes à l'agriculture pourraient devenir des zones productives et dans l'ensemble la perte de terres qui ne sont plus productives pourrait causer une nouvelle vague de changements d'occupation et d'usage des terres.

6.7.4 Proposition pour la définition de priorités de conservation avec des critères dynamiques

Peu à peu, on reconnaît que l'application de critères pour ne pas rendre prioritaires les zones destinées à disparaître dans certaines parties de l'Amérique latine signifie de réduire les options de conservation encore plus, au-delà de comprimer l'extension des écosystèmes naturels sous un seuil critique pour leur persistance ou pour la provision de services écosystémiques (Wilson et al. 2005). Pour cette raison on propose dans cette étude un type de sélection et de priorités (processus appelé « triage » dans la littérature anglaise) qui applique le protocole terminal qui consiste à établir le SPC qui satisfasse les objectifs de conservation établis pour ensuite ajouter des critères de menaces à la persistance de la biodiversité dynamique pour choisir les priorités (Moffet et Sarkar 2006). En ce sens, les SPCreg se caractérisent tous par leur grande importance pour la biodiversité, soit par la richesse, la complémentarité, les endémismes et d'autres objectifs de conservation établis. Leur priorité est basée sur des indicateurs de la perte de l'habitat et le fonctionnement écologique au niveau du paysage. De cette manière, il est possible de prendre en compte la probabilité de persistance et l'état de conservation pour ajuster le niveau de priorité et le type d'outil de conservation. Les SPCreg transformés par des impacts historiques devraient être mis sous un cadre de gestion durable, de reconversion productive et de restauration des zones à basse rentabilité agricole. Les SPCreg à forte probabilité de persistance devraient être pris en compte pour la conservation, cependant, l'intervention n'est pas prioritaire, puisque leurs caractéristiques leur offrent un niveau de protection « naturelle ». Par contre, les SPCreg à forte probabilité de changement devraient être prioritaires pour des actions de conservation afin d'éviter que se perde l'habitat naturel par COUS principalement.

La différence dans les zones retenues dans les catégories à plus forte priorité traduisent directement un plus grand ou un plus petit investissement nécessaire pour maintenir la biodiversité du bassin versant Grijalva-Usumacinta en prenant en compte la probabilité et l'importance du COUS et du CC. Les modèles de COUS montrent que même en appliquant tous les outils de conservation disponibles dans un cadre de temps réaliste, soit dans le scénario ambiant, on pourrait dégrader 2767 km² (+320 km² pour le scénario des pesticides) de bois et

23556 km² (+955 km² dans le cas du scénario pesticide) de forêts (+1123km²) qui font partie des SPCreg. Bien que ces chiffres puissent paraître décourageants, la différence avec le scénario extrapolé, montre qu'il est très important de parvenir à une mise en œuvre rapide pour contrôler la perte de biodiversité. En tenant compte de l'exceptionnelle biodiversité dans la zone d'étude, les espèces et les écosystèmes en jeu sont très nombreux et leur perte aura des répercussions pour une grande partie de la population de la région qui dépend directement du capital naturel pour leur survie. L'importance de la conservation est encore plus claire si on considère que la perte de biodiversité aura des effets à long terme, pas seulement directement sur le capital naturel composé de flore et faune d'origine, mais aussi dans le stockage et la capture de carbone, d'eau et d'autres services écosystémiques.

En plus de fournir des critères pour renforcer l'aspect de persistance, les SPCreg représentent une approximation plus détaillée que les SPC au niveau national. La PSC à différentes échelles représente un système de SPC imbriqué et complémentaire et répond à des questions différentes et peut être appliqué de manière différente (Driver 2003). Les SPC à échelle nationale avec sa large échelle spatio-temporelle sont un cadre de référence qui montre les zones irremplaçables et les zones à forte priorité principalement pour la conservation. En revanche, les SPCreg ont une résolution spatiale plus fine, en intégrant la dynamique des impacts et des menaces qui peuvent améliorer l'analyse des coûts d'opportunité et de la stratégie de mise en œuvre (Du Toit 2010). Les SPCreg sont importants pour maintenir les communautés et les populations régionales qui peuvent différer en génotype et en phénotype des autres, appartenant au même type d'écosystèmes dans d'autres régions (par exemple, les forêts sèches de Jalisco contre des forêts sèches de la Depresión Central). Au delà, d'être l'échelle de gestion et de mise en œuvre de la conservation et de gestion des ressources, l'échelle régionale est très importante pour la distribution, répartition et consommation de services écosystémiques.

Dans de prochaines études, on devrait intégrer une analyse d'effets d'échelle de la PSC et il est nécessaire de rendre plus explicite la définition des processus écologiques que l'on veut intégrer dans la PSC. Il est vital de reconnaître les processus spatiaux pour finalement évaluer leur

importance dans la PSC. Par exemple, les processus physiques et écologiques fins sont adaptés dans les SPC, alors que les processus à grande échelle ne peuvent pas être pris en compte dans la PSC, avec des processus à méso-échelle qui peuvent être mieux pris en compte dans la PSC (dynamique des échantillons, persistance des populations, dispersion des graines, etc., Pressey et al. 2007). En outre, il existe encore beaucoup de possibilités d'affiner les modèles de simulation et de validation de COUS, même si les modèles présents intègrent déjà les exigences nécessaires pour atteindre les relations statiques vers une série de processus de changement dans le temps et leur comportement spatial. Une autre option qui vaut la peine d'être explorée plus loin c'est l'approche d'intégrer ce type de critères directement dans un algorithme de priorité.

L'analyse des scénarios peut être un appui technique du processus d'évaluation du risque pour la biodiversité pour la prise de décisions dans l'incertitude. Les modélisations prospectives spatiales permettent de générer des critères dynamiques appliqués à l'évaluation des options de conservation et permet d'identifier les zones à plus fortes probabilités de changement et les éventuels conflits associés (CBD 2006). Cette information est essentielle pour promouvoir la gestion durable des SPCreg, dans le programme de l'environnement régional puisque tous les scénarios analysés représentent les causes sous-jacentes de la dégradation de l'environnement. L'analyse a montré qu'une conservation effective de la biodiversité dans la région exige une meilleure coordination entre les secteurs et leurs institutions gouvernementales pour créer des synergies entre les plannings et pour obtenir des avantages environnementaux et sociaux pour tous les secteurs de la population. Une opportunité de s'approcher de cette synergie consiste dans une meilleure reconnaissance des services écosystémiques, spécialement la capture et le stockage du carbone, comme le montre la proposition REDD+ pour le Mexique.

Bien que les scénarios soient une manière de produire de l'information utile lors de grandes incertitudes, ils ne peuvent pas résoudre le problème d'un fort degré d'incertitude. Il a été pris en compte que l'application de divers modèles et l'examen par convenance des résultats peut être un moyen de contrôler les incertitudes dans la simulation prospective quand il n'existe pas la possibilité de valider les résultats avec des données observées (Carvalho et al. 2011, citas).

Pour cette raison il est important de prendre en compte ces résultats comme facteur de production dans un processus de planification et la mise en œuvre dynamique et adaptative pour pouvoir créer des changements vers une plus grande durabilité et être préparé à des changements non prévus. Ce processus peut être assisté par des systèmes d'information qui intègrent l'information sous une forme claire et spatialement explicite, comme les modèles et les analyses multicritères, puisqu'ils permettent de résumer l'information complexe de façon transparente.

6.8 Conclusion

L'analyse de COUS dans le bassin de Grijalva-Usumacinta a permis de montrer qu'il est complexe et les classifications standard de CUS ne permettent pas de détecter et de surveiller les processus importants. La dégradation forestière est un processus de changement très important dans le bassin de Grijalva-Usumacinta qui a touché une superficie 1,7 fois plus étendue que la déforestation. La dégradation forestière est le premier pas d'une cascade d'intensification d'usage très différente par rapport à d'autres foyers de déforestation tel que le bassin de l'Amazone. Utiliser une classification détaillée et suffisamment robuste, réalisée à partir des cartes de l'INEGI a permis d'identifier les principaux processus de changement avec différents comportements dépendant du type de végétation et son contexte dans le paysage. L'analyse révèle que les forêts sèches du bassin sont le type de végétation le plus critique qui maintiennent environ 2% de leur superficie en bon état de conservation. Les forêts sèches ainsi que les forêts de nuages étaient des foyers de déforestation entre 1993-2002. Cependant, elles sont aussi les classes ayant la plus importante baisse de la déforestation dans la période suivante. Alors que pour les forêts sèches cet effet pourrait être attribué à son extension réduite à des restes dans des zones peu accessibles, dans les forêts de nuages on pourrait spéculer que les efforts de conservation et de gestion montrent des premiers résultats. Par contre, la déforestation des forêts humides a augmenté dans un schéma d'échange de zones de pâturage. Les forêts tempérées ont aussi enregistré une baisse de la déforestation mais elles continuent d'être des zones avec des taux les plus élevés de dégradation forestière. En général, l'analyse de COUS montre une tendance à la baisse de la dynamique de COUS à travers le temps. Malgré le

fait que les principaux processus de changement restent stables dans les deux périodes analysées, on observe une baisse considérable dans l'importance de la déforestation et de la dégradation forestière.

L'analyse des facteurs explicatifs directs ou indirects a démontré que l'établissement de zones agricoles et de pâturages est le principal facteur pour le COUS. Les changements dus à l'agriculture ont diminué à travers le temps alors que l'élevage montre une croissance durable qui se nourrit de bois et de forêts. Dans ce contexte on peut observer un changement du système traditionnel de rotation de cultures vers un système de culture-pâturage qui met en opposition la régénération des bois et des forêts secondaires. Ces facteurs agricoles directs se rattachant à des facteurs sous-jacents comme la demande de viande, la faible rentabilité de l'agriculture, des incitations du gouvernement pour l'élevage, avec des systèmes de production et d'autres facteurs économiques, sociaux et démographiques.

Le COUS est actuellement le facteur le plus important pour la perte de biodiversité et le restera jusqu'à ce qu'on parviendra à arrêter la déforestation et la dégradation forestière, associant une hausse de la régénération naturelle et une restauration assistée des écosystèmes. Les scénarios de changement d'usage du sol démontrent que ce point de la transition forestière sera difficile à atteindre à cause de la forte domination de la dynamique de COUS par la déforestation et la dégradation forestière et les actions complexes nécessaires à très court terme pour changer ces tendances avant 2030. Cependant, le scénario alternatif montre une série d'options politiques pour influencer le COUS afin de diminuer l'effet négatif pour la biodiversité dans la prochaine décennie. Il a été possible de baser les scénarios vers deux axes qui représentent les groupes de facteurs les plus critiques: des politiques incohérentes et une conservation inefficace. Dans le premier axe des aspects confluent comme des stimulants pour les systèmes de production inefficaces ou inadaptés, des subventions pour des usages non durables des ressources naturelles qui sont beaucoup plus importantes et attractives que les appuis à des programmes de gestion durable ou la rémunération pour des services liés à l'environnement qui, en outre, sont le plus sont saisonniers, ce qui donne le signal de « en attendant jusqu' à ce que j'obtienne une autre aide ». L'inefficacité de la conservation est très complexe mais certains aspects sont

l'approche traditionnelle de zones protégées avec des critères scéniques ou certaines espèces emblématiques, le manque de coordination entre zones protégées au niveau régional et le manque de planification de la conservation, c'est-à-dire, on est en train d'évaluer les priorités pour investir les ressources pour la conservation avec des données plus ou moins historiques mais on ne sait pas si ces zones seront aussi prioritaires pour la conservation dans l'avenir. Si on ne parvient pas à résoudre ces problèmes, on pourrait perdre jusqu' à 73% des bois primaires et 50% des forêts primaires.

L'approche multi-modèles de COUS permet d'explorer des futurs plausibles de la configuration du paysage et de la probabilité qu'ils aient lieu de manière plus détaillée que si on appliquait uniquement une méthodologie seule. L'application de plusieurs modèles permet de mieux comprendre le fonctionnement, la calibration et le processus de simulation spatiale et les spécificités de chaque méthode. Il n'existe pas de meilleur modèle en soi, puisque l'évaluation d'un modèle dépend toujours de l'objectif de la modélisation. Cependant, dans cette étude, la technique de calibration et de simulation réalisée avec le programme DINAMICA a produit des modèles plus fiables qui reproduisent mieux les structures dans le paysage et génèrent des résultats plus précis pour les différents scénarios. Cela signifie que les changements dans les paramètres pour simuler les scénarios qui étaient identiques dans les deux cas, se manifestent différemment dans chaque programme et que pour DINAMICA les résultats traduisent mieux les différences entre les scénarios. En général, les modèles de simulation montrent de manière plus claire la différence entre les scénarios comparés avec des modèles quantitatifs simples car ils prennent en compte la configuration du paysage et les facteurs spatiaux de changement, au-delà des interactions et des concurrences entre les différents processus de changement. La plus grande différence entre les scénarios de l'environnement comparativement avec le scénario de base c'est l'effet de restriction de COUS dans les zones protégées, spécialement remarquable dans les simulations faites avec CLUE, et l'augmentation de la régénération naturelle, plus remarquable dans les simulations réalisées avec DINAMICA.

Le CC représente une menace supplémentaire pour la biodiversité difficile à évaluer, spécialement si l'on considère les multiples effets synergétiques entre le CC et le COUS qui

pourraient faire que l'impact soit plus important. Même ainsi, l'analyse montre que jusqu'en 2030 le CC pourrait avoir des impacts dans les variables bioclimatiques et la composition des espèces qui pourraient affecter davantage encore les efforts de conservation dans la zone d'étude. L'ampleur du changement découlant des changements de température et de précipitation à partir de variables bioclimatiques a montré un schéma spatial consistant pour les deux scénarios analysés, alors que l'effet sur les communautés de vertébrés montre une situation complètement différente pour chaque scénario. Alors que dans le scénario B2, la zone la plus touchée se restreint à la Depresión Central et à la Sierra Madre de Chiapas, le scénario A1 montre pour presque toute la zone d'étude un impact important avec un foyer rouge de changement dans le NE du bassin.

La priorité des zones pour la conservation avec des facteurs dynamiques de COUS et de CC a permis de déboucher sur une nouvelle proposition de conservation pour le bassin de Grijalva-Usumacinta qui se base explicitement sur le risque de non persistance dans le futur. L'intégration de différentes méthodologies et d'outils a permis d'apporter de nouvelles connaissances pour le PSC. L'hiérarchie de priorité des zones régionales prioritaires part des concepts de foyers rouges qui sont les zones avec une plus grande probabilité de persistance permettant de générer une stratégie proactive de conservation. Le cadre de l'analyse multicritère permet de structurer de façon objective les critères d'hiérarchie de priorité qui traduisent le degré d'exposition au COUS et au CC. Des résultats, il découle des structures spatiales de concentration de zones des différentes catégories de priorité. Cependant, dans le scénario de conservation la superficie des zones dans chaque catégorie de priorité est en général plus petite, avec une différence totale de 3560 km² qui aurait besoin de moins d'attention prioritaire pour éviter la perte de biodiversité dans les sites prioritaires pour la conservation du bassin Grijalva-Usumacinta.

Il n'y a pas de doute que pour que la conservation soit un succès, il est nécessaire de réduire les impacts et les futures menaces, en particulier ceux qui sont en lien avec le COUS. Cela n'évitera pas seulement que dans les prochaines décennies, on perde ce qui reste de la biodiversité dans la région, mais que ce sera aussi un apport important pour la mitigation et l'adaptation du CC

(par exemple dans le cadre des programmes de REDD+). La priorité proactive avec des critères de menaces, en plus des impacts, peut être un guide pour définir les zones qui nécessitent des actions urgentes pour diminuer la perte de biodiversité. La définition spatiale et thématique détaillée aide à placer les ressources limitées pour la conservation dans les zones qui se trouvent sous pression immédiate et qui ont besoin d'actions urgentes pour éviter la perte de populations et de communautés locales et régionales. La complexité des causes directes et sous-jacentes de la perte de biodiversité pose la question de l'incidence potentielle de l'approche classique des AP, dans le sens qu'il n'est pas faisable de conserver une portion significative de la biodiversité avec l'établissement d'AP. L'identification des zones prioritaires pour la conservation est une opportunité pour agrandir la gamme d'outils pour la conservation qui incluent des critères pour différencier non seulement des priorités, mais aussi des états de conservation pour ainsi pouvoir compter sur des règles pour la mise en œuvre de différents schémas d'une utilisation durable de la biodiversité.

Pour rendre les critères présentés dans ce travail encore plus conforme à la réalité et pour contribuer à une meilleure prise de décision et encourager l'intégration de la conservation de la biodiversité dans d'autres secteurs, on pourrait développer certains aspects dans cette ligne de travail. La sensibilité (la contrepartie également importante pour établir le risque de non-persistance) continue d'être sujette à des suppositions très générales dans ce travail et devrait devenir plus concrète pour des différents écosystèmes. En ce qui concerne les modèles de COUS, on pourrait améliorer la qualité et l'utilité avec des facteurs de production dérivés en travaillant de façon plus concertée avec les parties intéressées et leur application aux services écosystémiques qui devraient être considérés prioritaires pour la conservation. Cela reste un grand défi de faire des analyses prospectives de CC par sa nature multi-dimensionnelle et multi-scalaire. L'hétérogénéité et le manque de connaissance de la susceptibilité de la biodiversité associée aux interactions écologiques complexes rendent difficiles l'intégration de niveaux d'organisation d'espèces, de communautés et d'écosystèmes. Ce manque de compréhension conduit à des questions fondamentales comme par exemple, si c'est mauvais pour des processus évolutifs de conserver des zones avec une forte importance de CC, comme le propose l'approche de conservation des espèces. Ou si, d'autre part, il serait préférable de conserver des

zones à grande hétérogénéité, comme le propose l'approche de conserver les scènes. Il existe également différentes manières d'améliorer l'intégration de critères dans le PSC. Par exemple, on pourrait établir des objectifs variables selon les scénarios de COUS et de CC pour assurer une zone suffisamment grande autorisant une migration altitudinale, ou la prise en compte des corridors spécifiques pour permettre un échange d'espèces entre parcelles en fonction de leurs exigences écologiques et climatiques. On pourrait également ajuster les objectifs de conservation avec des estimations de l'interaction et la synergie entre les différents impacts et menaces. C'est un sujet qui suscite encore nombre d'interrogations, mais les rétroactions multiples suggèrent que l'effet global pourrait être beaucoup plus important que celui représenté ici avec les analyses séparées.

L'approche d'une analyse prospective appliquée à comprendre le changement dans le paysage et pour montrer l'effet de différentes politiques de conservation a permis de résoudre certains problèmes liés à la crise de mise en œuvre de la PSC puisqu'il permet de démontrer les conséquences de certaines actions de conservation du paysage sur les impacts et les menaces qui conduisent à la perte de biodiversité. Le scénario de conservation peut paraître presque utopique, mais il peut servir également à cheminer.

«Ella está en el horizonte -dice Fernando Birri-. Me acerco dos pasos, ella se aleja dos pasos. Camino diez pasos y el horizonte se corre diez pasos más allá. Por mucho que yo camine, nunca la alcanzaré. ¿Para que sirve la utopía? Para eso sirve: para caminar.[1]»

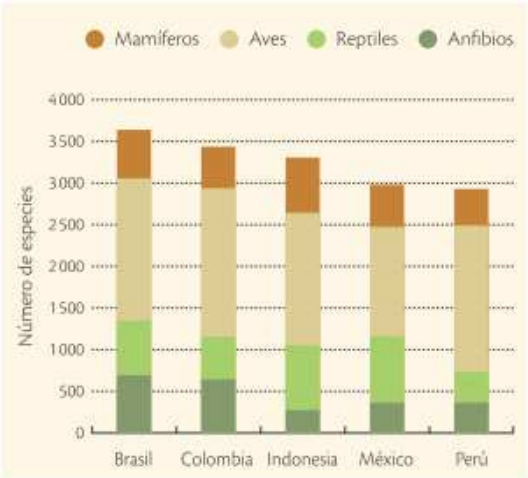
Eduardo Galeano

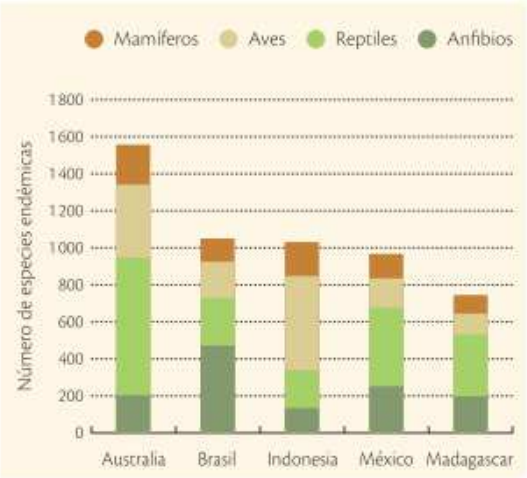
[1] Elle est dans l'horizon –dit Fernando Birri-. Je me rapproche de deux pas, elle s'éloigne de deux pas. J'avance de dix pas et l'horizon file de dix pas plus loin. Pour autant que je marche, je ne l'atteindrai jamais. A quoi sert l'utopie ? Cela sert à cheminer.

6 Anexos

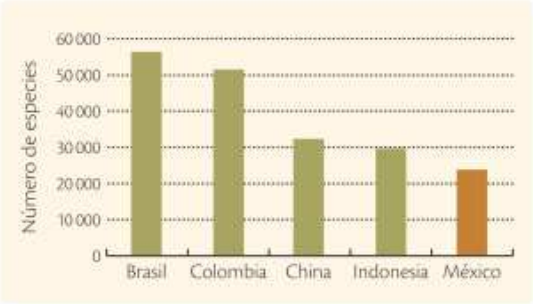
Anexo 1

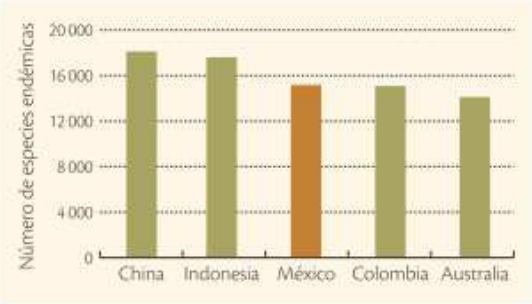
a) Los cinco países con mayor diversidad de especies de vertebrados (izquierda) y de especies endémicas de vertebrados (derecha, tomado de Sarukhan et al. 2009).





b) Los cinco países con mayor diversidad de especies de plantas vasculares (izquierda) y de especies endémicas de plantas vasculares (derecha, tomado de Sarukhan et al. 2009).





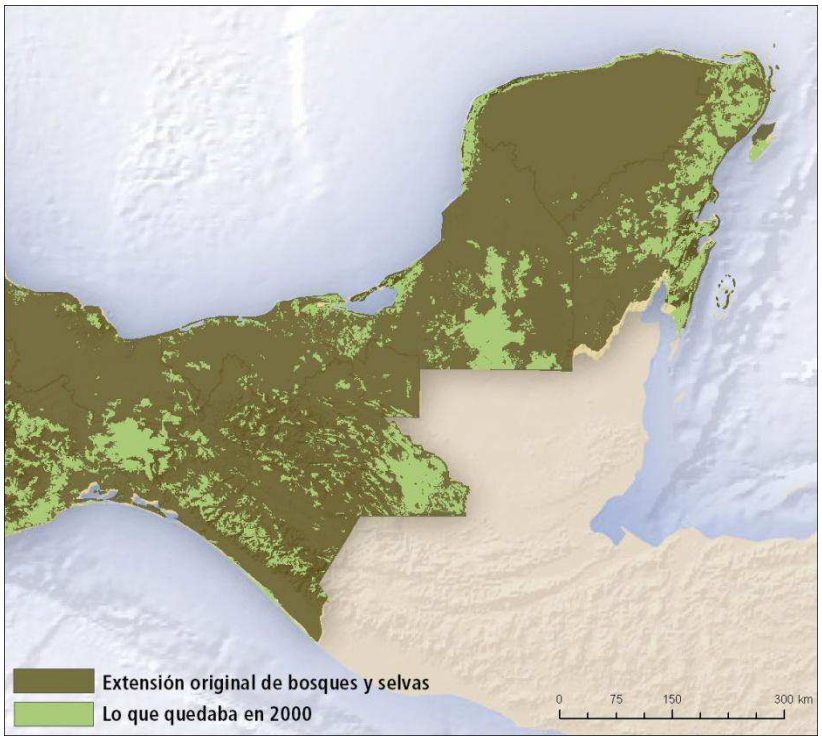
Anexo 2

a) Los 20 países con más impacto ambiental integrado absoluto (aENV, Bradshaw et al. 2010).

Rank	Country	Code	PD	PGR	GOV	GNI	NFL	HBC	MC	FER	WTP	THR	CO2	aENV
1	Brazil	BRA	166	114	95	159	**1**	**3**	**30**	**3**	**8**	**4**	**4**	4.5
2	USA	USA	156	139	20	167	**21**	**211.5**	**3**	**1**	**2**	**9**	**1**	5.9
3	China	CHN	64	149	129	166	**216**	**36**	**1**	**-**	**1**	**6**	**2**	6.7
4	Indonesia	IDN	74	118	153	153	**2**	**183**	**6**	**6**	**7**	**3**	**3**	7.0
5	Japan	JPN	23	188	30	165	**73**	**5**	**4**	**17**	**5**	**23.5**	**6**	10.8
6	Mexico	MEX	131	115	93	156	**9**	**211.5**	**17**	**13**	**17**	**1**	**12**	13.6
7	India	IND	21	90	106	164	**214**	**137**	**8**	**2**	**3**	**8**	**8**	13.7
8	Russia	RUS	194	202	141	158	**12**	**125**	**7**	**18**	**4**	**26**	**5**	13.9
9	Australia	AUS	209	127	11	152	**10**	**7**	**47**	**9**	**31**	**11.5**	**18**	15.2
10	Peru	PER	168	111	120	119	**27**	**30**	**2**	**46**	**49**	**7**	**27**	18.3
11	Argentina	ARG	181	134	121	149	**19**	**11**	**21**	**23**	**22**	**16**	**31**	19.6
12	Canada	CAN	204	141	10	155	**133.5**	**6**	**19**	**7**	**16**	**71**	**10**	19.8
13	Malaysia	MYS	102	60	71	131	**39**	**170**	**16**	**22**	**24**	**10**	**9**	24.3
14	Myanmar	MMR	111	132	197	-	**4**	**18**	**22**	**113**	**102**	**25**	**14**	25.2
15	Ukraine	UKR	103	208	137	141	**201**	**1**	**39**	**36**	**11**	**90**	**-**	25.6
16	Thailand	THA	71	145	90	148	**28**	**211.5**	**9**	**11**	**-**	**20**	**29**	26.4
17	Philippines	PHL	36	70	122	144	**22**	**168**	**12**	**27**	**21**	**11.5**	**33**	26.6
18	France	FRA	79	172	24	161	**210**	**-**	**26**	**4**	**9**	**116.5**	**16**	26.7
19	South Africa	ZAF	147	93	72	147	**63**	**43**	**25**	**28**	**19**	**31**	**17**	29.4
20	Colombia	COL	146	102	138	139	**43**	**162**	**64**	**30**	**30**	**2**	**32**	30.7

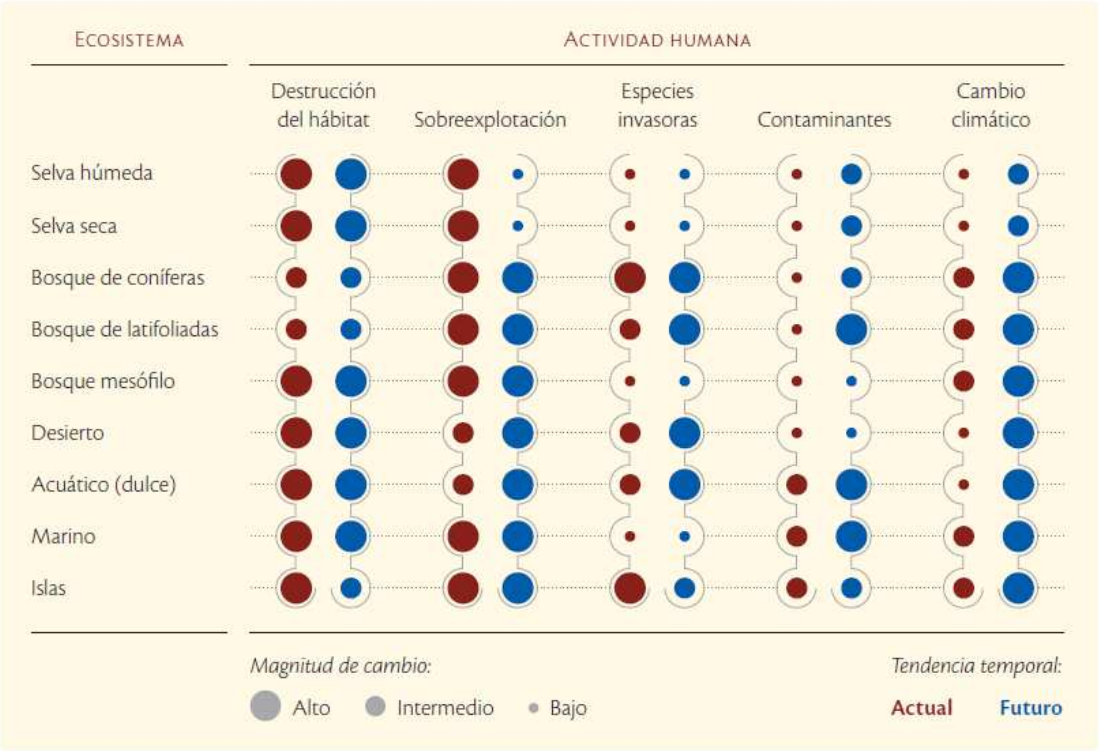
PD: densidad de población, PGR: tasa de crecimiento de población, GOV: calidad de gobernanza, GNI: ingreso medio nacional, NFL: pérdida de bosques naturales, HBC: conversión de hábitats naturales, MC: capturas marinas, FER: uso de fertilizante, WTP: contaminación del agua, THR: especies amenazadas, CO2: emisiones de carbono, las cifras en negritas son usadas para integra aENV.

b) Comparación de la vegetación potencial y la vegetación primaria actual de bosques y selvas en el sur de México (INEGI 2003, INEGI 2005).



Anexo 3

Impacto de la actividad humana sobre la biodiversidad de México: magnitud de cambio denotada por los círculos de diferente tamaño y tendencia temporal del cambio en los ecosistemas (CONABIO 2006, Capítulo 1, vol. II)



Anexo 4

Porcentaje de vegetación primaria del total de la cobertura de bosques en la cuenca Grijalva-Usumacinta.

Tipos de bosque	1993	2002	2007
Bosques de coníferas	55.91	32.39	25.59
Bosques de encino	61.23	34.64	30.32
Bosque mesófilo de montaña	53.67	37.27	34.86
Selvas húmedas	55.11	46.42	44.04
Selvas secas	2.34	1.99	2.01

Anexo 5

Leyenda del análisis y de la modelación de cambio de cobertura y uso del suelo.

Formation	Categories of analysis	Categories of simulation
Temperate forests	Coniferous forests Broad-leaved forests Montane cloud forests	Temperate forests
Tropical forests	Rain forests Dry forests	Tropical forests
Hydrophilic vegetation	Mangrove forests, reed	No data
Secondary vegetation	Secondary coniferous forests Secondary broad-leaved forests Secondary montane cloud forests	Secondary temperate forests
	Secondary rain forests Secondary dry forests	Secondary tropical forests
Pastures	Pastures	Pastures
Cultivated areas	Irrigated agriculture Permanent crops Rain fed (annual crops)	Agriculture
	Forest plantations	Forest plantations
Others	Urban areas Other vegetation types	Urban areas Other vegetation types
Water bodies	Water bodies	No data

Anexo 6

Resumen de cambio y permanencias históricos como % respecto a la cuenca Grijalva-Usumacinta.

	% cuenca 1993-2002	% cuenca 2002-2007	Procesos principales de cambio	% cuenca 1993-2002	% cuenca 2002-2007
Cambios	18.12	12.96	Degradación bosques	4.06	0.99
			Degradación selvas	2.26	0.66
			Deforestación bosques	0.91	0.25
			Deforestación bosques sec.	1.37	1.00
			Deforestación selvas	0.55	0.47
			Deforestación selvas sec.	3.67	2.71
			Transición entre usos del suelo	2.54	3.28
			Regeneración de vegetación sec.	2.53	3.10
			Deforestación vegetación hidrófila	0.24	0.52
Perma-nencias	81.88	87.04	Permanencias antropogénicas	39.07	41.97
			Permanencias naturales	42.80	45.06
TOTAL	100.00	100.00		100.00	100.00

	S3																		
S2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	Pérdida
1	292327 (0.54)						201763 (0.47)	737.1574 (ns)				22374 (ns)		2873 (ns)	20722 (ns)			127 (ns)	248596
2		81925 (0.50)					3703 (ns)	52175 (0.50)				9939 (ns)		167 (ns)	15593 (ns)			78 (ns)	81655
3			210881 (0.67)					419 (ns)	94906 (0.35)		104 (ns)	4228 (ns)		2940 (ns)	1029 (ns)				103626
4				820395 (0.77)						189216 (0.22)		43794 (ns)	397 (ns)		2003 (ns)			344 (ns)	235753
5					3797 (0.34)			239 (ns)	254 (ns)		7331 (ns)	960 (ns)	129 (ns)		668 (ns)				9581
6						650679 (0.98)						18259 (ns)	812 (ns)	977 (ns)	640 (ns)			153 (ns)	20840
7							354869 (0.83)	2465 (ns)				40301 (ns)		584 (ns)	28889 (ns)			89 (ns)	72328
8							1578 (ns)	79719 (0.77)				12955 (ns)			9239 (ns)				23772
9							4596 (ns)		239048 (0.88)			18422 (ns)		303 (ns)	8978 (ns)			99 (ns)	32397
10										700651 (0.81)		155026 (0.07)	1072 (ns)	2151 (ns)	1379 (ns)			235 (ns)	159863
11											311610 (0.66)	109868 (0.05)	1365 (ns)	625 (ns)	49301 (0.06)			342 (ns)	161500
12						22685 (ns)	19292 (0.05)	3416 (ns)	7226 (ns)	46433 (0.05)	24678 (0.05)	2120087 (0.91)	25590 (0.24)	10720 (ns)	42712 (0.06)	209 (207.88)		850 (ns)	203813
13						97 (ns)	28 (ns)	1580 (ns)		881 (ns)	2067 (ns)	10610 (ns)	81924 (0.77)		8533 (ns)			408 (ns)	24204
14						559 (ns)	3569 (ns)		8524 (ns)	7212 (ns)	488 (ns)	13829 (ns)		279528 (0.72)	74532 (0.10)			77 (ns)	108790
15						498 (ns)	21779 (0.05)	14102 (0.14)	5302 (ns)	1239 (ns)	29677 (0.06)	14358 (ns)	13529 (0.13)	2885 (ns)	669104 (0.86)			3347 (0.11)	106715
16																0 (ns)			0
17																	422649		0
18																		30055 (1.0)	30055
Ganancias	0	0	0	0	0	23839	256309	227689	229641	244981	64344	474922	42893	24226	264216	208	0	6148	

	S4																		
S3	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	Pérdida
1	224699 (0.77)						46109 (0.08)					8503 (ns)		692 (ns)	3466 (ns)			51 (ns)	58822
2		67115 (0.82)						13254 (0.09)				2424 (ns)			1842 (ns)				17520
3			195512 (0.93)						27080 (0.08)			3075 (ns)		796 (ns)	702 (ns)				31654
4				749366 (0.92)						57341 (0.06)		38036 (ns)	643 (ns)	301 (ns)	1660 (ns)				97981
5					7072 (0.93)						388 (ns)			58 (ns)	76 (ns)				522
6						627089 (0.93)						41556 (ns)	47 (ns)	1326 (ns)	2514 (ns)			49 (ns)	45492
7							577372 (0.95)					26613 (ns)		1849 (ns)	14207 (ns)			196 (ns)	42865
8							780 (ns)	126469 (0.82)				8477 (ns)	63 (ns)	195 (ns)	12203 (ns)			66 (ns)	21782
9								278 (ns)	320238 (0.90)			10729 (ns)		7343 (ns)	5442 (ns)				23793
10										747266 (0.79)		150379 (0.06)	571 (ns)	8430 (ns)	14504 (ns)		220 (ns)	26 (ns)	174129
11											308027 (0.82)	36176 (ns)	485 (ns)	1456 (ns)	25264 (ns)			243 (ns)	63624
12						24108 (ns)	10812 (ns)	4807 (ns)	11471 (ns)	137685 (0.15)	18661 (0.05)	2291959 (0.88)	3959 (ns)	31721 (0.10)	53097 (0.06)	1942 (1)	242 (ns)	3373 (0.10)	301878
13							107 (ns)	116 (ns)		2092 (ns)	664 (ns)	2748 (ns)	110323 (0.88)		8637 (ns)			54 (ns)	14418
14						1023 (ns)	2564 (ns)	37 (ns)	400 (ns)	3234 (ns)	179 (ns)	47460 (ns)	477 (ns)	173721 (0.57)	73909 (ns)			371 (ns)	129654
15							15717 (ns)	9262 (0.06)	6056 (ns)	4967 (ns)	17338 (0.05)	36348 (ns)	8235 (0.07)	9237 (ns)	820878 (0.88)			6146 (ns)	113305
16																190 (1)			0
17							26 (ns)			534 (ns)							427813 (1)		0
18																		34518 (1)	0
Ganancias	0	0	0	0	0	1023	76115	27754	45007	205852	37230	412522	14481	63404	217524	2132	462	10575	

Anexo 7. Matrices de cambio y de probabilidad para a) 1993-2002 y b) 2002-2008. También se muestran las ganancias y pérdidas por clase.

Anexo 8

Elementos de una evaluación integral de riesgo según el IPCC (2001, tomado de Metzger *et al.* 2006).

Term	ATEAM definitions based on IPCC TAR	Part of the assessment	Agriculture example
Exposure (E)	The nature and degree to which ecosystems are exposed to environmental change	Scenarios	Land abandonment, increased climatic stress, decreases in demand
Sensitivity (S)	The degree to which a human-environment system is affected, either adversely or beneficially, by environmental change	Ecosystem models or in this study: land use scenarios	Agricultural ecosystems, communities and landscapes are affected by environmental change
Adaptation (A)	Adjustment in natural or human systems to a new or changing environment	Ecosystem models or in this study: land use scenarios	Changes in local management, change crop
Potential impact (PI)	All impacts that may occur given projected environmental change, without considering planned adaptation	Ecosystem models or in this study: land use scenarios	Decrease in agricultural land
Adaptive capacity (AC)	The potential to implement planned adaptation measures	Vulnerability assessment	Capacity to implement better agricultural management and technologies
Vulnerability (V)	The degree to which an ecosystem service is sensitive to global change plus the degree to which the sector that relies on this service is unable to adapt to the changes	Vulnerability assessment	Increased probability of production losses through losses of agricultural area combined with inability to switch to save cash and quality crops
Planned adaptation (PA)	The result of a deliberate policy decision based on an awareness that conditions have changed or are about to change and that action is required to return to, maintain or achieve a desired state	The future will tell	Better agricultural management and technologies
Residual impact (RI)	The impacts of global change that would occur after considering planned adaptation	The future will tell	Land abandonment, intensification

Anexo 9

Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad terrestre en Chiapas

Los sitios prioritarios para la conservación seleccionados en Chiapas abarcan 37220 km^2 (figura 1). Estos sitios fueron seleccionados principalmente por cumplir con las metas de conservación definidas para los 432 objetos a conservar (33% de las especies con modelos de distribución en Chiapas), en su mayoría especies de herpetofauna (86 especies de reptiles (42%), 33 especies de anfibios (35%)), especies de aves (37%), especies de mamíferos (37%) y 100 plantas en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (tabla 1); el máximo de objetos en una unidad de análisis fue de 150 (figura 2).

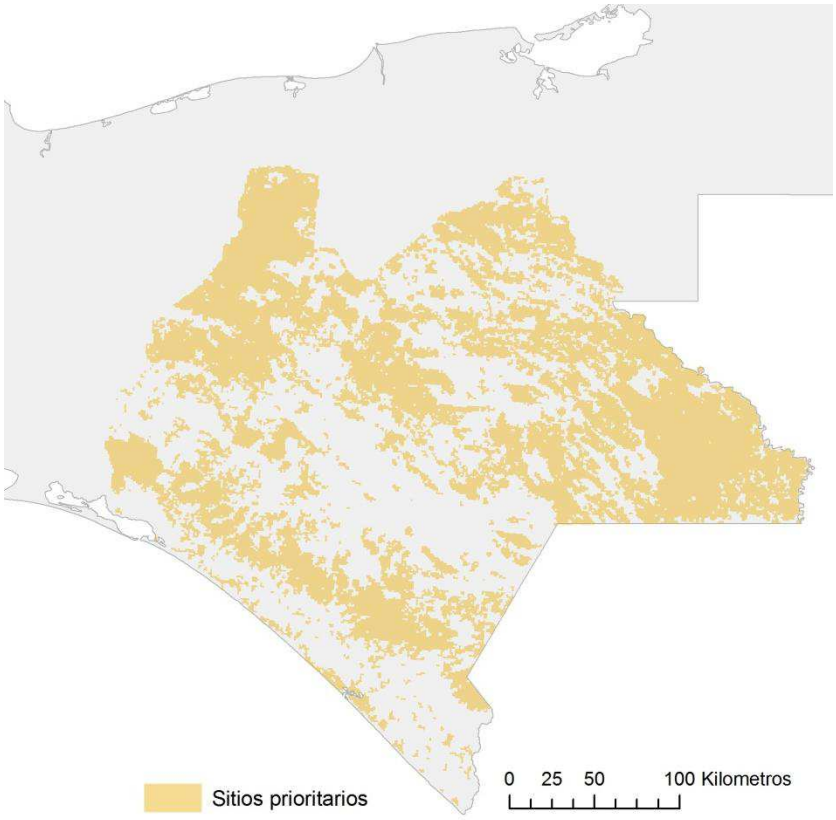


Figura 1. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad en Chiapas.

Especie	Área km^2	META		Especie	Área km^2	META
Bromeliohyla bromeliacea	126	5		Amazona auropalliata	9042	10
Bolitoglossa engelhardti	49	5		Amazona autumnalis	33075	5
Bufo marmoreus	34087	5		Amazona farinosa	27954	5
Bolitoglossa mulleri	46	5		Amazona oratrix	2387	30
Bufo perplexus	1815	5		Amazilia rutila	8938	5
Bolitoglossa platydactyla	634	5		Amazilia tzacatl	43879	5
Bolitoglossa stuarti	1114	5		Amazilia yucatanensis	16056	5
Bufo tutelarius	2	5		Aphelocoma unicolor	7897	10
Cryptotriton alvarezdeltoroi	4	10		Aratinga canicularis	11931	5
Charadrahyla chaneque	835	5		Aratinga holochlora	26149	5
Duellmanohyla chamulae	635	5		Aratinga nana	24167	5
Dendrotriton megarhinus	9	10		Aratinga strenua	8503	10
Dermophis oaxacae	3825	5		Asio stygius	1451	5
Duellmanohyla schmidtorum	6029	5		Aspatha gularis	26199	10
Dendrotriton xolocalcae	446	5		Atlapetes albinucha	35393	5
Exerodonta melanomma	54	5		Atthis ellioti	24411	10
Ecnomiohyla miotympanum	27288	5		Aulacorhynchus prasinus	53984	5
Eleutherodactylus rhodopis	8312	5		Bolborhynchus lineola	26405	5
Eleutherodactylus rugulosus	14493	5		Brotogeris jugularis	9389	10
Eleutherodactylus sartori	938	5		Bubo virginianus	47524	5
Exerodonta sumichrasti	13002	5		Buteo albicaudatus	54203	5
Eleutherodactylus taylori	1	10		Buteogallus anthracinus	69304	5
Ixalotriton niger	29	40		Buteo brachyurus	53834	5
Ixalotriton parvus	11	10		Buteo jamaicensis	29877	5
Nyctanolis pernix	11	5		Buteogallus subtilis	4170	10
Plectrohyla acanthodes	2468	5		Buteogallus urubitinga	59178	5
Ptychohyla euthysanota	6814	5		Cairina moschata	57264	10
Pseudoeurycea goebeli	51	10		Campylorhynchus chiapensis	7672	10
Plectrohyla lacertosa	3321	5		Campylopterus excellens	2800	10
Plectrohyla pycnochila	555	10		Campylopterus hemileucurus	70018	5
Pseudoeurycea rex	7	5		Campylopterus rufus	13753	5
Rana brownorum	54429	5		Caprimulgus salvini	24965	5
Triprion spatulatus	76	5		Caracara plancus	44936	10
Anfibios, riqueza total de especies	74355	50		Carduelis atriceps	6000	5
Ara macao	44285	10		Catharus dryas	41883	5
Ara militaris	1093	10		Catharus frantzii	30526	5
Abeillia abeillei	33861	5		Ciccaba nigrolineata	39533	5
Accipiter bicolor	29047	5		Claravis mondetoura	27316	5
Aegolius ridgwayi	6135	10		Colaptes auratus	17556	10
Aimophila sumichrasti	896	30		Colibri thalassinus	53635	5
Amazona albifrons	26178	5		Colinus virginianus	54738	10

Especie	Área km^2	META		Especie	Área km^2	META
Columbina passerina	55646	5		Laniocera rufescens	6675	5
Cotinga amabilis	21067	5		Laterallus jamaicensis	2340	10
Crax rubra	53237	5		Leptotila cassini	7855	5
Crotophaga sulcirostris	74019	10		Leptodon cayanensis	42531	5
Cyanolyca cucullata	26262	5		Leucopternis albicollis	65166	5
Cyanolyca pumilo	28110	5		Lophostrix cristata	45312	5
Chiroxiphia linearis	15638	5		Lophornis helenae	60186	5
Deltarhynchus flammulatus	24494	5		Malacoptila panamensis	6925	10
Dendrortyx leucophrys	4032	10		Megascops barbarus	14057	10
Dendrocolaptes picumnus	23409	10		Melozone leucotis	11968	5
Doricha enicura	33063	5		Microcerculus philomela	23402	5
Dysithamnus mentalis	7438	5		Micrastur ruficollis	65051	5
Electron carinatum	10775	10		Micrastur semitorquatus	50230	5
Empidonax affinis	32988	5		Myadestes unicolor	24440	5
Ergaticus versicolor	17057	30		Myrmotherula schisticolor	9565	5
Eugenes fulgens	43022	5		Nomonyx dominicus	712	5
Eupherusa eximia	41420	5		Notharchus macrorhynchos	24475	5
Falco femoralis	55710	5		Notiochelidon pileata	20287	5
Falco rufigularis	57835	5		Nyctanassa violacea	24760	5
Florisuga mellivora	43327	5		Amazilia viridifrons	27845	10
Galbula ruficauda	29724	5		Cyrtonyx ocellatus	20258	10
Geranospiza caerulescens	53551	5		Amazilia cyanura	3779	5
Glaucidium brasilianum	73790	5		Campylopterus curvipennis	22020	5
Glaucidium gnoma	39981	5		Cyanerpes lucidus	3881	5
Grallaria guatimalensis	50682	5		Geotrygon albifacies	30387	5
Granatellus venustus	33062	5		Melanotis hypoleucus	25018	5
Haplospiza rustica	2515	5		Amaurolimnas concolor	29256	5
Harpia harpyja	7624	30		Aves, riqueza total de especies	74324	5
Harpyhaliaetus solitarius	49423	10		Panthera onca	67111	10
Heliothryx barroti	6564	10		Alouatta palliata	6054	10
Heliomaster constantii	31837	5		Alouatta pigra	21037	30
Heliomaster longirostris	67061	5		Ateles geoffroyi	72940	10
Herpetotheres cachinnans	57756	5		Cabassous centralis	887	5
Hylocharis eliciae	19826	5		Caluromys derbianus	14479	5
Hylomanes momotula	70185	5		Chironectes minimus	24125	10
Hylorchilus navai	361	40		Choeronycteris mexicana	9469	5
Ibycter americanus	2864	30		Chrotopterus auritus	27286	5
Jabiru mycteria	1564	10		Coendu mexicanus	60028	5
Lampornis amethystinus	30890	5		Cryptotis goodwini	7	5
Lamprolaima rhami	35234	5		Cryptotis griseoventris	230	5
Lampornis viridipallens	36766	5		Cryptotis merriami	4	5

Especie	Área km^2	META		Especie	Área km^2	META
Cryptotis mexicana	3174	5		Rhogeessa genowaysi	3	10
Cyclopes didactylus	29272	10		Rhogeessa gracilis	2397	5
Dasyprocta mexicana	2999	5		Saccopteryx leptura	9	5
Eira barbara	51758	10		Sciurus variegatoides	11	5
Eumops auripendulus	2	5		Scotinomys teguina	7	5
Eumops hansae	6	5		Sigmodon mascotensis	2414	5
Galictis vittata	17324	5		Sorex sclateri	4	30
Glaucomys volans	13699	5		Sorex stizodon	3	30
Glossophaga morenoi	14351	5		Tamandua mexicana	72792	5
Habromys lophurus	14	5		Tapirus bairdii	35988	30
Heteromys nelsoni	3	30		Tayassu pecari	41188	5
Lampronycteris brachyotis	12715	5		Tlacuatzin canescens	18457	5
Leopardus pardalis	67687	10		Tonatia saurophila	4	10
Leopardus wiedii	51987	10		Trachops cirrhosus	28279	5
Leptonycteris curasoae	48726	5		Tylomys bullaris	2	40
Lepus flavigularis	59	40		Tylomys tumbalensis	9	30
Lichonycteris obscura	4	5		Puma concolor	33900	5
Liomys salvini	17	5		Trinycteris nicefori	2	5
Lonchorhina aurita	24620	5		Peromyscus melanophrys	20535	5
Lontra longicaudis	73908	10		Mamíferos, riqueza total de especies	74354	5
Lophostoma brasiliense	4	10		Anolis alvarezdeltoroi	4	10
Lophostoma evotis	6792	5		Anolis anisolepis	1907	5
Macrophyllum macrophyllum	2	10		Anolis barkeri	3114	5
Metachirus nudicaudatus	4	5		Anolis breedlovei	2	10
Microtus guatemalensis	12	10		Anolis compressicaudus	3933	5
Micronycteris schmidtorum	7	10		Ameiva festiva	535	5
Mimon cozumelae	13340	5		Aspidoscelis guttata	3467	5
Molossus coibensis	7	5		Anolis hobartsmithi	195	10
Myotis albescens	4	5		Abronia leurolepis	6	10
Nasua narica	73997	5		Abronia lythrochila	916	5
Noctilio albiventris	2	5		Abronia matudai	76	5
Oryzomys rhabdops	4	5		Adelphicos nigrilatum	1	10
Oryzomys saturatior	6	5		Abronia ochoterenai	38	10
Peromyscus guatemalensis	2635	5		Atropoides olmec	476	30
Peromyscus gymnotis	2829	5		Anolis parvicirculatus	418	10
Peromyscus zarhynchus	6559	5		Anolis pygmaeus	660	5
Phylloderma stenops	2	10		Abronia ramirezi	59	10
Reithrodontomys gracilis	1910	5		Anolis serranoi	555	5
Reithrodontomys microdon	9517	5		Abronia smithi	2626	5
Reithrodontomys tenuirostris	2	5		Bothriechis aurifer	839	5
Rheomys thomasi	8	10		Bothriechis bicolor	3019	5

Especie	Área km^2	META		Especie	Área km^2	META
Boa constrictor	59803	10		Lepidophyma lipetzi	13	10
Bothriechis rowleyi	675	5		Leptophis modestus	4	5
Bothriechis schlegeli	475	5		Lepidochelys olivacea	1307	5
Ctenosaura acanthura	3267	5		Lepidophyma tuxtlae	1221	5
Crocodylus acutus	6	10		Manolepis putnami	14510	5
Coniophanes alvarezi	1	10		Porthidium dunni	3095	5
Crotalus aquilus	71	5		Phyllodactylus muralis	38	5
Crotalus basiliscus	9863	5		Porthidium nasutum	53	5
Coluber constrictor	8187	5		Rhinoclemmys areolata	1250	5
Caiman crocodylus	2	30		Rhadinaea godmani	1	5
Coleonyx elegans	63032	5		Rhadinaea kanalchutchan	95	10
Cerrophidion godmani	37	5		Rhinoclemmys pulcherrima	102	5
Crotalus intermedius	8913	10		Rhinoclemmys rubida	352	10
Crocodylus moreleti	8233	10		Scincella gemmingeri	2009	5
Chelonia mydas	1393	30		Sceloporus internasalis	3298	5
Ctenosaura pectinata	9189	10		Salvadora lemniscata	15135	5
Crotalus polystictus	10565	5		Symphimus leucostomus	666	5
Conophis pulcher	416	5		Tantillita brevissima	260	5
Crotalus pusillus	1749	10		Tantilla briggsi	26	10
Crotalus ravus	4366	5		Thamnophis cyrtopsis	3785	5
Chelydra serpentina	292	10		Tropidodipsas fasciata	24921	5
Ctenosaura similis	9605	5		Thamnophis fulvus	185	5
Crotalus transversus	36	30		Tantillita lintoni	4	5
Crotalus triseriatus	17878	5		Thamnophis proximus	10321	5
Cerrophidion tzotzilorum	1	10		Tantilla tayrae	62	10
Conophis vittatus	7437	5		Urosaurus bicarinatus	9801	5
Dermatemys mawii	12126	10		Ungaliophis continentalis	134	10
Geophis carinosus	90	5		Xenosaurus grandis	14618	5
Geophis laticinctus	1604	5		Reptiles, riqueza total de especies	74368	50
Gerrhonotus liocephalus	27567	5		bosque de cedro primario	10	99
Heloderma horridum	19700	10		bosque de encino-pino primario	963	40
Iguana iguana	41814	10		bosque de encino-pino secundario	1016	30
Kinosternon acutum	7621	10		bosque de encino primario	1164	20
Loxocemus bicolor	5086	5				
Lepidophyma chicoasence	15	10				
Leptophis diplotropis	63181	5				
Lepidochelys kempii	1128	10				

Especie	Área km^2	META
bosque de encino secundario	1016	10
bosque de oyamel primario	54	99
bosque de pino-encino primario	3066	20
bosque de pino-encino secundario	6536	10
bosque de pino primario	2963	20
bosque de pino secundario	3376	10
bosque mesofilo de montana primario	4923	99
bosque mesofilo de montana secundario	6063	90
selva alta perennifolia primario	9412	99
selva alta perennifolia secundario	14632	30
selva baja caducifolia secundario	6936	10
selva baja espinosa caducifolia sec	9	90
selva baja espinosa subperennifolia pri	85	99
selva mediana subperennifolia primario	333	70
selva mediana subperennifolia sec	1731	60

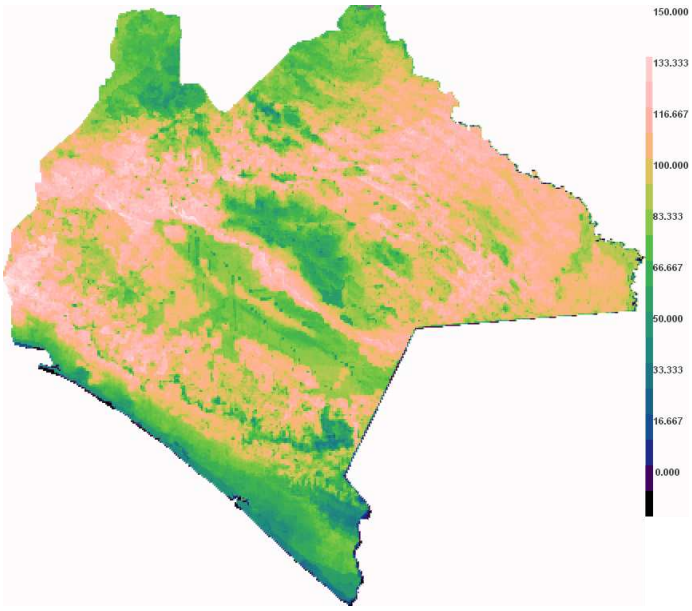


Figura 2. Número de objetos de conservación establecidos para Chiapas.

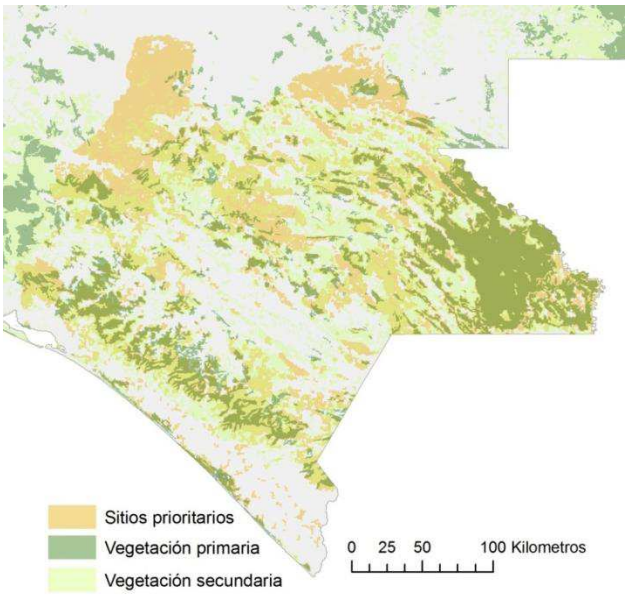


Figura 3. Sitios prioritarios para la conservación en Chiapas y la vegetación

Estos sitios ocupan 50% de la superficie de Chiapas ya que la alta biodiversidad del estado y la heterogeneidad de hábitats provocan que el algoritmo de optimización no pueda cumplir con las metas en menos área. En gran parte, los sitios prioritarios coinciden con la vegetación primaria o secundaria; en el N del estado hay dos áreas extensas de sitios prioritarios sin vegetación natural (figura 3).

Las áreas protegidas (AP) que destacan por su alta coincidencia con los sitios prioritarios son las de la zona selvática en el SE de Chiapas (Montes Azules, Lacan-Tún, Bonampak, Chan-Kin, Yaxchilán, Nahá, Metzabok), Selva El Ocote y La Pera en el NW y las AP de la Sierra de Chiapas (La Sepultura, Municipios de La Concordia, Ángel Albino Corzo, Villaflores y Jiquipil, El Triunfo, Pico El Loro-Paxtal, Volcán Tacaná), así como Lagunas de Montebello, Humedales La Libertad, Palenque, Rancho Nuevo, Huitepec – Los Alcanfores y la Reserva Monte Cielo (figura 4). Sin embargo, las AP no son suficientes para cubrir el área identificada como prioritaria en este análisis: cubren apenas 29% de los sitios prioritarios. Casi 52% de los sitios prioritarios coinciden con uno de los corredores biológicos mesoamericanos (CBM) en Chiapas. Conjuntos grandes de sitios prioritarios en

el N y Centro de Chiapas, así como conjuntos medianos y pequeños en el Centro y SW están fuera de las AP y del CBM (figura 4).

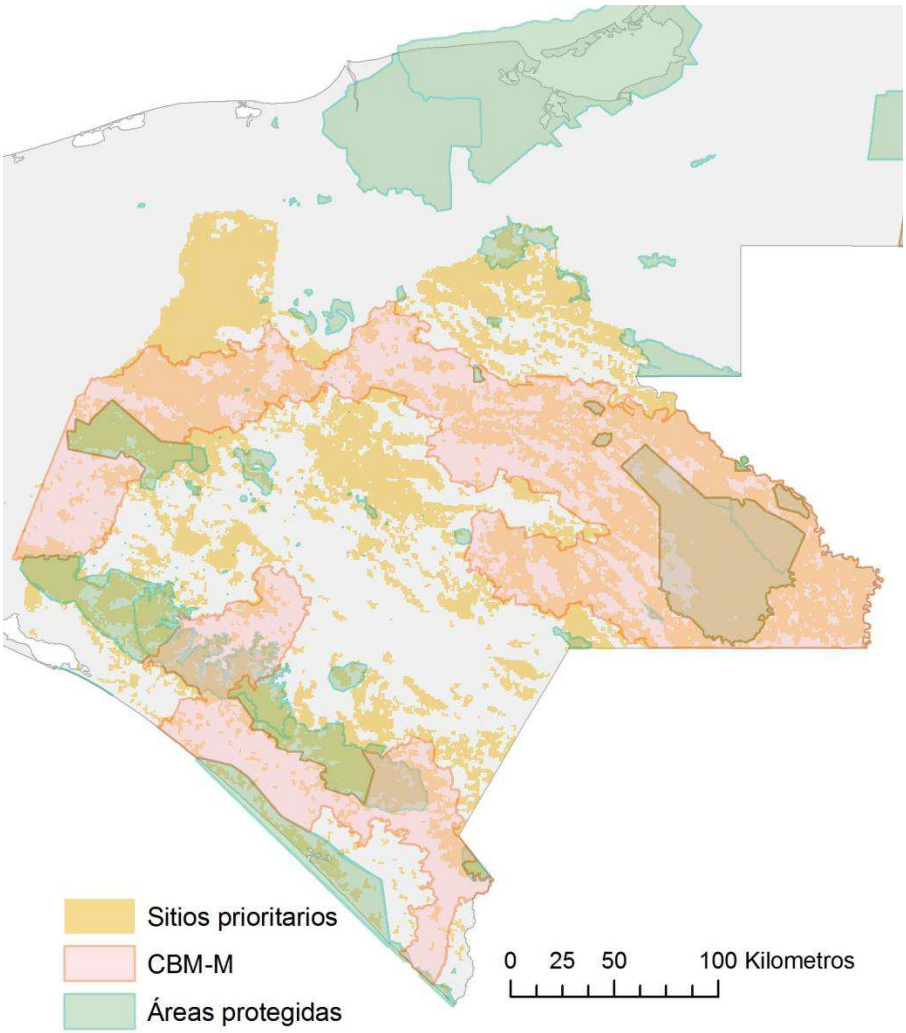
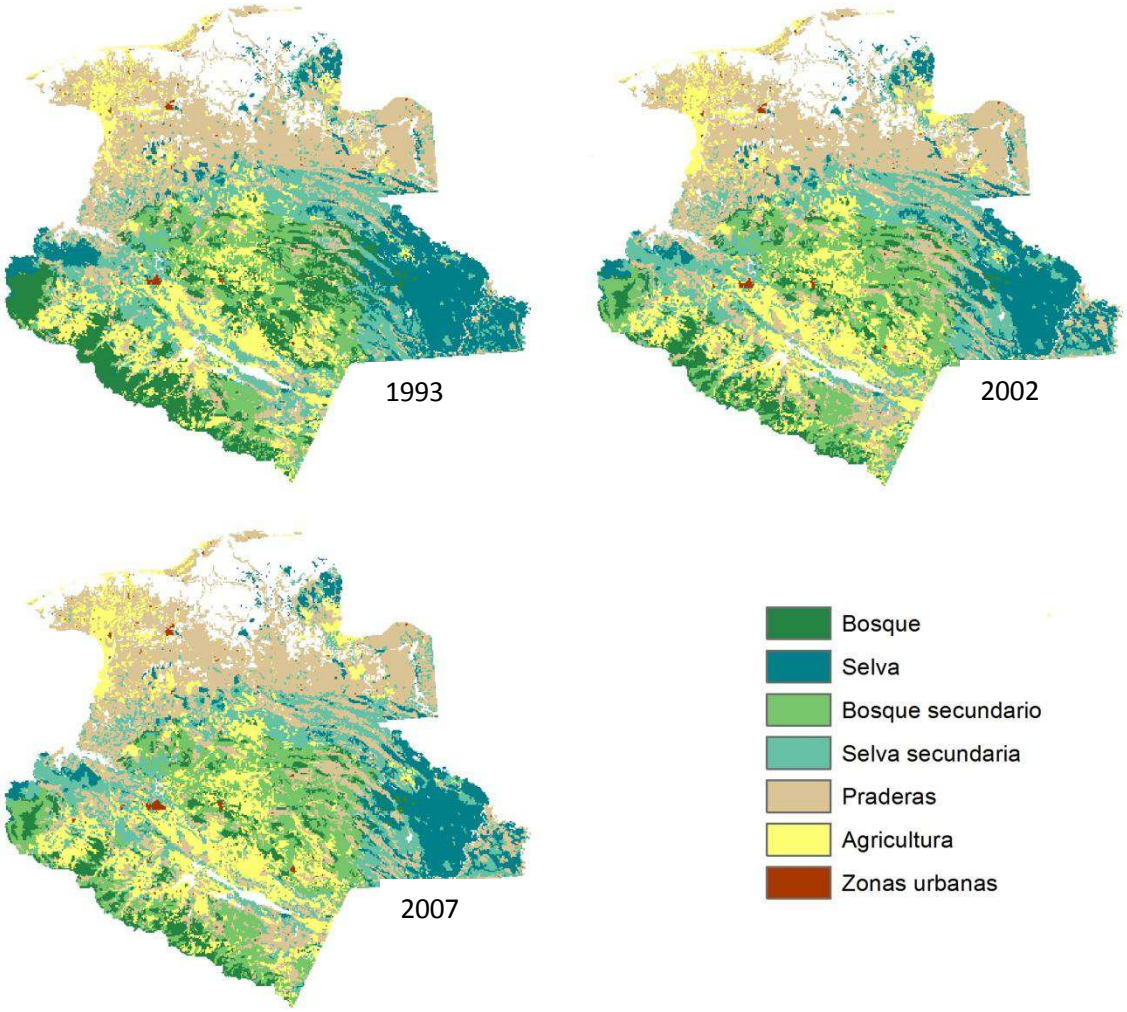


Figura 4. Áreas protegidas, corredores biológicos y sitios prioritarios para la conservación en Chiapas.

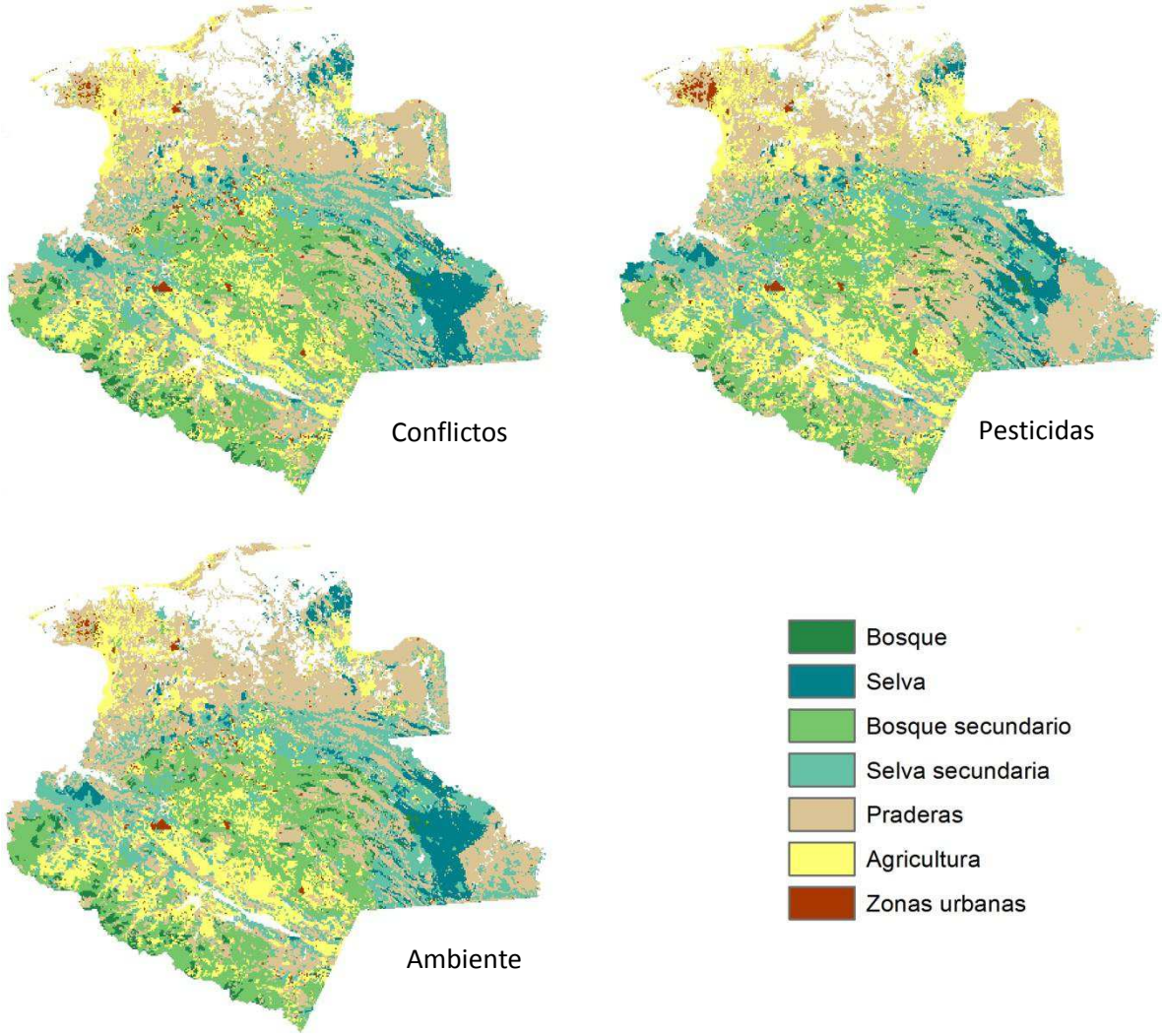
Anexo 10

Mapas de cobertura y uso del suelo históricos reclasificados a las categorías de modelación (INEGI 2002, 2005, 2009).



Anexo 11

Mapas de cobertura y uso del suelo simulado para 2030 con CLUE-S para los tres escenarios.



Anexo 12

Matrices de áreas de cambio simulados con CLUE-S para los tres escenarios (columnas 2007, filas 2030).

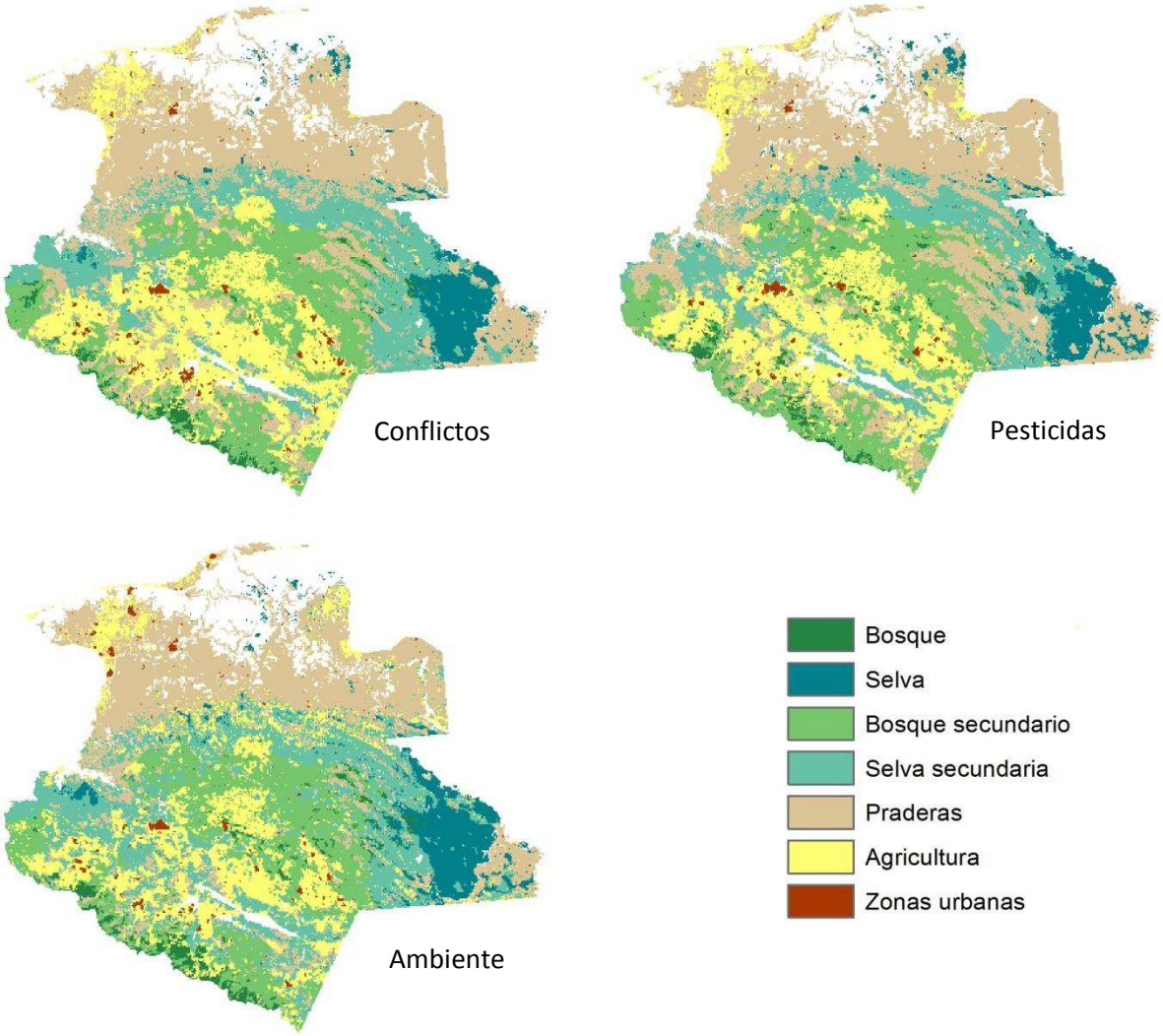
Pesticides	Temp. forest	Trop. forest	Disturbed temp. for.	Disturbed trop. for.	Pasture	Agri-culture	Urban areas	Total
Temp. forest	1157	0	21	2	20	15	0	1215
Trop. forest	1	3330	0	109	55	22	0	3517
Disturbed temp. for.	6114	5	4878	186	791	990	0	12964
Disturbed trop. for.	61	2708	97	7825	1413	941	0	13045
Pasture	2049	4268	2246	3786	16442	1051	8	29850
Agriculture	730	173	737	1386	3858	9215	12	16111
Urban areas	8	27	13	65	158	397	286	954
Total	10213	10548	7997	13386	22804	12658	306	158912

Conflict	Temp. forest	Trop. forest	Disturbed temp. for.	Disturbed trop. for.	Pasture	Agri-culture	Urban areas	Total
Temp. forest	1549	0	35	7	19	23	0	1633
Trop. forest	0	4267	0	94	58	17	0	4436
Disturbed temp. for.	6764	2	6060	115	786	804	1	14532
Disturbed trop. for.	38	2760	52	8175	1819	849	0	13693
Pasture	1178	3382	1167	3934	17319	1020	7	28007
Agriculture	567	86	644	939	2634	9356	12	14238
Urban areas	24	14	34	95	102	562	286	1117
Total	10213	10548	7997	13386	22804	12658	306	158912

Environment	Temp. forest	Trop. forest	Disturbed temp. for.	Disturbed trop. for.	Pasture	Agri-culture	Urban areas	Total
Temp. forest	1811	0	41	7	20	29	0	1908
Trop. forest	0	4534	0	102	56	17	0	4709
Disturbed temp. for.	6782	6	6102	153	945	856	1	14845
Disturbed trop. for.	48	2977	86	8297	2001	999	0	14408
Pasture	919	2897	1119	3808	17458	1036	7	27244
Agriculture	538	85	617	922	2174	9296	12	13644
Urban areas	22	12	27	70	83	398	286	898
Total	10213	10548	7997	13386	22804	12658	306	158912

Anexo 13

Mapas de cobertura y uso del suelo simulado para 2030 con DINAMICA para los tres escenarios.



Anexo 14

Matrices de áreas de cambio simulados con DINAMICA para los tres escenarios (columnas 2007, filas 2030).

Pesticides	Temp. forest	Trop. forest	Disturbed temp. for.	Disturbed trop. for.	Pasture	Agri-culture	Urban areas	Total
Temp. forest	1436	0	29	7	13	32	0	1517
Trop. forest	0	4042	0	48	39	2	0	4131
Disturbed temp. for.	6155	23	5300	68	431	1059	1	13037
Disturbed trop. for.	24	3357	11	6487	1931	814	0	12624
Pasture	1694	3024	1300	4555	17905	1714	6	30198
Agriculture	801	60	1333	2153	2378	8737	13	15475
Urban areas	10	5	19	41	40	273	286	674
Total	10213	10548	7997	13386	22804	12658	306	158912

Conflict	Temp. forest	Trop. forest	Disturbed temp. for.	Disturbed trop. for.	Pasture	Agri-culture	Urban areas	Total
Temp. forest	1201	0	35	0	6	25	0	1267
Trop. forest	0	3885	0	28	20	2	0	3935
Disturbed temp. for.	6250	6	5523	105	567	985	1	13437
Disturbed trop. for.	22	4177	10	6364	2283	669	0	13525
Pasture	1732	2372	1060	4217	17576	2078	6	29041
Agriculture	891	66	1341	2592	2218	8479	11	15598
Urban areas	24	5	23	53	67	393	288	853
Total	10213	10548	7997	13386	22804	12658	306	158912

Environment	Temp. forest	Trop. forest	Disturbed temp. for.	Disturbed trop. for.	Pasture	Agri-culture	Urban areas	Total
Temp. forest	1916	0	66	2	13	46	0	2043
Trop. forest	0	5061	0	70	33	11	0	5175
Disturbed temp. for.	5738	42	5721	227	922	936	1	13587
Disturbed trop. for.	616	3159	657	7956	3804	1683	0	17875
Pasture	639	1892	352	2852	15147	2212	8	23102
Agriculture	1199	352	1182	2211	2734	7357	9	15044
Urban areas	12	5	14	41	84	386	288	830
Total	10213	10548	7997	13386	22804	12658	306	158912

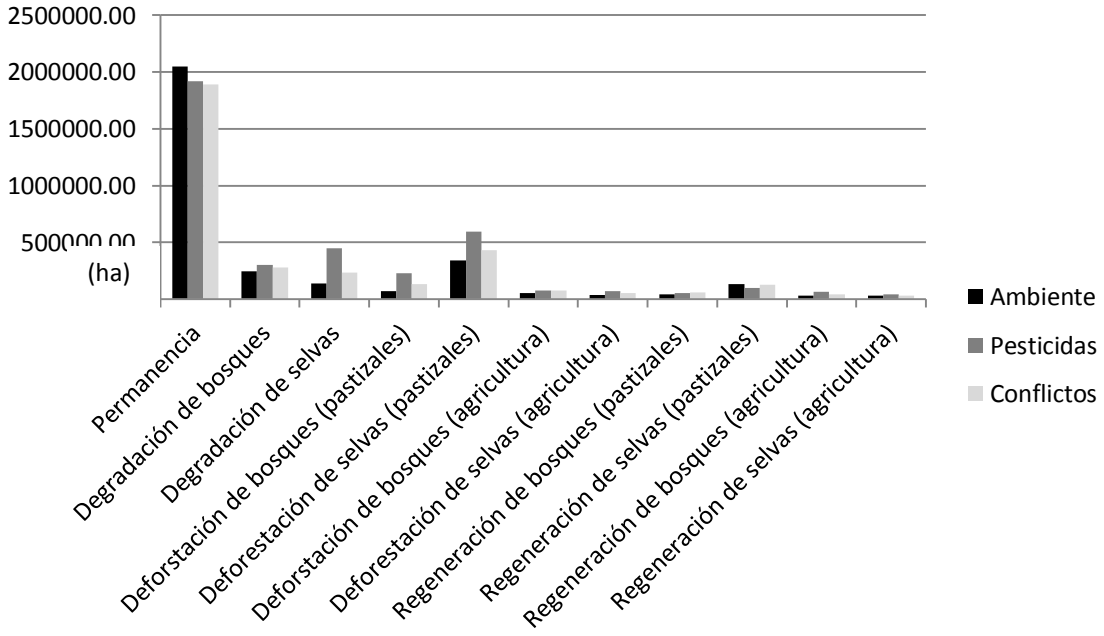
Anexo 15

Resumen de cambios y permanencias simulados como % respecto a la cuenca Grijalva-Usumacinta.

	% cuenca 2007-2030 CLUE	% cuenca 2007-2030 DINAMICA	Procesos principales de cambio	% cuenca 2007-2030 CLUE pesticidas	% cuenca 2007-2030 CLUE conflictos	% cuenca 2007-2030 CLUE ambiente	% cuenca 2007-2030 DINAMICA pesticidas	% cuenca 2007-2030 DINAMICA conflictos	% cuenca 2007-2030 DINAMICA ambiente
Cambios	16.11 pesticidas	22.06 pesticidas	Degradación bosques templados	3.75	3.49	3.24	3.17	3.07	2.48
			Degradación selvas tropicales	0.61	0.64	0.85	2.64	2.74	1.40
			Deforestación bosques (pastizales)	3.42	1.00	0.65	2.51	2.29	0.62
	10.17 conflictos	22.32 conflictos	Deforestación selvas (pastizales)	4.28	3.10	2.47	5.87	4.93	3.25
			Deforestación bosques (agricultura)	0.57	0.17	0.15	1.56	1.67	1.82
			Deforestación selvas (agricultura)	1.08	0.17	0.05	1.39	2.04	2.07
	9.77 ambiente	21.71 ambiente	Regeneración de bosques (pastizales)	0.71	0.53	0.75	0.60	0.81	1.23
			Regeneración de selvas (pastizales)	0.48	0.32	0.47	2.38	3.11	6.08
			Regeneración de bosques (agricultura)	0.62	0.31	0.37	0.97	0.95	0.83
			Regeneración de selvas (agricultura)	0.60	0.43	0.76	0.96	0.73	1.92
Perma-nencias	83.89 pesticidas	77.94 pesticidas	Permanencias antropogénicas	28.01	33.19	34.36	24.45	24.85	28.96
	89.83 conflictos	77.68 conflictos							
	90.23 ambiente	78.29 ambiente	Permanencias naturales	40.82	42.48	42.65	36.87	35.26	30.33

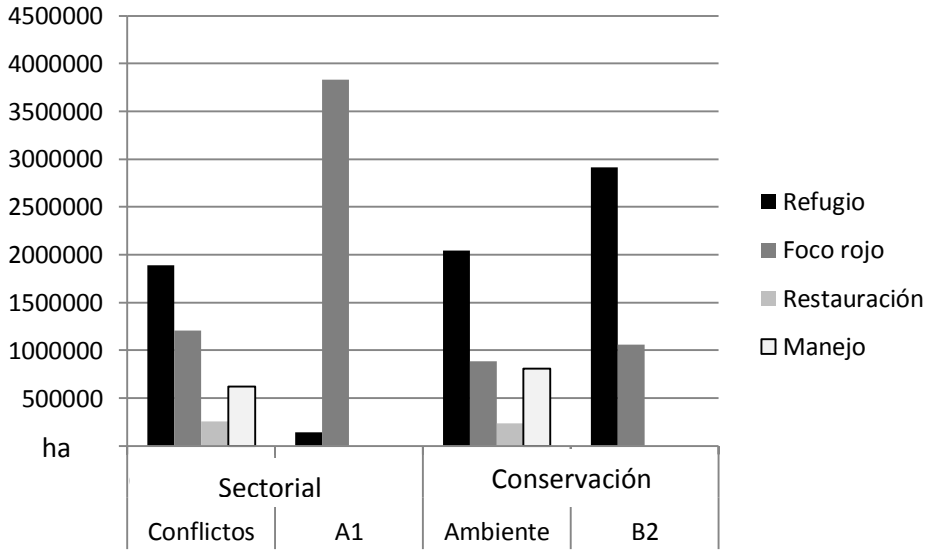
Anexo 16

Áreas de cambio para cada escenario y proceso de cambio dentro de los sitios prioritarios.



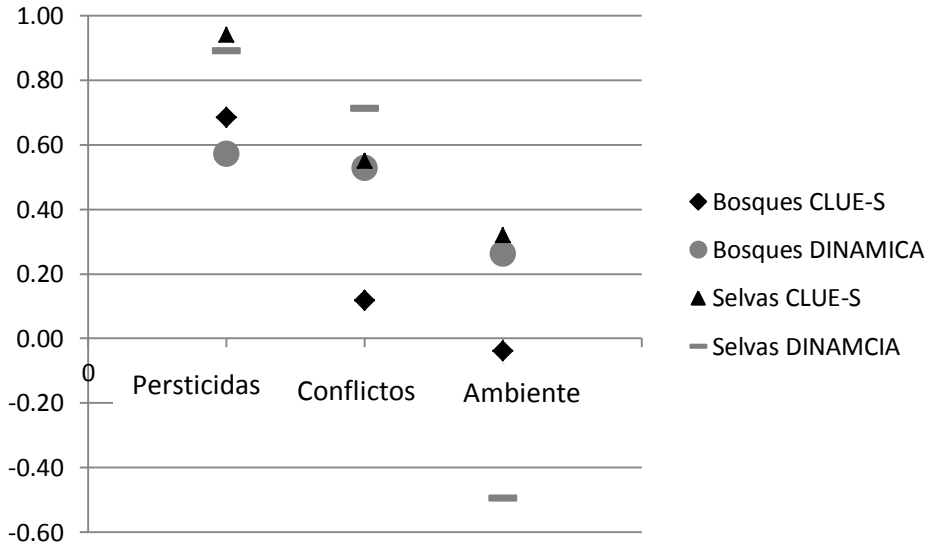
Anexo 17

Áreas de refugios y focos rojos de cambio de cobertura y uso del suelo y cambio climático dentro de los sitios prioritarios para la conservación regionales para los escenarios "conflictos" y A1 que integran el bloque sectorial y para los escenarios "ambiente" y B2 que forman el bloque de conservación.



Anexo 18

Tasas de deforestación para bosques y selvas como resultado de las simulaciones con CLUE-S y DINAMICA.



Éclairer le choix des outils de simulation des changements des modes d'occupation et d'usages des sols

Une approche comparative

Jean-François Mas[1] — Melanie Kolb[2] — Thomas Houet[3]
Martin Paegelow[3] — María Teresa Camacho Olmedo[4]

[1] *Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental,*
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)
Antigua Carretera a Pátzcuaro No. 8701, Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta, CP 58190 Morelia Michoacán México

jfmas@ciga.unam.mx

[2] *Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad*
Liga Periférico - Insurgentes Sur, Núm. 4903, Col. Parques del Pedregal
Delegación Tlalpan, 14010 México, D.F. – México
Posgrado en Geografía- Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)

melanesien@gmail.com

[3] *Laboratoire GEODE Maison de la Recherche de l'Université du Mirail*
5, Allées A. Machado - F-31058 Toulouse cedex

thomas.houet ; paegelow@univ-tlse2.fr

[4] *Departamento de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física*
Facultad de Filosofía y Letras Universidad de Granada
Campus de Cartuja s/n. 18071 Granada España

camacho@ugr.es

RÉSUMÉ. *Durant les dernières décennies, une variété de modèles ont été développés pour simuler les changements futurs des modes d'occupation et d'usage des sols. Dans cette étude, nous avons comparé quatre logiciels de modélisation : CLUE-S, DINAMICA EGO, CA_Markov et Land Change Modeler. Nous avons examiné les différentes méthodes et outils disponibles dans chaque modèle pour reproduire les étapes nécessaires pour une telle approche de modélisation : 1) estimation de la quantité de changement, 2) caractérisation des changements observés par des variables explicatives, 3) allocation spatiale des changements, 4) reproduction des patrons spatiaux, 5) évaluation de la performance du modèle et 6) capacité pour développer des modèles sophistiqués. Pour illustrer cette analyse, les modèles ont été appliqués à des études de cas théoriques très simples. Nous avons comparé les différents résultats issus de cette démarche de modélisation (projection des*

surfaces de changements futurs, cartes de probabilité de changement, cartes des modes d'occupation et d'usage des sols futurs) afin d'objectiver nos conclusions portant sur la flexibilité et la capacité des modèles pour effectuer les différentes tâches listées. Le but de cette étude vise à éclairer les futurs utilisateurs à faire un choix de modèle approprié suivant leur problématique.

ABSTRACT. *During the last decades, a diversity of models has been developed to simulate future land use and land cover changes (LUCC). In this paper, we compared four modeling tools: CLUE-S, DINAMICA EGO, CA_MARKOV and Land Change Modeler. We assessed the methods and tools available for each modeling tool within these models based on the six steps necessary for a generic framework of LUCC modeling: 1) estimating the quantity of LUCC, 2) identifying and assessing the influence of variables related to observed LUCC, 3) spatial allocation of future LUCC, 4) simulation of specific landscape patterns/LUCC, 5) assessing the model's ability to simulate LUCC and 6) capacity of sophisticated model development to simulate complex LUCC. To illustrate this comparative analysis, the four models have been applied to a simple theoretical case study. We compared the tools and methods of each model, as well as the results of the simulations to assess their performance in all the listed steps of the LUCC modeling process. The aim of this study is to help modelers in the choice of an appropriate model regarding their modeling purpose.*

MOTS-CLÉS : *modèle, changements d'occupation et d'utilisation des sols, simulation, prédiction, prospective.*

KEYWORDS: *model, land use and land cover changes, simulation, predictive, prospective.*

DOI:10.3166/RIG.15.297-322 © 2011 Lavoisier, Paris

1. Simulation des changements d'occupation et d'utilisation des sols : un fort besoin d'éclairer le choix d'un modèle

Durant les dernières décennies, un grand nombre de modèles de simulation des changements d'occupation et d'utilisation des sols (LULCC[1]) ont été développés pour répondre aux besoins relatifs à la gestion du territoire et d'aide à la décision : comprendre et évaluer les LULCC (Où les changements se produisent-ils ? Quelle est leur ampleur surfacique ? Au détriment de quoi se font-ils ?), projeter dans le futur l'impact des LULCC suivant des approches prédictives (Corgne *et al*., 2004) et/ou prospectives (Houet *et al*., 2008a). La modélisation, surtout si elle est « spatialement explicite » est une technique importante pour la projection et l'exploration de scénarios prospectifs alternatifs, la réalisation d'expériences de simulations qui testent notre compréhension des processus clés et la description de ces dernières en termes quantitatifs (Veldkamp et Lambin, 2001).

Dans la littérature, les LULCC sont modélisés de manière empirique à partir d'une analyse des évolutions passées, qui permet de développer un modèle

1. Nous utilisons ici l'acronyme des termes anglophones « Land use and land cover changes » (LULCC) et « Land use and land Cover » (LULC) consacrés par la communauté scientifique tant dans la littérature (Lambin and Geist 2006) que dans les projets scientifiques internationaux (LUCC project - http://www.igbp.net/page.php?pid=250; LAND project - http://www.globallandproject.org/) qui n'ont pas d'équivalent en français.

mathématique qui estime la probabilité[2] de changement en fonction d'un ensemble de variables explicatives. L'analyse spatiale des changements se base la plupart du temps sur la comparaison de deux cartes des modes d'occupation et d'usages des sols (LULC) correspondant à des dates passées plus ou moins éloignées. Cette comparaison permet d'estimer les tendances (taux de changement) et d'identifier les processus de changement (transitions d'un type d'occupation des sols vers un autre). L'analyse des relations spatiales entre les changements observés dans le passé et les variables explicatives identifiées de façon empirique, statistique, à dires d'experts ou participative (Bürgi *et al.*, 2004 ; Overmars *et al.*, 2007 ; Cuevas et Mas 2008 ; Houet *et al.*, 2008b), permet de cartographier la probabilité des différentes transitions. Ces cartes de probabilité peuvent être considérées comme un premier produit de la modélisation *per se*. Des procédures supplémentaires, utilisées pour simuler des futurs LULCC, font appel à des techniques d'allocation spatiale spécifiques, destinées à 1) allouer une quantité de changements attendus d'après des projections des LULCC historiques observés et 2) reproduire des patrons spatiaux réalistes des processus d'évolution des paysages (Soares-Filho *et al.*, 2002 ; Sohl *et al.*, 2007 ; Castella et Verburg, 2007). Enfin, une évaluation de la performance du modèle est habituellement menée et basée sur la coïncidence spatiale entre une carte simulée et une carte « réelle » généralement obtenue par la classification de données de télédétection et qui sert de référence (Pontius *et al.*, 2004, 2008).

Les logiciels de modélisation utilisent des outils (méthodes, algorithmes…) qui ont des exigences différentes, qui sont parfois fondés sur des hypothèses distinctes et/ou pouvant être au final plus ou moins appropriés selon les données d'entrée disponibles et les objectifs de la modélisation. Bien que certains modèles aient été largement utilisés, il existe peu d'études d'évaluation et comparaison de modèles visant à la compréhension des avantages et des limites de leurs outils (Paegelow et Camacho Olmedo, 2005, 2008 ; Pontius *et al.*, 2008 ; Camacho Olmedo *et al.*, 2010). Cette étude vise à comparer et évaluer des modèles existants pour simuler les LULCC, afin d'éclairer le choix des futurs utilisateurs.

La simulation des LULCC repose sur un premier choix implicite, de la part des utilisateurs, orientant soit vers l'usage d'un modèle qui reproduise les patrons paysagers des LULCC soit vers l'usage d'un modèle qui simule les processus d'usages des sols. S'il existe plusieurs outils de modélisation disponibles librement ou non et avec une interface Hommes-Machine ergonomique pour des utilisateurs, il n'en existe pas pour le moment pour le second type de modèles (Houet et Gaucherel, 2007). Seules des plateformes sont disponibles mais requièrent le développement d'applications. Dès lors, nous avons comparé quatre solutions logicielles, représentatives des approches existantes et regroupant un large éventail de méthodes et d'outils de modélisation, parmi les plus utilisées et/ou diffusées : CA_MARKOV sur IDRISI (Eastman, 2009), CLUE-S (Verburg *et al.*, 2002, Verburg et Overmars, 2009), DINAMICA EGO (Soares-Filho *et al.*, 2002, 2006, 2009) et Land Change

2. Nous employons le terme de probabilité même si dans certains modèles il ne s'agit pas de probabilité au sens strict.

Modeler (disponible sur IDRISI et comme extension de ARC-GIS) (Eastman, 2009). Enfin, à partir de ces éléments de comparaison, nous discuterons de la pertinence de ces outils de simulation suivant l'usage auquel il se destine.

2. Approche comparative : processus de modélisation, fonctionnement, simulations, usages

L'approche comparative proposée dans cet article s'appuie sur deux constats :

– il existe une forte confusion des termes employés dans ce domaine qui peut porter préjudice à l'appréhension des outils de simulation existants. En effet, parmi les quatre outils cités, certains auteurs les appellent « modèles » alors que ceux-ci reposent sur différentes approches méthodologiques ou modèles (probabiliste, intelligence artificielle, mécaniste, etc.) (Coquillard et Hill, 1997). De plus, ces outils, appelés aussi parfois « logiciels » en terme d'usage informatique, peuvent être intégrés dans des logiciels de géomatique aux fonctionnalités beaucoup plus larges. De même, il existe une forte confusion entre les termes « modélisation » et « simulation » dans la littérature scientifique (Le Berre et Brocard, 1997) tant francophone qu'anglophone (*modeling and simulation*). Si la modélisation peut se résumer à une description conceptuelle du fonctionnement d'un système, la simulation immerge le modèle dans le temps. Ainsi, des cartes prédictives ou prospectives sont souvent considérées comme le résultat d'une modélisation, alors que *stricto sensu* il s'agit de produits d'une simulation ;

– une analyse bibliographique des travaux reposant sur ces outils de simulation (Briassoulis, 2000 ; Kanevski et Maignan, 2004 ; Mas *et al.*, 2004 ; Wainwright et Mulligan, 2004 ; Houet et Hubert-Moy, 2006 ; Paegelow et Camacho Olmedo, 2005, 2008 ; Pontius *et al.*, 2008 ; Camacho Olmedo *et al.*, 2010), met en évidence qu'ils reposent tous sur un processus commun de modélisation des changements des modes d'occupation et d'utilisation des sols. Il se décline en quatre étapes relatives au fonctionnement des modèles (figure 1) :

- 1) une procédure non spatiale qui estime les quantités de chaque transition,
- 2) une procédure spatiale qui détermine la probabilité de changements,
- 3) une composante spatiale qui distribue les changements dans l'espace,
- 4) éventuellement un module spatial chargé de reproduire les caractéristiques du paysage.

Dans un premier temps, les méthodes et modèles offerts par ces outils de simulation ont été comparés pour chacune de ces quatre étapes. A cela s'ajoute une comparaison de l'aptitude des outils à simuler des changements d'occupation et d'usages des sols. Cette analyse comparative s'appuie sur une base de données volontairement simplifiée qui intègre des types de dynamiques théoriques de changements d'usages des sols, aussi bien présentes sur des fronts pionniers (Follador *et al.*, 2008) que dans des territoires sujets à l'étalement urbain (Aguejdad et Houet, 2008). La procédure d'évaluation est basée sur la comparaison de la carte

simulée pour une date donnée avec une carte de référence (la réalité) à la même date. Nous avons également examiné un aspect relatif à l'usage des modèles en évaluant la possibilité de simuler des LULCC plus sophistiqués (suivant des motifs spatiaux, des transitions d'un type d'occupation des sols à un autre plus complexe, etc.), la facilité d'utilisation et la disponibilité de documentation de support.

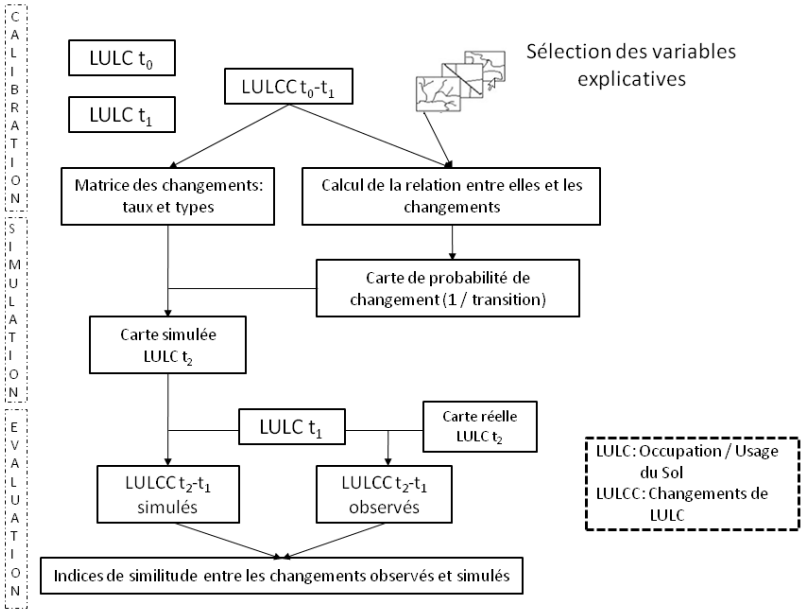


Figure 1. *Démarche générale de modélisation et de simulation des LULCC*

Enfin, si ces outils sont généralement utilisés pour simuler des changements probables à plus ou moins long terme des modes d'occupation et d'usages des sols, leur usage dépend fortement de l'approche prospective adoptée, exploratoire ou normative (Houet *et al.*, 2010). Ainsi, les méthodes et modèles disponibles dans chacun de ces outils de simulation présentent une aptitude variable selon :

– le type de simulation que l'on souhaite produire ; c'est-à-dire reposant sur un scénario de type exploratoire ou normatif ;

– que l'on souhaite injecter ou non des connaissances d'experts ou limiter le nombre d'inputs à prendre en compte ;

– les objectifs scientifiques qui peuvent tantôt reposer sur la prise en compte d'un LULCC en particulier, tantôt à l'étude de l'évolution de l'ensemble des LULC.

Nous parlerons ainsi dans cet article de « solution logicielle » ou encore « d'outils » afin de ne pas apporter plus de confusions aux termes communément employés de « modèle » ou « logiciel ». L'objectif est de fournir au lecteur une vision objective quant au choix de l'une ou l'autre des solutions logicielles, à travers la comparaison des méthodes et modèles mobilisés lors des différentes phases du processus de modélisation.

3. Evaluation sur un jeu de donnée théorique

Afin d'évaluer les différents outils des modèles, nous avons créé un jeu de données théorique très simple qui comporte 1) une carte de LULCC avec deux principaux types de transitions qui diffèrent par leur distribution géographique et la taille des parcelles et 2) trois variables explicatives (deux continues : distance à la route et altitude, une catégorielle : type de sol) qui influencent les LULCC. L'avantage d'un cas théorique est de pouvoir élaborer des cas très simples dont l'interprétation est facile, contrôler les relations entre LULCC et variables explicatives et construire des situations spécifiques afin de tester certains traits particuliers des méthodes et outils évalués.

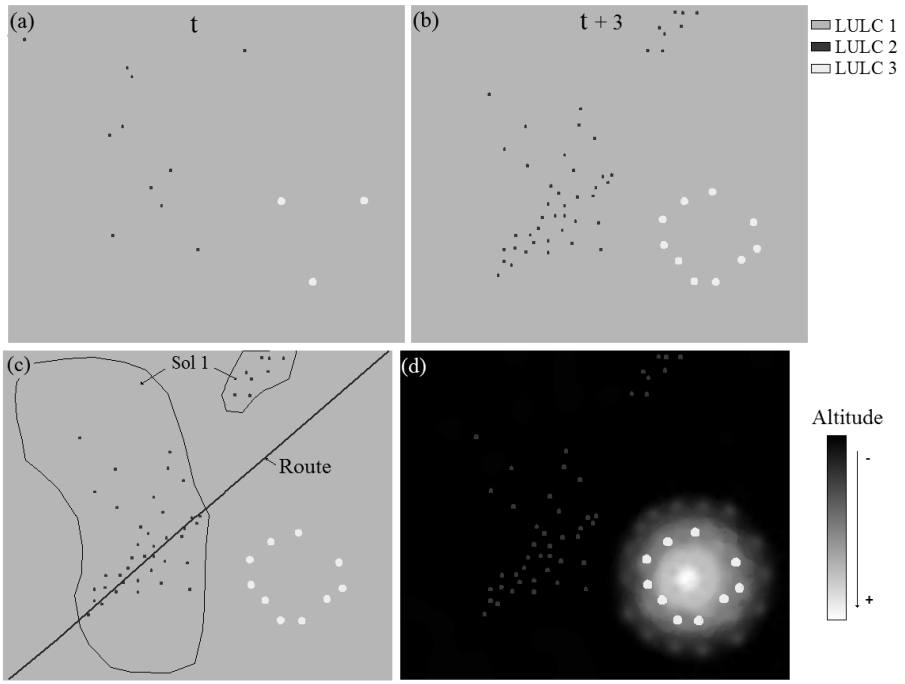


Figure 2. *Cas théorique : Distribution des types de LULC à t (a) et t+3 (b), Distribution des types de LULC (t+3) par rapport à la route et au type de sol (c) et à l'altitude (d)*

Ce jeu de données théorique s'inspire des types de changements des modes d'usages des sols observés sur les fronts de colonisation agricole en milieu tropical (déforestation) (Soares-Filho *et al.*, 2002 ; Díaz-Gallegos *et al.*, 2010) sur des territoires urbanisés soumis au phénomène d'étalement urbain (développement de « village-rue »). Il se compose d'une carte des types d'occupation du sol aux dates t et t + 3 (Figures 2a et 2b). Une route représentée en noir influence les LULCC : plus on est proche de celle-ci, plus la situation est favorable à l'apparition de LULC2. Les types de sols influencent également les LULCC : les sols de type 1 sont favorable à un changement vers LULC2 (Figure 2c). L'altitude constitue un dernier facteur de changement vers le LULC3 tel que le présente la figure 2d.

Deux exemples illustratifs sont réalisés pour tester les capacités des modèles à simuler les LULCC :

– exemple 1 : calcul de la probabilité de changement du LULC1 vers le LULC2 en fonction de la distance à la route et du type de sol. Dans notre cas théorique les LULCC du LULC 1 à LULC2 sont plus fréquents à proximité de la route et se présentent uniquement dans le type de sol 1. A cela s'ajoute que le premier type de LULCC concerne des parcelles beaucoup plus petites que le second ;

– exemple 2 : intégration de l'influence d'une altitude optimale pour des changements du LULC1 vers LULC3. Les LULCC de LULC 1 à LULC 3 se réalisent uniquement dans une certaine plage altitudinale.

4. Résultats

4.1. *Estimation de la quantité de changement*

Avec CA_MARKOV, DINAMICA et LCM, la quantité de changement est calculée à l'aide de chaînes de Markov, synthétisée sous forme d'une matrice de transition, généralement obtenue par la comparaison de cartes d'occupation et d'utilisation des sols à deux dates différentes. La matrice de transition entre la date de t_0 et t_1 (qui déterminent la période T), obtenue en superposant les deux cartes d'occupation des sols, indique la surface (ou le nombre de pixels) pour chaque transition. Cette matrice peut être transformée en une matrice de probabilité de transition qui permet de réaliser des projections pour une ou plusieurs dates futures (dates t_n). Les projections jusqu'à une date future t_n sont réalisées, la plupart du temps, soit en un seul pas de temps, soit suivant un nombre d'itérations ayant une signification temporelle précise (ex : évolution annuelle). Avec DINAMICA, la matrice de transition est transformée en taux de transition annuel pour projeter les changements sur une base annuelle en appliquant une équation de calcul matriciel (équation [1]). Avec CA_Markov et LCM, les probabilités de transition annuelle sont obtenues par une simple correction linéaire des probabilités de transition. Avec CLUE-S, l'utilisateur doit fournir les quantités (nombre de pixels) des catégories d'occupation des sols pour chaque année de simulation.

$$P^t = HVH^{-1} \quad [1]$$

où P est la matrice originale, H la matrice des vecteurs propres, V une matrice dérivée des valeurs propres, et *t* est une fraction ou un multiple de la période de temps (ver Takada et al., 2010).

IDRISI propose également une correction des valeurs de probabilité de la matrice qui tient compte de la fiabilité des cartes d'occupation des sols. Cette fiabilité traduit le niveau de confiance que nous avons de la qualité de la carte produite, par exemple par classification d'une image satellite. Les méthodes de classification ne permettant pas de réaliser des cartes parfaites, cette option permet de relativiser la confiance apportée aux quantités estimées de changements attendus. Cette correction consiste à réduire les probabilités les plus élevées (probabilités supérieures ou égales à celles des transitions de permanence) proportionnellement à l'erreur et à modifier les autres valeurs de probabilités afin que la somme des colonnes soit égale à 1. Le tableau 1 présente une matrice de transition avec quatre transitions possibles entre différents types de LULC. Dans le tableau 2, il est possible d'observer que les matrices générées par DINAMICA et IDRISI (sans correction) sont très semblables. Au contraire, la correction réalisée par IDRISI pour corriger les biais liés à la qualité des données (ex : erreurs de classification) modifie toutes les probabilités de transition et affecte les projections de façon significative (figure 3).

		t_{+3}	
t	LULC 1	LULC 2	LULC 3
LULC 1	392499	1066	1168
LULC 2	130	156	0
LULC 3	146	0	292

Tableau 1. *Matrice de transition en nombre de pixels (T = 3 ans)*

		t_{+3}	
t	LULC 1	LULC 2	LULC 3
LULC 1	0.9943	0.0027	0.0030
LULC 2	0.4545	0.5455	0.0000
LULC 3	0.3333	0.0000	0.6667

Tableau 2. *Matrice de probabilité de changement (T = 3 ans)*

IDRISI (sans correction des erreurs cartographiques)

		t_{+1}	
t	LULC 1	LULC 2	LULC 3
LULC 1	0.9974	0.0014	0.0013
LULC 2	0.2274	0.7726	0.0000
LULC 3	0.1445	0.0000	0.8555

IDRISI (avec correction des erreurs cartographiques estimées à 15 %)

		t_{+1}	
t	LULC 1	LULC 2	LULC 3
LULC 1	0.8478	0.0781	0.0742
LULC 2	0.3433	0.6567	0.0000
LULC 3	0.2728	0.0000	0.7272

DINAMICA

		t +1	
t	LULC 1	LULC 2	LULC 3
LULC 1	0.9978	0.0011	0.0011
LULC 2	0.1835	0.8165	0.0000
LULC 3	0.1268	0.0000	0.8732

Tableaux 3. *Matrices de probabilité de changement (T = 1 an)*

Il est également important de noter que généralement, se sont les transitions de permanence qui présentent des valeurs de probabilité élevées. La correction a donc tendance à réduire les probabilités de permanence et d'augmenter celles des autres transitions. Cependant, dans le cas d'une matrice construite à partir de la comparaison de deux cartes produites de façon indépendante, les erreurs de classification entraînent une surestimation des transitions de changement. Par conséquent, la correction offerte par IDRISI pourrait exacerber les erreurs dans la matrice plutôt que de les réduire. Dans le cas présenté ici, après cette correction, certaines transitions de faible probabilité (< 0.1 %) entre t et t_{+3} (de LULC1 vers LULC2 ou LULC3) ont une probabilité supérieure à 7 %.

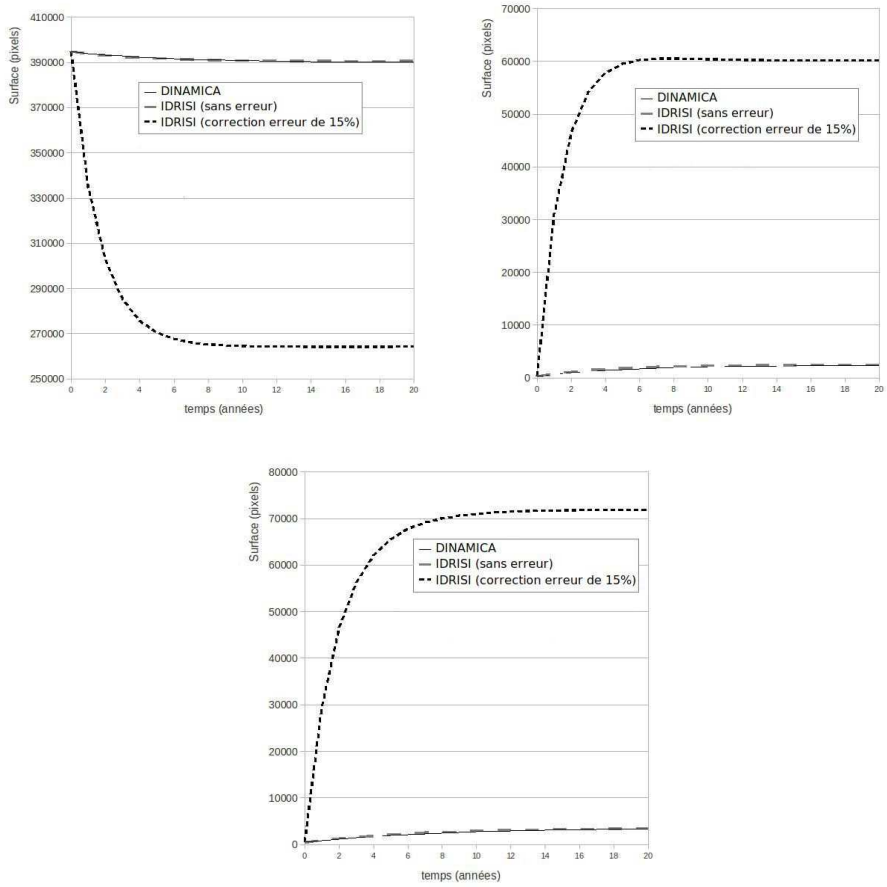


Figure 3. *Surfaces des trois catégories d'LULC projetées sur la base des trois matrices de probabilité de changement en fonction du temps (nombre d´années). Les surfaces estimées par IDRISI (sans correction) et DINAMICA sont très semblables et les courbes se superposent, au contraire les modifications faites par la correction des erreurs cartographiques augmentent drastiquement le rythme de changement*

4.2. *Évaluation de la probabilité de changement*

La probabilité de changement dépend de la distribution des variables biophysiques et socio-économiques qui influencent les LULCC. Les variables les plus couramment utilisés sont la pente, la distance aux voies de communication et aux agglomérations, les types de sols (Pontius *et al.*, 2008). La probabilité d'occurrence d'un type de transition donnée ($LULC_X$ vers $LULC_Y$) peut être définie à travers deux approches légèrement différentes: la détermination de l'aptitude d'un

site pour un type d'occupation et d'utilisation du sol ou le calcul de la probabilité des types de transitions.

CA_Markov et CLUE-S utilisent des cartes qui expriment l'aptitude pour chacune des catégories d'occupation et d'utilisation des sols. LCM et DINAMICA calculent la probabilité de chaque transition. Ces données restituées sous forme de cartes sont produites à partir de la relation entre les variables explicatives et les types d'occupation et d'utilisation des sols pour CA_Markov et CLUE-S, et entre les variables explicatives et les transitions observées entre t_0 et t_1 pour les deux autres outils de modélisation. Avec CA_Markov, les cartes d'aptitude sont générées à l'aide d'une évaluation multi-critères supervisée. CLUE-S requière d'utiliser une méthode statistique (régression logistique multi-variée) provenant de programmes informatiques indépendants. DINAMICA calcule une carte de probabilité en utilisant la méthode des poids d'évidence. Ces poids peuvent éventuellement être modifiés en utilisant un algorithme génétique pour améliorer la concordance entre les cartes de probabilité de changement et les cartes d'occupation et d'utilisation des sols utilisées pour le calibrage du modèle. LCM propose d'utiliser soit un réseau de neurones (perceptron multicouches) pour produire la carte de probabilité, soit une régression logistique.

Ces méthodes reposent sur des principes distincts et requièrent des traitements préalables des variables explicatives différents :

1) Les modèles de simulation des LULCC requièrent, pour établir des cartes de probabilité de changement d'un type d'occupation du sol vers un autre, une représentation quantifiée des variables explicatives. Le perceptron multicouche et les modèles de régression logistique utilisent de préférence des variables continues. LCM propose un outil permettant d'intégrer des variables catégorielles moyennant une transformation des différentes catégories concernées (données qualitatives) en données quantitatives. Leur poids respectif est calculé par une méthode d'analyse de vraisemblance basée sur la fréquence relative des pixels qui appartiennent à différentes catégories pour les régions ayant observées un changement. Par exemple, au lieu d'utiliser un jeu de cartes binaires (variables booléennes) pour représenter une carte catégorielle de types de sol, la probabilité de changement est calculée, pour chaque catégorie de sol, suivant la part de pixels ayant subi un certain changement. La méthode des poids d'évidence se base sur des variables catégorielles et requière donc une phase de traitement préalable pour transformer les variables continues en catégorielles sur lesquelles seront calculées les probabilités de changements. Dans DINAMICA, cette opération est assurée par un outil permettant d'optimiser cette transformation ;

2) Les modèles de régression logistique et la méthode des poids d'évidence se basent sur l'hypothèse d'indépendance entre les variables explicatives. Souvent, cette condition n'est pas remplie en raison de la forte corrélation entre les variables spatiales. DINAMICA et LCM proposent des outils pour évaluer la corrélation entre les cartes afin de sélectionner les variables à conserver ou non (coefficient de Cramer, Chi carré, coefficient de corrélation et indice de Kappa dans LCM ; indice de Cramer, de contingence et incertitude d'information commune dans

DINAMICA). Ces outils ont pour vocation d'éclairer l'utilisateur dans le choix des variables. Mais il est précisé dans la littérature (Pontius *et al.*, 2008 ; Eastman, 2009) que même si deux variables sont fortement corrélées, leur influence respective peut aussi concerner des portions de territoires spécifiques, ou représenter des processus d'évolution des paysages distincts, et qu'il convient de les conserver malgré tout ;

3) Le calcul des probabilités de changement par les différents modèles permettant d'ajuster la relation entre les variables explicatives et la probabilité de transition repose sur des méthodes, et par corollaire des principes, différents. Les méthodes reposant sur l'intelligence artificielle (réseaux de neurones, algorithme génétique) et les modèles de régression logistique prennent en compte simultanément toutes les variables explicatives tandis que les poids d'évidence sont calculés indépendamment pour chaque variable. Lors du calcul de la carte de probabilité à partir des méthodes utilisant les poids d'évidence, la probabilité repose sur la somme des poids de chaque variable produisant un effet additif de l'action des différentes variables. Par ailleurs, dans le cas des régressions logistiques et des poids d'évidence, une forte corrélation entre les variables spatialisées influençant l'évolution des LULCC, peut engendrer un effet cumulatif de l'influence de chaque variable. En revanche, les réseaux neuronaux et les algorithmes génétiques peuvent générer des fonctions non-linéaires, en tenant compte des synergies ou des effets inhibiteurs entre les variables. Ces méthodes sophistiquées, fondées sur l'auto-apprentissage, permettent ainsi de prendre en compte l'influence de l'ensemble des variables et dont les effets peuvent ne pas être uniformes dans l'espace contrairement aux autres méthodes telle que les régressions logistiques (Aguejdad et Houet, 2008) ;

4) Les méthodes diffèrent aussi dans leur capacité pour modéliser des relations entre la probabilité de changement et les variables explicatives (effet non continu, effet de seuils …). Les modèles de régression logistique ne peuvent modéliser correctement qu'une fonction sigmoïdale. Dans la méthode du poids d'évidence, un poids est calculé pour chaque catégorie, ce qui permet de créer une fonction très complexe. Les réseaux de neurones sont capables d'ajuster des fonctions non linéaires. Toutefois, la capacité de modéliser des fonctions complexes avec une grande capacité d'adaptation n'est pas nécessairement un avantage, car elle peut conduire à un sur-ajustement de la relation probabilité de changement/variables explicatives et du poids respectif des variables aux caractéristiques de la période de calibrage ;

5) Ces méthodes fournissent également différents degrés d'intégration d'expertise. L'évaluation multicritères (CA_Markov) permet de prendre en considération les connaissances des experts à partir de calculs réalisés à l'aide d'autres fonctionnalités existantes dans IDRISI, tandis que la régression logistique et *a fortiori* les réseaux de neurones et algorithmes génétiques non. DINAMICA permet de visualiser les relations entre les variables explicatives et les poids d'évidence et, éventuellement, de modifier leurs valeurs. Par conséquent, suivant les programmes, il est possible de contrôler le niveau d'intégration des connaissances d'experts depuis une approche complètement statistique (sans modifier les valeurs

des poids d'évidence calculées automatiquement) jusqu'à une entièrement basée sur les connaissances d'experts (importante modification des poids par les experts).

4.2.1. *Exemple 1*

Afin d'illustrer certaines des caractéristiques de ces différentes approches, les programmes ont été appliqués à un cas très simple dans lequel les changements d'occupation des sols (LULC1 vers LULC2) se produisent plus fréquemment à proximité des routes, mais uniquement sur le type de sol 1.

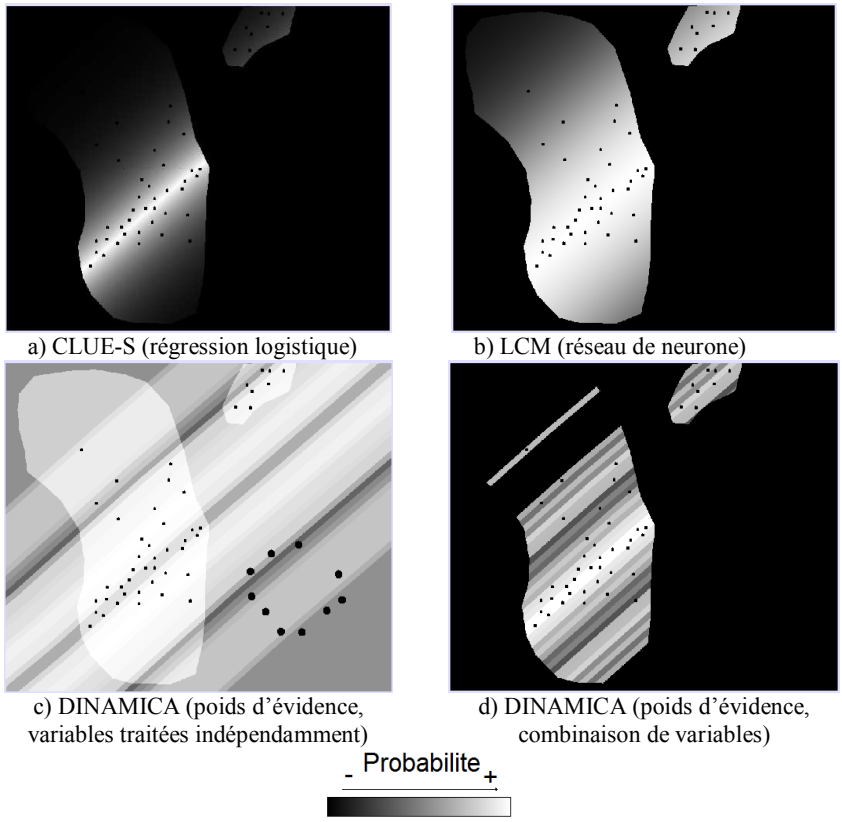


Figure 4. *Cartes de probabilité de la transition LULC 1 à LULC 2 obtenues avec les différentes méthodes évaluées*

Les résultats montrent que la régression logistique et les réseaux neuronaux ont été en mesure de modéliser directement l'effet combiné du type de sol et de la distance des routes (Figures 4a et 4b). La probabilité de changement est inversement proportionnelle à la distance à la route sur le type de sol 1 et est nulle dans le second

type de sol. La méthode du poids d'évidence ne permet pas d'intégrer l'effet combiné des deux variables à cause du calcul de la probabilité à partir de la somme des poids d'évidence. Les probabilités sur le sol 2 ne sont pas nulles et dépendent de la distance aux routes (figure 4c). L'effet inhibiteur du sol 2 peut être modélisé avec les poids d'évidence en utilisant une variable combinant l'information de distance et de type de sol (figure 4d). Dans le cas de CA_Markov, l'approche experte permet sans doute de modéliser de telles interactions entre variables. Nous ne présentons pas de résultat pour cette approche car ceux-ci dépendent de la méthode choisie pour élaborer les cartes d'aptitude et de l'expérience de l'usager.

4.2.2. *Exemple 2*

L'évaluation de la capacité des modèles pour élaborer des fonctions complexes sans sur-ajustement a été réalisée par la simulation de deux types de LULCC en utilisant une seule variable explicative. Les changements du LULC1 au LULC3 sont modélisés à l´aide de la carte d´altitude. Les LULCC du LULC 1 au LULC 2 sont modélisés en utilisant uniquement la distance à la route bien que cette relation soit dépendante du type de sol.

Comme on peut l'observer sur la figure 5, seule la méthode des poids d'évidence a été en mesure de créer une fonction qui modélise la plage d'altitude optimale. Toutefois, dans le cas de la distance à la route (figure 6), la flexibilité de cette méthode semble être un désavantage, et les fonctions créées par la régression logistique ou le perceptron multicouche semblent plus vraisemblables.

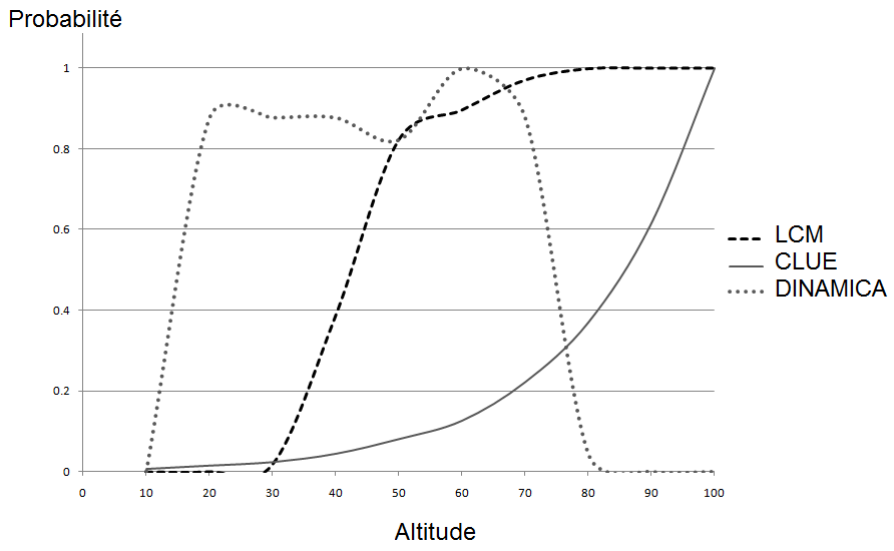


Figure 5. *Probabilité de la transition LULC 1 à LULC 3 en fonction de l'altitude*

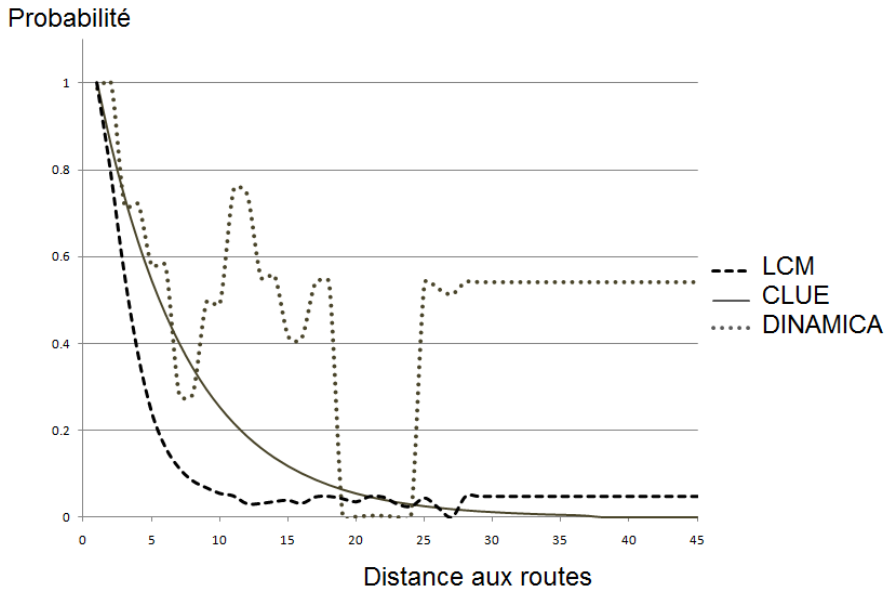


Figure 6. *Probabilité de la transition LULC 1 à LULC 2 en fonction de la distance par rapport à la route*

4.3. *Procédures d'allocation spatiale des changements*

L'attribution du changement est un processus de décision qui sélectionne les pixels qui connaîtront un changement à partir des cartes de probabilité de changement ou cartes d'aptitude. Considérant que ce sont les sites les plus susceptibles de changer qui changent effectivement, CA_MARKOV et LCM sélectionnent les pixels qui présentent les valeurs de probabilité les plus fortes. Comme il y a généralement une concurrence entre les différentes transitions (le même site peut être un candidat à différentes transitions), CA_Markov et LCM utilisent une procédure d'affectation multi-objectif basée sur les probabilités des différents types d'occupation du sol et la quantité de changement calculée précédemment. CLUE-S utilise une approche alternative basée sur un processus itératif qui ajuste les quantités de pixels de changement aux quantités données par l´utilisateur en simulant un processus de compétition entre LULC, basé sur les probabilités du modèle logistique et une valeur d´élasticité qui dépend de la réversibilité et la permanence de chaque type de LULCC. DINAMICA utilise une procédure légèrement différente : les pixels sont classés en fonction de leur probabilité de changement et choisis ensuite au hasard dans un rang de probabilités les plus élevées. Un paramètre permet de contrôler la quantité de changements simulés dans les zones moins sujettes à changement, contrairement aux autres où seuls les pixels aux probabilités les plus fortes subiront le changement.

4.4. *Simulation des dynamiques spatiales et temporelles des changements d'occupation et d'utilisation des sols*

CA_MARKOV et DINAMICA utilisent des automates cellulaires (AC) pour reproduire les dynamiques spatiales et temporelles des LULCC et plus particulièrement pour obtenir un effet de proximité (les zones à proximité des sites d'une certaine catégorie sont plus susceptibles de changer vers ce type d'occupation du sol). Dans CA_MARKOV, l'AC estime les espaces voisins à changer à l'aide d'un filtre de taille paramétrable et a pour vocation de faire émerger, localement, les patrons spatiaux dominants. L'utilisateur peut contrôler le nombre d'itérations de l'AC et donc l'effet d'agglomération autour des parcelles existantes ou récemment créés. Cet AC est identique pour toutes les transitions. DINAMICA utilise quant à lui deux AC appelés 1) *expander* et 2) *patcher*. Le premier est consacré uniquement à l'érosion ou la dilatation de parcelles existantes tandis que le second créer de nouvelles parcelles à l'aide d'un mécanisme de semis aléatoire. Ces mécanismes permettent de générer l'expansion de formes existantes et l'émergence de formes spatiales d'usages des sols à l'aide de paramètres qui contrôlent la taille des formes spatiales, leur variation de taille et leur isométrie, de façon indépendante pour chaque transition. CLUE-S ne possède pas d'AC, mais offre la possibilité de modifier la carte de probabilité de changements. Cet ajustement est réalisé par le produit pixel à pixel de la carte des probabilités de changement avec une seconde carte issue d'une régression logistique supplémentaire qui tient compte de la distance aux parcelles existantes (Verburg *et al*., 2004).

Comme on peut le voir sur la figure 7, la simple sélection des pixels avec une probabilité de changement plus élevée (sans automate cellulaire) ne conduit pas à la reproduction de patrons spatiaux vraisemblables (LCM et CLUE). LCM tend à favoriser les zones à proximité directe de la route pour le LULC2 et celles étant à la même altitude pour le LULC3. Pour la classe LULC 2, on observe très nettement l'effet issu de l'utilisation de variables continues pour caractériser l'influence de la distance à la route. CLUE présente un résultat semblable mais favorise les LULCC à LULC3 en altitude due à la régression logistique. L'AC de CA_Markov permet seulement la croissance de parcelles existantes. Avec DINAMICA il a été possible de créer de nouvelles parcelles en respectant les différences dans la taille des parcelles des LULC2 et LULC3.

Des options supplémentaires, conçues pour reproduire les patrons spatio-temporels, sont disponibles dans certains outils de modélisation pour modéliser des variations de la dynamique des changements. Il s'agit de rendre possible la simulation d'une durée de persistance d'un type d'occupation du sol durant les transitions, des effets de saturation ou encore l'utilisation de variables dynamiques. DINAMICA permet de changer la matrice de Markov à des pas spécifiques de la simulation. Certaines transitions, telles que la succession de cultures sont déterministes et dépendent du temps de séjour de la culture au sein d'une succession culturale. Seuls CLUE-S et DINAMICA permettent de définir la durée totale de

chaque transition, mais également le temps de présence d'un type d'occupation du sol spécifique au sein d'une transition. Certaines transitions stagnent ou s'arrêtent lorsque la quantité de changement atteint un certain niveau. Par exemple, un front de déforestation se déplace vers l'avant, laissant une certaine quantité de fragments de forêt rémanente. Avec CA_MARKOV et DINAMICA, des procédures pour modéliser les durées de séjour et l'effet de saturation peuvent être facilement mises en œuvre. A cause de sa structure fixe, ces implémentations ne sont pas possibles en LCM. Avec CLUE-S, l'effet de saturation peut être modélisé au détriment d'un autre patron spatial, car l'utilisateur peut utiliser une seule régression logistique supplémentaire pour chaque transition.

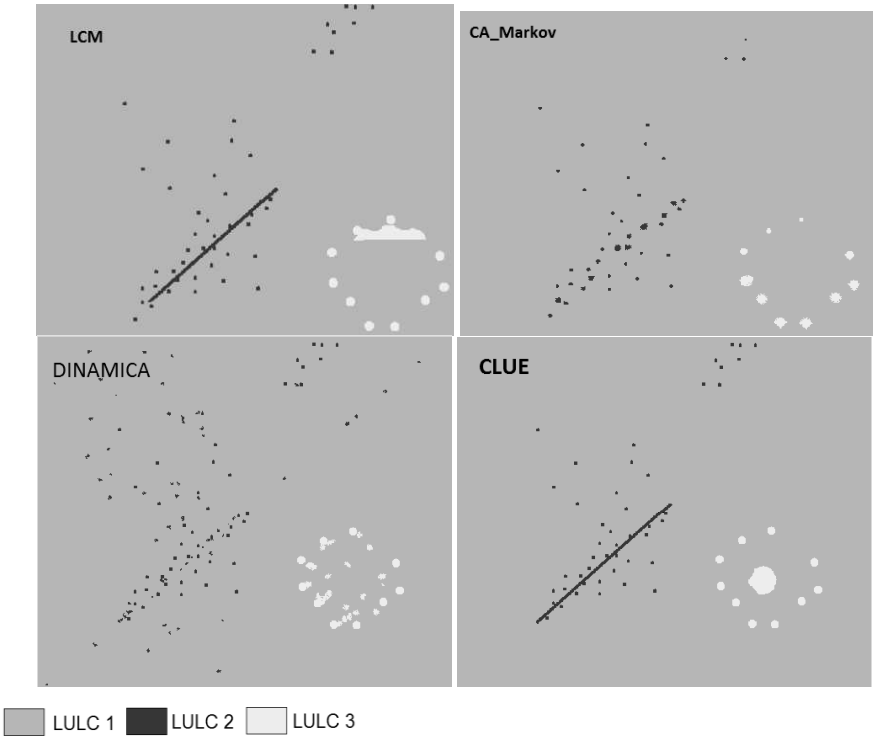


Figure 7. *Simulation des LULCC produites par LCM, CA_Markov, DINAMICA et CLUE*

L'utilisation de zones de restriction ou d'incitation permet d'ajuster la probabilité de changement à certaines politiques de gestion qui ne peuvent être dérivés à partir des variables explicatives. DINAMICA et LCM permettent l'utilisation de zones de restriction ou d'incitation à un ou plusieurs pas de temps défini(s) par l'utilisateur durant la simulation. Dans CLUE-S, ces zones sont créées

en fournissant une carte avec des valeurs de pixels entre 0 et 1, à fin d'être compatible avec les résultats de la régression mais seulement pour la simulation complète. Avec CA_Markov, les zones de restriction ou d'incitation peuvent être prises en compte lors de l'élaboration des cartes d'aptitude, signifiant qu'elles ne peuvent pas évoluer au cours du temps. Dans ces deux derniers cas, le modèle peut être scindé en plusieurs sous-modèles qui se succèdent au cours du temps pour pouvoir introduire les cartes en cours de modélisation.

4.5. *Evaluation des simulations*

En général, l'évaluation des modèles est basée sur la comparaison entre la carte simulée et une carte de la situation réelle observée (carte réelle). L'évaluation peut concerner la ou les carte(s) de probabilité de changement (appelée aussi « soft classification ») ou les cartes des futures occupations et utilisations des sols. Dans le premier cas, la carte des probabilités de changement (valeurs continues) est comparée avec la carte réelle (valeurs catégorielles). Dans le second cas, les cartes simulée et réelle sont comparées. IDRISI offre un moyen d'évaluer les résultats de la simulation pour chaque cas : 1) la méthode ROC *(Relative Operating Characteristics)* (Pontius, 2000 ; Pontius et Schneider, 2001) ; 2) l'indice Kappa (Ponce, 2000). DINAMICA calcule un indice de similarité floue (Hagen, 2003) qui permet de comparer les cartes d'occupation et d'utilisation des sols simulés et observés avec une certaine tolérance concernant la coïncidence spatiale. Dans CLUE-S, il n'existe pas d'outils d'évaluation propre. Mais l'évaluation de l'analyse de régression logistique est généralement basée sur une analyse ROC réalisée dans un autre logiciel.

On peut remarquer que les méthodes d'évaluation sont toutes orientées sur l'évaluation de la coïncidence spatiale entre les changements simulés et les changements observés. Cette approche peut biaiser les évaluations vers une surévaluation des méthodes qui affectent les changements aux pixels qui présentent les valeurs plus élevées de probabilités de changements. En effet, la reproduction des patrons spatiaux du paysage se fait au dépend de la coïncidence spatiale. Pour les applications dans lesquelles la simulation des patrons spatiaux des paysages est importante, il est recommandé d'évaluer cet aspect, par exemple à l'aide d'indices de fragmentation (Mas *et al.*, 2010). IDRISI permet de calculer différents indices. Dans DINAMICA, un script disponible dans les tutoriels permet également le calcul de certains d'entre eux.

4.6. *Options avancées*

Le développement de modèles plus sophistiqués qui impliquent par exemple la manipulation de sous-régions, telles que des entités administratives, ayant des dynamiques différentes (taux de changements, types de transition, variables

explicatives et/ou des effets de ces variables) constitue un autre point important à prendre en compte. Dans CLUE-S, l'utilisateur a la possibilité de fournir une carte de régions pour lesquelles les quantités de changements attendues peuvent être différenciées. LCM permet d'utiliser une carte dont la valeur modifie les cartes de probabilité de changement. DINAMICA offre également la possibilité de diviser la zone d'étude en régions ayant des spécificités propres (matrices de transition, variables explicative et leurs effets). Il permet également de subdiviser le modèle en sous-régions qui interagissent entre elles (par exemple, la proximité d'un front de la déforestation dans une sous-région peuvent influer la déforestation dans les sous-régions voisines). Ceci n'est pas possible directement dans CA_MARKOV, à moins de réaliser des simulations pour chacune des régions, et de fusionner les résultats *a posteriori*. Cependant cette dernière option risque de générer des incompatibilités aux limites entre les régions.

Un autre aspect est la possibilité d'intégrer différents patrons de LULCC durant la simulation d´une part en changeant les taux de changement et les variables en cours de modélisation et d´autre part en actualisant certaines variables à chaque pas de temps de la simulation en fonction des résultats de celle-ci (variables dynamiques, comme par exemple la distance à certains LULC). La modification du taux de changement et des variables explicatives peut se faire facilement avec CLUE-S, DINAMICA et LCM. Le *macro modeler* d'IDRISI peut être utilisé pour mener à bien de telles procédures en utilisant CA_Markov. DINAMICA et LCM permettent de mettre à jour les cartes de probabilités de changements de façon dynamique au cours de la simulation à partir d'un circuit de retro alimentation, par exemple, la distance à certains types de LULC comme variables dynamiques.

D'autre part, certains modèles peuvent être couplés avec d'autres modèles (externes). LCM peut utiliser une matrice de transition produite par un modèle externe (modèle économique, dires d'experts, etc.) au lieu de celle produite par les chaînes de Markov. Ceci est implicite avec CLUE-S. DINAMICA peut avoir recours à un modèle externe, qui calcule la dynamique des taux de transition.

Enfin, dans le cas particulier de la déforestation mais également dans le cas de l'urbanisation, le réseau routier est un facteur influençant fortement les LULCC. Toutefois, s'il n'est pas possible de prédire où les développements du réseau routier auront lieu, DINAMICA et LCM proposent un modèle prédictif de l'évolution des routes que nous n'avons pas évalué. Enfin LCM fournit des outils pour évaluer l'impact des LULCC sur la durabilité écologique et de planification de la conservation.

4.7. *Considérations supplémentaires*

Les programmes qui offrent plus de flexibilité pour développer des modèles personnalisés sont CA_Markov et DINAMICA. Les modèles peuvent être construits en tirant profit de la grande quantité d'outils et d'opérateurs disponibles dans ces programmes. D'autre part, la programmation est facile, même pour les utilisateurs

sans expérience de programmation, grâce à une interface graphique conviviale. En revanche, LCM et CLUE-S ont une structure rigide qui définit un flux constant de procédures. Ceci peut être avantageux pour les nouveaux utilisateurs, car les procédures sont bien définies et documentées, mais devient un inconvénient quand l'utilisateur veut élaborer des modèles plus personnalisés.

La facilité d'utilisation dépend de l'ergonomie du logiciel et de la documentation fournie à l'utilisateur. Le logiciel IDRISI (CA_MARKOV et LCM) sont peut-être les plus aisés à utiliser, car : 1) ils sont bien documentés (manuels et tutoriels), 2) toutes les opérations peuvent être exécutées dans un environnement graphique, mais peuvent également être automatisées à l'aide de séquence de commandes et d'outils de programmation et 3) les opérations préliminaires à la modélisation (par exemple la classification des images pour créer les cartes de LULC) peuvent être faites dans le même environnement. DINAMICA dispose également d'une interface de programmation intuitive et a récemment été bien documenté (manuel d'instructions, liste de discussion). CLUE-S est également bien documentée (tutoriels et un grand nombre de publications scientifiques), mais l'ergonomie est loin d'être optimale (préparation des données et des paramètres *via* l'édition de fichiers textes au format ascii) et beaucoup d'opérations doivent être réalisées avec des programmes externes (régression logistique, visualisation des cartes, évaluation). IDRISI supporte l'importation et l'exportation d'un grand nombre de formats d'image, DINAMICA permet d'utiliser les formats ERMapper, GeoTIFF et Arcview. CLUE-S accepte uniquement des fichiers ASCII.

Tous les logiciels examinés sont gratuits sauf ceux existants sous IDRISI dont le prix reste abordable (de 675 US$ pour une licence universitaire à 275 US$ pour une licence étudiante). Toutefois, IDRISI est un logiciel de SIG et de traitement d'image très complet. DINAMICA et IDRISI sont mis à jour régulièrement alors que CLUE-S date de 2002. Une version de CLUE-S, plus ergonomique, est en cours de développement.

5. Discussion et conclusion

Synthèse

Le tableau 4 synthétise les méthodes et outils disponibles pour chacun des modèles évalués, ainsi que leur dépendance à une approche experte et aux données utilisées. Ces caractéristiques résument bien la dépendance des modèles à des approches plus ou moins supervisées : d'une très forte dépendance pour CA_Markov et DINAMICA, à une moins forte dépendance pour CLUE-S et LCM. Ceci doit être mis en perspective par rapport aux besoins nécessaires pour la simulation des types de LULCC considérés (dynamiques spatiales et temporelles), à leurs facteurs explicatifs (nombre, corrélation entre eux, etc.), à leur quantité attendue ou estimée. Ainsi, si le choix de l'outil de modélisation dépend des

objectifs scientifiques poursuivis et de la complexité des changements d'usages des sols, certains présentent néanmoins plus de souplesse que d'autres.

Outil de modélisation	Quantités de changements	Probabilité du changement	Relation variables d'influence/LULCC	Besoin de connaissances expertes	Dépendance aux données
CA_Markov	Chaînes de Markov	Carte d'aptitude	Evaluation multicritères	Oui	Non
CLUE-S	Données externes	Carte d'aptitude	Régression logistique	Non	Oui
Dinamica	Chaînes de Markov Données externes	Probabilités de transition	Poids d'évidence Algorithme génétique	Oui Non	Oui Oui
LCM	Chaînes de Markov Données externes	Probabilités de transition	Régression logistique Perceptron multicouche	Non	Oui

Tableau 4. *Caractéristiques des outils de modélisation*

Critères de choix d'un modèle de simulation des changements des modes d'occupation et d'utilisation des sols

Les logiciels examinés utilisent des approches différentes pour produire des cartes de changements futurs des modes d'occupation et d'utilisation des sols. Certains sont basés sur les données avec des méthodes de calibration automatique (LCM) tandis que d'autres sont davantage fondées une approche supervisée/experte (CA_Markov). DINAMICA et CLUE-S se situent à des niveaux intermédiaires entre ces deux approches. Dans le cas de régions qui connaissent de fortes dynamiques d'évolution des modes d'occupation et d'utilisation des sols telle que la déforestation, les approches basées sur un calibrage automatique, fondées sur des méthodes s'ajustant de près aux données d'apprentissage (réseaux de neurones, algorithmes génétiques, poids d'évidence sans modification des poids) peuvent être contre-productives à cause des patrons spatiaux et temporels impliqués. Dans ces cas, l'intégration d'un certain degré d'expertise semble souhaitable.

Les modèles produisent deux types de cartes en sortie : des cartes de probabilité de changement (« soft classification ») et cartes catégorielles des modes de LULC (« hard classification »). Pour ces dernières, l'utilisation d'automates cellulaires vise à reproduire les formes spatiales du paysage. L'évaluation de l'aptitude des modèles à simuler les LULCC est jusqu'alors réalisée à l'aide d'indicateurs qui visent à estimer dans quelle mesure les changements ont bien été prédits en terme de quantité et de localisation par comparaison à une situation réelle. Toutefois, dans une

démarche prospective, qui vise à explorer le futur, ce type d'évaluation est rigoureusement impossible. Dès lors, il convient plutôt d'évaluer si les patrons spatiaux et temporels des LULCC sont cohérents avec ceux observés. Ainsi, des indicateurs d'organisation spatiale du paysage (fragmentation, hétérogénéité, connectivité, etc.) peuvent apparaître plus appropriés. Du à son automate cellulaire plus sophistiqué, DINAMICA s'est montré le plus apte à simuler des formes spatiales représentatives des modes d'usages des sols.

Enfin, l'intérêt de ces modèles est la possibilité de développer des applications spécifiques pour répondre aux besoins des utilisateurs et à interagir avec d'autres modèles (modèles économiques, d'émission de carbone, de conservation des espèces, hydrologiques ...). LCM possède des modules pour évaluer certains aspects de la conservation. Toutefois, sa structure rigide ne permet pas de s'affranchir de l'environnement déjà mis en place. De ce point de vue, CLUE-S et DINAMICA offrent le plus de potentiel avec d'autres outils (modèles, scénarios, logiciels, etc.) et la littérature en témoigne (Soares-Filho *et al.*, 2006 et 2010 ; Nol *et al.*, 2008 ; Schulp *et al.*, 2008).

De l'importance du choix d'un outil de simulation des changements des modes d'occupation et d'utilisation des sols

Ce papier, à travers l'étude comparative de quatre modèles existants appliqués à un cas théorique simplifié de LULCC, illustre le fait que tous les modèles ne sont pas forcément appropriés pour simuler les changements des modes d'occupation et d'utilisation des sols. Si cela peut sembler une évidence, peu d'études le démontrent clairement.

Le choix du modèle doit être effectué avec rigueur et méthode. Pour cela, une étude comparative préalable est indispensable pour évaluer l'aptitude du modèle à 1) maîtriser les quantités futures de changements, 2) simuler des dynamiques spatiales et temporelles des modes d'usages des sols plus ou moins complexes, 3) intégrer plus ou moins de facteurs de changements dynamiques (ou non) dans le temps, 4) évaluer les changements simulés, 5) témoigner de possibilités de couplages avec d'autres modèles. Ainsi, le choix dépend fortement de la problématique et du type de paysage étudié mais également de l'usage que l'on souhaite en faire. Le choix pourra différer suivant le degré d'intégration d'expertises souhaité. Selon le modèle choisi, il est possible de contrôler le niveau d'intégration des connaissances d'experts depuis une approche quasi exclusivement dépendante des données d'entrée (LCM) jusqu'à une approche entièrement basée sur les connaissances d'experts (CA_Markov). CLUE et surtout DINAMICA offre plus de souplesse entre ces deux approches.

Ainsi, suivant la démarche adoptée, ce choix peut être fondamentalement différent. Dans une démarche prédictive, certains modèles seront plus adaptés car leur objectif sera de modéliser et de simuler précisément les processus d'usages des sols. Dans une démarche prospective, certains modèles offriront des fonctionnalités

suffisantes pour modéliser et simuler des grandes tendances d'évolution. D'autres pourraient être appropriés pour explorer de nouvelles pistes de gestion du territoire et d'usages des sols issues de nouveaux modes d'usages des sols présentant des patrons spatiaux et temporels différents de ceux actuellement en place, inspirés d'observations historiques ou faites sur d'autres territoires. Le choix du modèle devient ainsi dépendant du type de scénarios prospectifs qui fourniront l'ensemble des pré-requis pour bien choisir un modèle de simulation des changements d'usages de sols (Houet *et al*., 2010).

Remerciements

Ce travail a été réalisé dans le cadre des projets *Simulaciones geomáticas para modelizar dinámicas ambientales. Avances metodológicos y temáticos* (BIA2008-00681), Proyectos de I+D. MICIIN (Dpto. de Análisis Geográfico Regional y Geografía Física, Universidad de Granada. Laboratorio GEODE CNRS, Universidad de Toulouse Le Mirail, Toulouse. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, UNAM, México) ainsi que dans le cadre des projets ECOS MH5AH, ECOS C07H03 et PAPIIT IN113511.

6. Bibliographie

Aguejdad R., Houet T., 2008, "Modeling of urban sprawl using the Land Change Modeler on a French metropolitan area (Rennes): foresee the unpredictable", *International Symposium "Spatial landscape Modelling: from dynamic approaches to functionals evaluations",* Toulouse, 3-5 june 2008, France.

Berre Le M., Borocard M., 1997, « Modélisation et espace », *Espaces, Territoires et Sociétés. Les recherches françaises en perspective,* Colloque section 39 du Comité National de la Recherche Scientifique, 3 nov. 1997, Paris, CNRS, p. 23-30.

Briassoulis H., 2000, *Analysis of land Use Change: Theoretical and Modelling Approaches*. Regional Research Institute, West Virginia University, Web Book: http://www.rri.wvu.edu/WebBook/Briassoulis/contents.htm

Burgi M., Hersperger AM., Schneeberger N., 2004, "Driving forces of landscape change - current and new directions", *Landscape Ecology*, vol. 19, pp. 857-868.

Camacho Olmedo MT., Molero Melgarejo E y Paegelow M., 2010, Modelos geomáticos aplicados a la simulación de cambios de usos del suelo. Evaluación del potencial de cambio. In: Ojeda J., Pita M.F. y Vallejo I. (Eds.), *Tecnologías de la Información Geográfica: La información geográfica al servicio de los ciudadadanos,* Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla, Sevilla, p. 658-678.

Castella J., Verburg P., 2007, "Combination of process-oriented and pattern-oriented models of land-use change in a mountain area of Vietnam", *Ecological Modelling*, vol. 202, p. 410-420.

Coquillard P., Hill D.R.C., 1997, « Modélisation et simulation d'écosystèmes, Des modèles déterministes aux simulations à événements discrets », Paris, Masson Corgne S, Hubert-

Moy L, Mercier G, Dezert J.(2004) Application of DSmT for land cover change prediction. In SMARANDACHE F, DEZERT J: *Advances and Applications of DSmT for information Fusion. From Evidence to Plausible and Paradoxical Reasoning for Land Cover Change Prediction*, American Research Press, Rehoboth, p. 371-382.

Cuevas G., Mas J.F., 2008, "Land use scenarios: a communication tool with local communities", in *Modelling Environmental Dynamics,* Paegelow M & Camacho Olmedo, MT (Eds.), Springer, p. 223-246.

Díaz-Gallegos J.R., Mas J.F., Velázquez A., 2010, "Trends of tropical deforestation in Southeast Mexico", *Singapore Journal of Tropical Geography*, 31, (2), p. 180-196.

Eastman R., 2009, Idrisi Taiga, Guide to GIS and Image Processing, manual version 16.02, Clark University.

Follador M., Villa N., Paegelow M., Renno F., Bruno R., 2008, "Tropical deforestation modelling: a comparative análisis of different predictive approaches, The case of Peten, Guatemala", Paegelow M., Camacho Olmedo M.T. (coord.) *Modelling Environmental Dynamics, Advances in geomatic solutions,* Springer, series Environmental Science and Engineering, p. 77-108.

Hagen A., 2003, "Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps", *International Journal of Geographical Information Science*, 17, (3), p. 235-249.

Houet T., Hubert-Moy L., 2006, "Modelling and projecting land-use and land-cover changes with a cellular automaton considering landscape trajectories: an improvement for simulation of plausible future states", *EARSeL eProceedings*, n° 5, p. 63-76.

Houet T., Gaucherel C., 2007, « Simulation dynamique et spatialement explicite d'un paysage agricole bocager : Validation sur un petit bassin versant breton sur la période 1981-1998 », *Revue Internationale de Géomatique*, vol. 17, n° 3-4, p. 491-516.

Houet T., Hubert-Moy L., Tyssot C., 2008a, « Modélisation prospective spatialisée à l'échelle locale : approche méthodologique », *Revue Internationale de Géomatique*, vol. 18, n° 3, p. 345-373.

Houet T., Hubert-Moy L., Corgne et Marchand J.-P., 2008b, « Approche systémique du fonctionnement d'un territoire agricole bocager », *L'espace géographique*, vol. 2008-3, p. 270-286.

Houet T**.**, Loveland T. R., Hubert-Moy L., Napton D., Gaucherel C., Barnes C., 2010 "Exploring subtle land use and land cover changes: a framework based on future landscape studies", *Landscape Ecology*, vol. 25, n° 2, p. 249-266.

Kanevski M., Maignan M., 2004, *Analysis and modelling of spatial environmental data*, EPEL Press.

Lambin E., Geist H., (Eds) 2006. *Land-Use and Land-Cover Change: Local processes and Global Impacts,* The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin.

Mas J.F., A. Pérez Vega and K. Clarke, 2010, Assessing simulated land use/cover maps using similarity and fragmentation indices, ASPRS Annual Conference, April 26-30, San Diego, CA (CD). http://www.csr.ufmg.br/dinamica/publications/Masetal2010asprs.pdf.

Mas J.F., Puig H., Palacio J.L., Sosa A.A., 2004, "Modelling deforestation using GIS and artificial neural networks", *Environmental Modelling and Software*, 19, (5), p. 461-471.

Nol L., Verburg P. H., Heuvelink G. B. M. & Molenaar K., 2008, Effect of Land Cover Data on Nitrous Oxide Inventory in Fen Meadows, *Journal of Environmental Quality,* vol. 37, p. 1209-1219.

Overmars K, Verburg P., Veldkamp T., 2007, Comparison of a deductive and an inductive approach to specify land suitability in a spatially explicit land use model, *Land Use Policy*, vol. 24, p. 584-599.

Paegelow M., Camacho Olmedo M.T. (coord.), 2008, *Modelling Environmental Dynamics. Advances in geomatic solutions,* Springer, series Environmental Science and Engineering.

Paegelow M., Camacho Olmedo M.T., 2005, "Possibilities and limits of prospective GIS land cover modelling - a compared case study: Garrotxes (France) and Alta Alpujarra Granadina (Spain)", *International Journal of Geographical Information Science* 19, (6), p. 697-722.

Pérez-Vega A., Mas J.F., Ligmann-Zielinska A., In press, "Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest", *Environmental Modelling and Software*.

Pontius R.G., 2000, "Quantification error versus location error in comparison of categorical maps", *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 66, (8), p. 1011-1016.

Pontius R.G., Schneider L., 2001, "Land-use change model validation by a ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 85, n° 1-3, p. 239-248.

Pontius R.G., Huffaker D., Denman K., 2004, "Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models", *Ecological Modelling*, 179, (4), p. 445-461.

Pontius R.G., Boersma W., Castella J.-C., Clarke K., de Nijs T., Dietzel C., Duan Z., Fotsing E., Goldstein N., Kok K., Koomen E., Lippitt C. D., McConnell W., Mohd Sood A., Pijanowski B., Pithadia S., Sweeney S., Trung T. N., Veldkamp A. T., Verburg P. H., 2008, "Comparing input, output, and validation maps for several models of land change", *Annals of Regional Science*, vol.42, n° 1, p. 11-47.

Schulp C. J. E., Nabuurs G.-J., Verburg P. H., 2008, "Future carbon sequestration in Europe – Effects of land use change", *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 127, p. 251-264.

Soares-Filho B. S., Nepstad, D., Curran L., Voll E., CerqueiraG., Garcia R. A., Ramos C. A., Mcdonald A., Lefebvre P., Schlesinger P., 2006, "Modeling conservation in the Amazon basin", *Nature*, London, 440, p. 520-523.

Soares-Filho B.S., Pennachin C. L., Cerqueira G., 2002, "DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier", *Ecological Modelling*, 154, (3), p. 217-235.

Soares-Filho B.S., H.O. Rodrigues W.L.S. Costa, 2009, Modelamiento de Dinámica Ambiental con Dinamica EGO, Centro de Sensoriamento Remoto/Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil. http://www.csr.ufmg.br/dinamica/

Soares-Filho B.S., Mountinho P., Nepstad D., Anderson A., Rodrigues H., Garcia R., Dietzsch L., Merry F., Bowman M., Hissa L., Silvestrini R., Maretti C., 2010, "Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation", *Proc Natl. Acad. Sci.* vol. 107, (24), p. 10821-10826. http://www.pnas.org/content/107/24/10821.

Sohl TL, Sayler KL, Drummond MA and Loveland TR., 2007, "The FORE-SCE model: a practical approach for projecting land cover change using scenario-based modelling", *Journal of Land Use Science*, Vol. 2, p. 103-126.

Takada T, Miyamoto A, Hasegawa SF, 2010, "Derivation of a yearly transition probability matrix for land-use dynamics and its applications", *Landscape Ecology*, 25, (4), p. 561-572.

Veldkamp A. Y, Lambin E., 2001, "Predicting land-use change", *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 85, p. 1-6.

Verburg P.H., Overmars K.P., 2009, "Combining top-down and bottom-up dynamics in land use modeling: exploring the future of abandoned farmlands in Europe with the Dyna-CLUE model", *Landscape Ecology* 24, (9), p. 1167-1181.

Verburg P.H., Ritsema van Eck J., de Nijs T.C.M., Visser H., de Jong K., 2004, "A method to analyse neighbourhood characteristics of land use patterns", *Computers, Environment and Urban Systems*, vol. 28, n° 6, p. 667-690.

Verburg, P.H., Soepboer, W., Veldkamp, A. Limpiada, R. Espaldon, V., Sharifah Mastura S.A. 2002. "Modeling the Spatial Dynamics of Regional Land Use: the CLUE-S Model", *Environmental Management,* Vol. 30, n° 3, p. 391-405.

Wainwright J., Mulligan M., 2004, *Environmental Modelling: Finding simplicity in complexity*, Wiley.

14

Measuring Tropical Deforestation with Error Margins: A Method for REDD Monitoring in South-Eastern Mexico

Stéphane Couturier[1], Juan Manuel Núñez[1] and Melanie Kolb[3]
[1]*Laboratorio de Análisis Geo-Espacial, Instituto de Geografía, UNAM,*
[2]*Centro de Investigación en Geografía y Geomática 'Ing. Jorge L. Tamayo' (CentroGeo),*
[3]*Comisión Nacional para el Uso y Conservación de la Biodiversidad (CONABIO),*
Mexico

1. Introduction

In the second half of the twentieth century, high rates of land use and land cover (LULC) change with severe deforestation trends have caused ecosystem degradation and biodiversity loss all throughout the tropical and sub-tropical belts (Lambin et al. 2003). Estimating the rate of change in tropical forest cover has become a crucial component of global change monitoring. For example, the viability of worldwide schemes such as the reduction of emissions from deforestation and degradation (REDD) depends on an accurate change estimate. Much research has covered the subject of tropical deforestation and degradation (Achard et al., 2010), however, there is so far very little information on the accuracy of quantitative estimates, leaving much room for uncertainty at regional and global scales. In Mexico, for example, the national projections for the rate of deforestation in the past three decades have ranged from 260,000 to 1,600,000 ha/year according to the record of academic studies and official reports (Velázquez et al., 2002). The estimate depended on the total area under study, on remote sensing materials and ground measurements involved in the computation of change rates, but above all none of the studies did contemplate a sampling scheme that would permit the computation of error margins for the rate of change. As a consequence, the alleged recent reduction in deforestation is subject to much political controversy in Mexico. Although, recent advances in Geographic Information Science (GIS) have been made for the accuracy assessment of maps, a standard method for assessing land cover change has not yet been established.

This chapter presents a methodological framework for the measurement of tropical deforestation in Southeast Mexico, based on the experience of accuracy assessment of regional land cover maps and on-site measurements of tropical forest cover in Mexico. In this chapter, we first describe the status of the accuracy assessment of forest cover change maps, an emerging branch of research in GIS. We review the studies that relate to the measurement of deforestation in Mexico and focus on studies where the method for measuring forest cover change is explicitly described. Another section is dedicated to the challenges related to forest canopy change definitions for the assessment and to a sampling design that would encompass the extent of both change and non-change classes. We discuss

the need for systematic data as one of the technical limitations to achieve robust estimates. The next sections focus on the framework that is being developed as well as the planned application of the framework in the case of forest cover maps in Southeastern Mexico. As a conclusion, special emphasis lies on the distinctive features which make this case a pioneering experience for deforestation assessments as well as a possibly valuable benchmark for cartographic agencies dealing with forest cover mapping in other sub-tropical regions of the world. Recommendations are drawn for the design of future REDD norms and regulations in Mexico.

2. A review of forest cover change studies and reliability issues

2.1 Deforestation globally and the emergence of REDD

According to the Global Forest Assessment of the year 2010, tropical deforestation is estimated at 16 million ha per year in the period 1990-2000, and a 13 million ha per year in the period 2000-2010 (FAO, 2010). This assessment is a report from the Food and Agriculture Organization (FAO), based on a global database of national estimates of forest area change for the period 1990-2010. These figures reflect in fact a significant institutional effort, at national level, of many sub-tropical countries, for tropical forest mapping since the 1980s. It is thought that the estimated reduction of net forest loss between the 1990s and 2000s is largely due to afforestation, natural forest regrowth, reforestation and forest plantations (Achard et al., 2010). However, the gross deforestation rate is still unacceptably high by the standards of global change processes that have trespassed several internationally recognized planetary boundaries (Rockström et al., 2009), especially biodiversity loss and climate change.

Carbon emissions and fluxes from fossil fuels, cement production and various non-tropical land use changes, mainly as a result of our modern urban consumption habits worldwide, contribute for an estimated 85% of the anthropogenic emissions of greenhouse gases, a major driver of climate change (van der Werf, 2009). The remaining 15% is contributed by deforestation, as well as peat and forest degradation in the tropics, principally through the release of carbon dioxide. This latter emission, estimated at 1.5 +- 0.4 GtC yr-1 is considered significant in the global carbon budget. As a consequence, international discussions were initiated at the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) 11th Conference Of Parties (COP 11, 2005) on the issue of REDD in sub-tropical countries. The need to provide incentives for REDD was, however, not mentioned until COP-15 (Copenhagen Accord, 2009) in the final declaration of the Heads of State and governments. This declaration encourages the 'immediate establishment of a mechanism including REDD-plus to enable the mobilization of financial resources from the developed countries'. Decision 4/CP.15 deals with the establishment of 'robust and transparent national forest monitoring systems and, if appropriate, sub-national systems'. Indeed, the largest uncertainties of the global carbon budget are on the side of the land-use change balance (IPCC fourth Assessment report: Solomon et al., 2007). Sub-tropical countries are thus expected to demonstrate that they are fulfilling requirements in the framework of the REDD mechanism.

2.2 Forest cover change studies in Mexico

In the United States of Mexico (USM, hereafter 'Mexico'), according to official information in 2007, the extent of forest ecosystems (tropical and temperate forest) was estimated at 65.3

million hectares, which means a significant loss compared to an estimated 69.2 million hectares in 1993. However, the official document "Mexico's REDD+ vision" (CONAFOR, 2010), states that the country went from losing on average 354,035 hectares of forest extent each year for the period 1993-2002 to 155,152 ha for the period 2002 -2007. This means a decrease in deforestation rates of over 50%, highlighting the fact that for the last 5 years 99.9% of the deforestation has occurred in the tropical forests.

This information on deforestation is built on the basis of visual interpretation of medium resolution satellite imagery at the national level (1:250 000 scale) (Mas et al., 2002). As a consequence the interpretation of the deforestation phenomenon is limited to this scale. Additionally, an explicit estimate of error margins for this calculation is not provided. In fact, numerous studies in the country have focused on measuring deforestation, but the diverging results have contributed to a perception of high uncertainty and none has been able to offer error margins to the calculations. This situation of high discrepancies about the forest cover loss is illustrated in table 1, where academic studies and official sources are separated and compared.

Academic sources		**Official sources**	
Source	**(ha/year)**	**Source**	**(ha/year)**
Grainger, 1984	1,600,000	FAO, 1988	615,000
Repetto, 1988	460,000	SARH, 1992	365,000
Castillo et al., 1989	746,000	SARH, 1994	370,000
Myers, 1989	700,000	FAO, 1995	678,000
Toledo, 1989	1,500,000	FAO, 1997	508,000
Masera et al., 1997	668,000	CONAFOR, 2004	260,000
Velázquez et al., 2002	550,000	FAO (Torres, 2004)	775,800
Sánchez-Colón et al., 2008	484,000	SEMARNAT, 2006	365,000
Sum	6,708,000	Sum	3,936,800
Average	838,500	Average	492,100
Stdev	±451,417	Stdev	±181,851

Table 1. Deforestation rates estimated in Mexico for the last three decades.

Variations in the inputs, projections, scale and timing, have probably contributed to the high variability of the results, and many difficulties have hampered efforts for a unified methodology that might have permitted statistical information on its reliability. Estimates of rates of deforestation seem contradictory and a consequence is a low credibility of the sources and an institutional weakness at designing regulation policies.

Since 2001, the National Commission of Forests (CONAFOR), dependent of the National Environmental Agency in Mexico (SEMARNAT), is in charge of updating the vegetation cover and its change in Mexico, in parallel with the regional LULC cartography produced by

the National Institute of Statistics, Geography and Informatics (INEGI: 2002 'Serie III' map, and 2007 'Serie IV' map). None of this cartography to date has been generated with an international standard accuracy assessment scheme as described in this chapter. Since 2004, CONAFOR has established a periodical forest inventory every 5 years ('Inventario Nacional Forestal y de Suelos', INFyS: CONAFOR, 2008); The Mexican territory is monitored, based on a systematic grid of ground plots over the entire vegetation cover of Mexico.

2.3 Accuracy assessment of maps

Global reports on deforestation and forest degradation stem from the FAO and are based on a global database of national estimates of forest area change. These national estimates are obtained through governmental agencies of sub-tropical countries, using Land Use/ Land Cover (LULC) maps at a regional scale, intermediate between local (> 1:50,000) and continental (1:5,000,000). However, the quality of these LULC maps are usually unquestioned, taken for granted, just as if each spatial unit on the map perfectly matched the key on the map, which in turn perfectly matched ground reality. The minimum mapping unit, which defines the scale of the map, is commonly the only information available about the spatial accuracy of these maps and no statistically grounded reliability study is applied as a plain step of the cartographic production process.

Since the 1990s, the classification of satellite imagery has become the standard for LULC mapping programs at the regional scale. However, the classification process is affected by different types of error (Green and Hartley, 2000; Couturier et al., 2009) related in part to the limited discrimination capacity of the spaceborne remote sensor. Indeed, the difficult distinction, on the satellite imagery, between categories (or 'thematic classes') of a cartographic legend (e.g. a density grade of a forest cover) can cause a high percentage of errors on the map, especially maps that were generated by coarse resolution, global satellite sensors. This is why a forest management policy whose strategy is simply 'process map information and rely on the quality of the map' is highly questionable.

In Mexico, as discussed earlier, none of the regional cartography is evaluated using a statistically grounded assessment. This is most unfortunate since the statements of the CONAFOR governmental agency on recent deforestation rates is based on these maps (online geoportal: CONAFOR, 2008). These official statements and figures are then passed unquestioned on to the FAO database. Moreover, the absence of such estimate indicates that these figures stand without error margins, and as such, without statistical validity, so that the deforestation rate may remain the focus of controversial academic and public discussions nationwide. It is worth stating that the online availability of the satellite imagery – a feature advertized by this governmental agency - does not increase the reliability of a parameter derived from the imagery. The extraction of the parameter based on colour tones of the satellite imagery available online is far from trivial and it is simply impossible for a user to quantitatively derive the global reliability of the cartography from internet access to the imagery.

An error bar is sometimes present aside the legend of National Institute of Statistics and Geography (INEGI) maps and indicates an estimate of positional errors in the process of map production. However, the procedure leading to this estimate is usually undisclosed, and any objective interpretation of this estimate by the user is thus discouraged (Foody, 2002). Moreover, such error bar indicates a very reduced piece of information with respect to the thematic accuracy of the map.

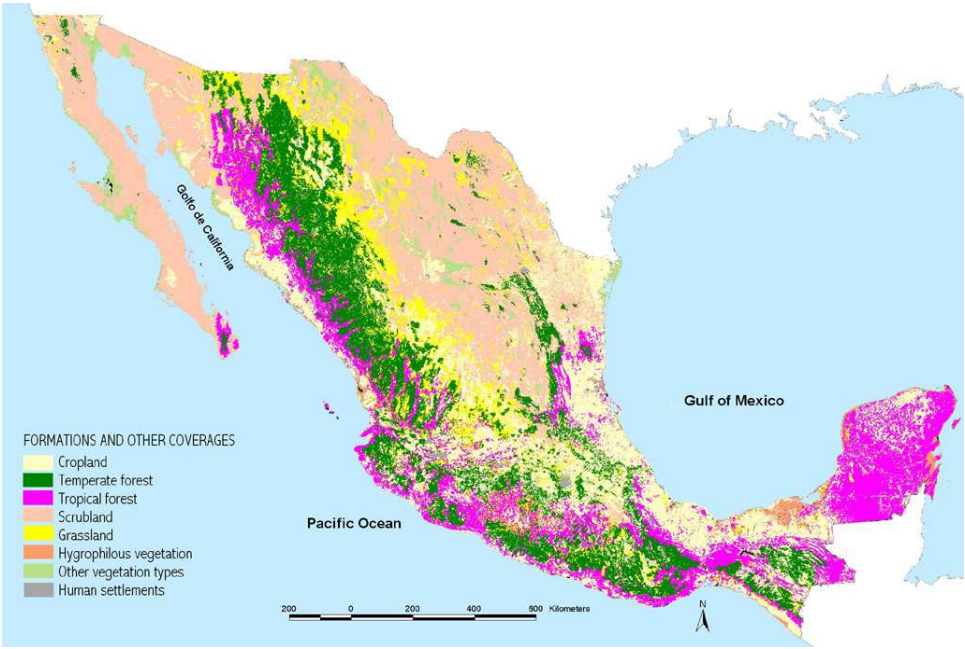


Fig. 1. National Forest Inventory map of Mexico in the year 2000 (taken from Mas et al., 2002)

Instead, the accuracy of a cartographic product is a statistically grounded quantity, which gives the user a robust estimate of the agreement of the cartography with respect to reality. Such estimate is essential when indices derived from cartography – i.e. spatial extent statistics, deforestation rates, land use change analysis - are released to the public or to intergovernmental environmental panels. The accuracy of a map also serves as a measurement of the risk undertaken by a decision maker using the map. On the other hand, this information also allows error propagation modeling through a GIS (Burrough, 1994) in a multi-date forest monitoring task. The construction of the statistically grounded accuracy estimate is generally named 'accuracy assessment'.

Assessing the accuracy of LULC maps is a common procedure in geo-science disciplines, as a means, for example, of validating automatic classification methods on a satellite image. Generally, map accuracy is measured by means of reference sites and a classification process more reliable than the one used to generate the map itself. The classified reference sites are then confronted with the map, assuming that the reference site is "the truth". Stehman and Czaplewski (1998) have proposed a standard structure for accuracy assessment designs, which are divided into three phases:

1. Representative selection of reference sites (sampling design),
2. Definition, processing and classification of the selected reference sites (verification design),
3. Comparison of the map label with the reference label (synthesis of the evaluation).

Agreement or disagreement is recorded in error matrices, or confusion matrices (Card, 1982), on the basis of which various reliability (accuracy) indices may be derived. For

regional scale LULC maps, because of budget constraints and the large extension of the map, the complexity of accuracy assessments is increased. Only relatively recently, comprehensive accuracy assessments have been built and applied to the regional or continental LULC maps. In Europe, Büttner and Maucha (2006) reported the accuracy assessment of 44 mapped classes (including 3 forest classes) of the CORINE Land Cover (CLC) 2000 project. In the United States of America (USA), Laba et al. (2002) and Wickham et al. (2004) assessed the accuracy of 1992 maps of, respectively, 29 and 21 LULC classes for the Gap Analysis Project (GAP) and the National Land Cover Data (NLCD). As a part of the Earth Observation for Sustainable Development (EOSD) program of Canada, Wulder et al. (2006) provide a review on issues related to these three steps of an accuracy assessment design for regional scale LULC cartography, and the accuracy of this program is assessed in the Vancouver Island for 18 classes (Wulder et al., 2007).

A noteworthy study in a sub-tropical area is the one in South and Southeast Asia (Stibig et al., 2007), with an accuracy assessment obtained at the biome level. A study at the biome level does allow a deforestation study (forest – non forest change) with error margins, but does not allow a land cover change study with more detailed processes (e.g. 'forest to forest with alteration'), also important in REDD management requirements. Another study deals with the accuracy assessment of the National Forest Inventory (NFI) 2000 cartography in Mexico (figure 1). This assessment was carried out in four eco-geographical areas (Couturier et al., 2010).

2.4 Accuracy assessment of forest cover change maps

Operational forest mapping at the national level using satellite imagery is now a regular task for most of the sub-tropical countries. However, reducing the uncertainty in the national and global carbon budget for REDD mechanisms requires the capability to estimate changes of forest extents in a reliable manner. Technical capabilities and statistical tools have advanced since the early 1990s. Methods have been implemented for forest cover change at national level(e.g. Velázquez et al., 2002), based on either coarse (e.g. Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR), Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS), SPOT-VEGETATION) or medium (e.g. Landsat, SPOT) resolution sensors or a combination of both:

- Identification of areas of rapid forest cover change from coarse resolution imagery
- Analysis of wall-to-wall coverage from coarse resolution imagery to identify locations of large deforestation fronts for further analysis with a sample of medium resolution imagery
- Analysis of wall-to-wall coverage from medium resolution imagery from visible or radar sensors

Several studies state that coarse resolution imagery alone should not be used to map changes in forested areas, owing to uncertainty levels (e.g. Achard et al., 2010, Couturier, 2010), which are higher than levels of area changes (Fritz et al., 2009). Land cover maps obtained through coarse resolution imagery can serve as a prior stratification against which future change can be assessed. The use of medium resolution imagery for historical assessment of deforestation has been boosted by the recent free availability of the Landsat Global Land Survey Database(www.glovis.usgs.gov). However, in all cases no accuracy

assessment (with a sampling design and higher resolution imagery) of forest cover change has been achieved.

A method has been developed at South Dakota State University (SDSU), as part of the NASA Land Cover and Land Use Change program, to improve the measurement of deforestation at pan-tropical level (Hansen et al., 2008). The method is based on a prior stratification of tropical forests according to forest cover change probabilities derived from time series of coarse resolution imagery. An analysis of medium resolution imagery on the stratified layer permits a rectification or refinement of the first step stratification. This method allowed a targeted sampling of medium resolution imagery, which saves costs because of the synergy coarse – medium resolution data. However, the method did not provide a rigorous protocol for error estimation. For example, one of the challenging features of an assessment design is related to sampling intensity (ratio of sampled surface over total studied surface) for the most extended non-change classes. The strategy does not precisely address this sampling challenge and the results are possibly affected by a strong bias in areas where coarse resolution imagery indicates no-change, because change may have been missed due to the limitation of coarse resolution imagery.

Other academic efforts have focused on making operational the analysis of medium – resolution imagery for comprehensive forest change estimation. For example, the Forest Resources Assessment 2010 programme (FAO, 2010) prepares a Remote Sensing Survey of 20 km x 20 km plots placed on an extensive systematic grid (around 0.9% of the land surface in sub-tropical areas). This approach is expected to deliver globally to regionally accurate estimates of forest cover change in periods 1990-2000 and 2000-2005 for those countries or regions where sampling intensity is sufficient (e.g. Brazil: Broich et al., 2009; the entire Congo River basin: Duveiller et al., 2008). In some regions, this approach has been assessed against wall-to-wall cartography based on medium resolution imagery (e.g. for Brazil: Eva et al., 2010).

Whether through wall-to-wall or sample-based approaches, information derived from fine spatial resolution imagery is the most appropriate data to rigorously assess the accuracy of land-cover change estimation (Achard et al., 2010). For this purpose, the European Space Agency (ESA) is launching an action with the Joint Research Council (JRC) to build a database of high resolution satellite imagery susceptible to produce better estimates of forest cover change in Latin America and South East Asia up to the year 2010.

Díaz-Gallegos et al. (2010) have proposed and applied an accuracy assessment scheme to regional land cover change for the first time in Mexico. The assessed LULC maps are official national level INEGI Serie I (year 1978: INEGI, 1980) and National Forest Inventory (year 2000) maps over several states of Southeast Mexico. The assessment is based on a systematic aerial photograph coverage, and is well adapted to available reference material in Mexico. However, the sampling intensity (43 pairs of photograph) was probably not sufficient to ensure a statistical representation over change and non-change classes. Additionally, some features in the sampling design (e.g. stratification per center of aerial photograph) impeded the calculation of error margins from the accuracy indexes obtained in the study.

Finally, on all the above-cited studies (including the popular FRA study), estimates of deforestation were considered with a minimum mapping unit above 5 hectares. This means only an extensive component of deforestation is measured, and in particular, these estimates

do not correspond to the forest definition emitted by FAO as an international standard, as will be seen in the next section.

3. Challenges for the reliable measurement of deforestation

3.1 Forest definitions and forest cover change definitions

As adopted by the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) at the 7th Conference of the Parties (COP-7, 2001) under the 'Marrakesh Accords', 'For LULC and forestry activities under Article 3, paragraphs 3 and 4 of the Kyoto Protocol (http://unfccc.int/kyoto_protocol/items/2830.php), the following definitions shall apply: (a) 'Forest' is a minimum area of land of 0.05-1.0ha with tree crown cover (or equivalent stocking level) of more than 10-30 percent with trees with the potential to reach a minimum height of 2-5m at maturity in situ. A forest may consist either of closed forest formations where trees of various stories and undergrowth cover a high proportion of the ground, or open forest….' COP-7 further noted that parties recognize that there should be some flexibility. To date, most countries are defining forests with a minimum crown cover of 30%.

As any definition choice would, this official definition (the FAO definition of forest) leads to a number of challenges for consistent forest monitoring worldwide. For instance, a minimum area of 0.05 – 1.0 ha implies that deforestation (understood officially as the 'direct human-induced conversion of forested land to non forested land', UNFCCC, Marrakech Accords, 2001) can certainly not be derived from cartography at 1:250,000 scale (whether generated by medium or coarse resolution imagery); Clearings due to the establishment of large scale mechanized agriculture may be detectable on the coarse scale map but not the removal of forest patches of 0.05 – 1.0 ha. Therefore, coarse scale cartography may detect the amount of a *specific type* of deforestation, which is not deforestation under FAO definition. However, this specific type of deforestation (large area deforestation) is the one reported in FAO worldwide reports and not FAO defined deforestation. It seems though that the FAO definitions of forest and deforestation agreed under the UNFCCC will also serve as a reference for the future REDD mechanism (The Marrakech Accords).

A difficulty in any definition of forest cover change is to handle a sufficiently small minimum area of forest (e.g. 0.5 ha in the FAO definition) and a compatible scale of the available cartography from governmental agencies. Another potential difficulty is related to the variety of vegetation types in a diverse environment, some within the FAO definition of forests and some outside this definition but within the 'Other Forested Land' (OFL) definition. At national level it may be desirable to count the removal of such vegetation cover as deforestation because of its ecological function. Yet the inclusion of many vegetation types within the deforestation count may cause greater levels of uncertainty in deforestation figures. Additionally, there is no official definition of forest *degradation*, but in a REDD-plus context, it is directly related to a loss of carbon stocks in forests due to human activities.

3.2 The sampling design challenge

Apart from the forest definition issue, the *a posteriori* (posterior to mapping efforts) spatial detection of estimated change, and the general dominance of non-change on the map, both pose a challenge for their validation with reference sites. The selection of reference sites is a statistical sampling issue (Cochran, 1977), where strategies have varied according to the

application and complexity of the spatial distribution. Stehman (2001) defines the probability sampling, where each piece of mapped surface is guaranteed a non-null probability of inclusion in the sample, as being a basic condition for statistical validity. In most local scale applications, reference sites are selected through simple random sampling. Two-stage (or double) random sampling has been preferred in many studies in the case of regional cartography; in a first step, a set of clusters is selected through, for example, simple random sampling. This technique permits much more control over the spatial dispersion of the sample, which means much reduction of costs (Zhu et al., 2000), and was adopted in the first regional accuracy assessments in the USA, for LULC maps of 1992 (Laba et al., 2002; Stehman et al., 2003).

A random, stratified by class sampling strategy means that reference sites are sampled separately for each mapped class (Congalton, 1988). This strategy is useful if some classes are sparsely represented on the map and, therefore, difficult to sample with simple random sampling. This strategy was adopted by Stehman et al. (2003) and Wickham et al. (2004) at the second stage of a double sampling design and might be useful for the assessment of change classes.

Finally, systematic sampling refers to the sampling of a partial portion of the mapped territory, where the portion has been designed as sufficiently representative of the total territory. This strategy, adopted as a first stratification step, is attractive for small scale datasets and reference material of difficult access. Wulder et al. (2006) define a systematic stratum for the future (and first) national scale accuracy assessment of the forest cover map in Canada.

4. A framework for deforestation measurement with error margins

This research proposes a framework for reliable deforestation measurement in Mexico, with key features based on forest definitions and sampling design. This framework is aimed at contributing to technical specifications for REDD monitoring in Mexico.

4.1 Remote sensor discrimination capacity

As discussed earlier, the deforestation according to UNFCCC talks (FAO definition) cannot be derived through coarse scale (e.g. 1:250,000) data because the minimum area of 0.05 – 1.0 ha is not resolved by coarse scale data. Clearings for large agriculture (usually) mechanized projects or for a massive newly settled migrant population (e.g. relocation programs in Indonesia, colonization of land in the Amazon), may be detected with coarse resolution imagery based on digital analysis (see PRODES (2010) in Brazil). On the contrary, small agricultural clearings or clearings for peripheral settlements require higher resolution data (< 50m x 50m, achieved by medium resolution imagery). Even smaller clearings or degradation of the forest canopy require high resolution (10m x 10m or smaller) imagery and a greater visual control on the interpretation of the imagery. With the experience from earlier studies, we propose to handle three levels of sensor discrimination capacity for the assessment of deforestation and degradation in Mexico (Table 2).

Depending on its capacity, a sensor is able to detect a complex or a simple process; this suggests (next sub-section) that definitions of deforestation should be compatible with the

capacity of sensors, in order for the measurement of deforestation to be more reliable. The measurement of a complex process (e.g. forest degradation) also means higher costs than the measurement of a simpler process (forest to non-forest). Also, the use of a sensor of higher capacity (from 1 to 3) means more costs for the measurement of a given process.

Sensor discrimination capacity	Minimum detectable area (ha)	Indicative temporal resolution of sensor set	Access/ indicative cost in Mexico	Processing cost for an area of 200x200km (indicative)
Capacity 1: Resolution 250-1000m (e.g. MODIS, AVHRR)	6-100	Daily	Free	1 day person
Capacity 2: Resolution10-30m (e.g. Landsat, ASTER, SPOT XS multispectral)	0.05-0.30	3 days	$US 250 per scene of 180x180 km^2 /Free*	3 days person
Capacity 3: Resolution 0.5-5m (ej. Quickbird, GeoEye)	0.01	3 days	$US 20 / km^2	30 days person

* Free under governmental agreement for government agencies, higher education and research institutions.

Table 2. Grouping of sensors according to their discrimination capacity for deforestation and degradation processes.

4.2 Forest cover change definitions

The definition of deforestation stems from the FAO definition of forest and refers to the forest – non forest change in a 0.5 ha surface or more. We will name this definition as the '*FAO deforestation*'. Symmetrically we define as '*consolidated reforestation*' the change from non forest to forest in a 0.5 ha surface or more. These processes can be detected by medium (Capability 2) to high (Capability 3) resolution sensors (Couturier et al., 2010). It is further proposed to attach the 'degradation' process to a physiognomic concept of forest compatible with its detection by remote sensors. Our proposal is to define *forest degradation* as the permanence of forest with a loss of more than 30% of its canopy cover (e.g. a canopy cover of 70% becomes a canopy cover of 40%). It is thought that this process might be detected by medium resolution (Capability 2) sensors, but should be preferably detected (with much higher reliability) by high resolution (Capability 3) sensors.

Because of the difficulties associated with a necessary 0.5 ha minimum mapping unit (or less) for the measurement of FAO deforestation (for this reason, deforestation rates in FAO reports are not 'FAO deforestation'), and because of the attractive characteristics of capacity 1 sensors (daily availability of data), we propose to consider other forest definitions as well.

In the first place, we propose the notion of '*extensive deforestation*', which would refer to the removal of forest in a convex area of 6 ha, and would be associated to a process susceptible

of being detected by Capacity 1 sensors. Obviously, the measurement of FAO deforestation is more costly than the measurement of extensive deforestation.

Finally, forested land is ecologically considered to have many life forms in mega-diverse Mexico (Table 3), a few of which are not included in the FAO definition of forest (e.g. some low tropical forests, sub-tropical shrublands, Chaparrales, open oak forests). Many are defined as 'forested vegetation' in Mexico (according to forest law LGDFS) and included in the FAO category of Other Forested Land (OFL). To report the removal of this forested vegetation is very relevant in the case of Mexico.

Formation	**Vegetation Type**
Temperate Forest	1. Cedar forest, 2. Fir forest, 3. Pine forest, 4. Conifer scrubland, 5. Douglas fir forest, 6. Pine-oak woodland, 7. Pine-oak forest, 8. Oak-pine forest, 9. Oak forest, 10. Mountain cloud forest, 11. Gallery forest.
Tropical forest	*Humid/ evergreen & sub-evergreen tropical forests:* 12. Tropical evergreen forest, 13. Tropical sub-evergreen forest, 14. Tropical evergreen forest (medium height), 15. Tropical sub-evergreen forest (medium height), 16. Tropical evergreen forest (low height), 17. Tropical sub-evergreen forest (low height), 18. Gallery forest.
	Deciduous & sub-deciduous forests: 19. Tropical sub-deciduous forest (medium height), 20. Tropical deciduous forest (medium height), 21. Tropical sub-deciduous forest (low height), 22. Tropical deciduous forest (low height), 23. Tropical forest of thorns.
Scrubland	24. Sub-montane scrubland, 25. Spiny Tamaulipecan scrubland, 26. Cactus-dominated scrubland 27. Succulent-dominated scrubland, 28. Succulent-cactus-dominated scrubland, 29. Sub-tropical scrubland, 30. Chaparral, 31. Xerophytic scrubland, 32. Succulent-cactus-dominated cloud scrubland, 33. Rosetophyllic scrubland, 34. Desertic xerophytic rosetophyllic scrubland, 35. Desertic xerophytic microphyllic scrubland, 36 *Prosopis* spp.-dominated, 37. *Acacia* spp.-dominated, 38. Vegetation of sandy desert.
Grassland	39. Natural grassland, 40. Grassland-huizachal, 41. Halophilous grassland, 42. Savannah, 43. Alpine bunchgrassland, 44. Gypsophilous grassland.
Hygrophilous vegetation	45. Mangrove, 46. Popal-Tular (Hydrophilous grassland), 47. Riparian vegetation.
Other vegetation Types	48. Coastal dune vegetation, 49. Halophilous vegetation.

Table 3. Classification scheme of the INEGI land use land cover cartography (only natural land cover categories are indicated):

For this reason we propose the definition of *total forest cover* that encompass woody plants of low size and shrubs which are not secondary vegetation, at the intersection of the notions of 'Forested vegetation' in Mexico and Other Forested Land in the FAO nomenclature. The notion of '*FAO-Mexico deforestation*' is then defined as the change of total forest cover (Forest + Other Forested Land for FAO) to non-forested cover in a 0.5 ha area. It is noteworthy to

mention that Capacity 1 sensors are not likely to detect change in low size forest cover with reasonably high accuracy, even for areas of more than 6 ha (see Couturier, 2010).

In synthesis, we define three notions of deforestation, one of them detectable by Capacity 1 sensors and two by Capacity 2 and 3 sensors, as showed in Tables 4 and 5. The accuracy assessment of the process implies the use of a sensor with more capacity than the sensor involved in the map production process.

Type of Detectable Process	Definition
Extensive deforestation	Change from forest to non-forest in a convex area of 6 ha.
Consolidated extensive reforestation	Change from non-forest to forest in a convex area of 6 ha.
Extensive permanence of forest	Permanence of forest in a convex area of 6 ha.
Extensive permanence of non-forest	Permanence of non-forest in a convex area of 6 ha.

Table 4. Processes detectable by capacity 1 sensors (low spatial resolution)

Type of Detectable Process	Definition
Deforestation (FAO or FAO-Mexico)	Change from forest to non-forest in an area of 0.5 ha.
Consolidated reforestation (FAO or FAO-Mexico)	Change from non-forest to forest in an area of 0.5 ha.
Degradation (FAO or FAO-Mexico)	Permanence of forest but with a decrease of more than 30% of canopy cover (e.g. A canopy cover of 70% decreases to 40%).
Regeneration (FAO or FAO-Mexico)	Permanence of forest but with an increase of more than 30% of canopy cover (e.g. A canopy cover of 40% increases to 70%).
Forest permanence (FAO or FAO-Mexico)	Permanence of forest in an area of 0.5 ha.
Non-forest Permanence (FAO or FAO-Mexico)	Permanence of non-forest in an area of 0.5 ha.

Table 5. Processes detectable by capacity 2 and 3 sensors (medium to high spatial resolution)

4.3 Sampling design for LULC change classes

The method comprises a sampling design that efficiently controls the spatial distribution of samples for all classes of the forest cover change map, including sparsely distributed (or ' rare') change classes. Previous assessments have relied on two-stage sampling schemes, where simple random or stratified by class random sampling was employed in the first stage. Couturier et al. (2007) demonstrated that these strategies fail in the case of sparsely distributed (rare) classes. This research proposes a two-stage hybrid scheme where proportional stratified sampling is employed for the rare change classes.

The first stage of the sampling design consists in the selection of two subsets of Primary Sampling Units (PSUs). The first subset of PSUs is obtained with a simple random selection and shall be used for the assessment of non-change classes. The second subset of PSUs is obtained with a proportional random selection of PSUs, and shall be used for the assessment of change classes. In the latter selection, the probability of selection attributed to each PSU is proportional to the abundance of the change class in that PSU, as described in Stehman et al. (2000, further discussed via personal communication); this mode of selection is retained as an appropriate way for including all classes, in the sample while maintaining a low complexity level of statistics (i.e. standard stratified random formulae to compute estimators of accuracy).

According to this scheme, the PSU selection process is made independently for each change class and a given PSU can be potentially selected multiple times (for rare classes as well as for common classes). This hybrid selection scheme, differentiated according to non-change (a common class) and change (a rare class), was proposed and detailed in Couturier et al. (2007), where its potential advantages with respect to sampling designs formerly applied in the literature were evaluated.

Once the sample PSUs are selected, all points of the second stage grid included within these PSUs are assigned the attribute of their mapped class. The full second stage sample consists of the selection of 200 points [Secondary Sampling Units (SSUs)] for each class mapped in the area. For each non-change (common) class, the selection is a simple random sorting of points within the second stage grid in the first subset of PSUs. For change (rare) classes, the selection of points is obtained via proportional random sampling in the second subset of PSUs, this time with a probability inversely proportional to the abundance of the class. This mode of selection can preserve equal inclusion probabilities at the second stage within a rare class (see the option of proportional stratified random sampling advocated in Stehman et al. 2000. A sequence of ArcView (2010) and Excel-based simple Visual Basic routines, for easy and fast repeated use on vector attributes of each class, was specifically designed to perform this proportional selection at both stages.

5. Preparing the framework for the case of Southeastern Mexico

The Grijalva and Usumacinta rivers in Southeastern Mexico are two of the most important in Mexico and North America. In terms of stream flow, the Usumacinta river (ranks 7th worldwide) is the most important in the Gulf of Mexico after the Mississippi river. The Grijalva – Usumacinta basin, one of the major rain-laden regions in Mexico (figure 2) is characterized by a contrasted anthropogenic transformation of the landscape, ranging from a highly modified coastal plain, to two mountain chains with mainly indigeneous agricultural management, to some very well conserved forested lands on the Guatemala border. This contrast reflects the level of incorporation of agricultural products to local, regional or international markets. This research first presents some results of a LULC change study in the Grijalva – Usumacinta basin, based on INEGI national level maps (sub-section 5.1). And then results of a deforestation study which approaches the FAO forest definition are obtained in the Marquéz de Comillas area (sub-section 5.2), a highly dynamic agricultural frontier within the Usumacinta watershed.

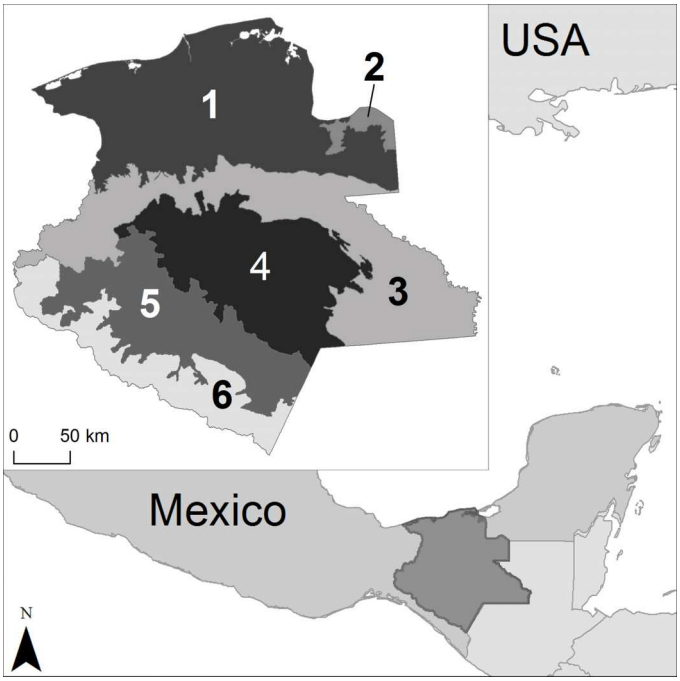


Fig. 2. The Grijalva-Usumacinta watershed and its ecoregions with the main vegetation types. 1) Gulf of Mexico Coastal Plain with Wetlands and Tropical evergreen forest, 2) Hills with High and Medium Tropical sub-evergreen forest, 3) Hills with Medium and High Tropical Evergreen Forest, 4) Chiapas Highlands with Conifer, Oak, and Mixed Forest, 5) Chiapas Depression with Low tropical deciduous and medium tropical sub-deciduous Forest, 6) Central American Sierra Madre with Conifer, Oak, and Mixed Forests.

5.1 'Extensive deforestation' measurement derived from regional maps in Southeastern Mexico

Three spatial data sets of LULC from the INEGI 1:250 000 series were used to analyse changes during the periods 1993–2002 and 2002–2007. For this purpose, the 55 original LULC classes were grouped into 18 categories (Table 6) following a hierarchical classification system developed for the INEGI maps. This system takes into account the vegetation dynamic and gives consistent results in time series analysis (Velázquez et al. 2002).

The level of anthropogenic modification of the forest cover is reflected in the appellation 'primary' versus 'secondary' in order to estimate the forest degradation. Forest degradation is understood as a forest change from a well conserved state ('primary') into a highly modified ('secondary') state. Additionally, 3 temperate and 2 tropical forest types were distinguished in order to specifically analyse LULC changes in each of these forest classes. Pastures for extensive cattle ranching and several agricultural classes were considered, as they are responsible of deforestation processes. Once possible and impossible transitions were established, thematic errors of the maps were detected and corrected with a revision of additional maps.

Formation	Vegetation and land use types	Categories of analysis	Original land use and cover classes
Temperate forests	Coniferous and broad leaved	Coniferous forests (1)	Primary *Juniperus* forests, primary fir forests, primary pine forests, primary pine-oak forests
		Broad-leaved forests (2)	Primary oak forests, primary oak-pine forests
		Montane cloud forests (3)	Primary montane cloud forests
Tropical forests	Rain	Rain forests (4)	Primary evergreen forests (tall, medium and low), primary sub-evergreen forests (medium), primary sub-evergreen forest of thorns (low)
	Dry	Dry forests (5)	Primary deciduous forests (low), primary sub-deciduous (medium)
Hydrophilic vegetation	Mangrove forests, reed, halophilic vegetation	Mangrove forests, reed (6)	Primary and secondary mangrove forests, reed, primary and secondary halophilic vegetation, primary halophilic grasslands
Secondary vegetation	Temperate forests	Secondary coniferous forests (7)	Secondary *Juniperus* forests, secondary fir forests, secondary pine forests, secondary pine-oak forests
		Secondary broad-leaved forests (8)	Secondary oak forests, secondary oak-pine forests
		Secondary montane cloud forests (9)	Secondary montane cloud forests
	Tropical forests	Secondary rain forests (10)	Secondary evergreen forests (tall, medium and low), secondary semi evergreen forests (medium), secondary sub evergreen forest of thorns (low)
		Secondary dry forests (11)	Secondary deciduous forests (low), secondary sub deciduous forests (medium)
Pastures	Pastures	Pastures (12)	Cultivated and induced grasslands, savanna
Cultivated areas	Agriculture	Irrigated agricultura (13)	Irrigated, eventually irrigated, suspended irrigation
		Permanent crops (14)	Permanent and semi-permanent
		Rain fed agricultura (15)	Annual crops
	Plantations	Forest plantations (16)	Forest plantations
Others	Urban areas	Urban areas (17)	Urban areas
	Other vegetation types	Othervegetation types (18)	Primary palm forests, induced palm forests, bare, primary and secondary riparian vegetation and forests

Table 6. Land use land cover (LULC) categories of analysis and classification scheme of the original LULC classes in the Grijalva-Usumacinta watershed (Southeast Mexico).

Deforestation and other changes were mapped to calculate the surface distribution and to capture the patterns of change and permanence. The proportion of change with respect to the initial extent (LULC rate of change), was calculated for each year as follows (FAO, 1996):

$$R = [(1-(A_1-A_2)/A_1)^{1/t})-1]*100 \quad (1)$$

where 'R' is the annual change rate in percentage, 'A1' is the area at 't1' , 'A2' the area at 't2' and 't' the number of years in the period. For deforestation rates, primary and secondary forest classes were aggregated and the results were multiplied by –1 to obtain positive numbers for negative change rates.

One way to determine LULC change dynamics is to establish the major change processes resulting from observed changes; these were defined as:

- deforestation, the conversion of forest into land use classes,
- forest degradation, a process leading to a temporary or permanent deterioration in the density or structure of the vegetation cover,
- transitions, change between different land use classes, and
- regeneration, the transitions of any land use into secondary vegetation.

The land use change processes were identified based on annualized change probabilities calculated with Markov chain properties based on area change matrices with the software package DINAMICA-EGO (Soares-Filho et al. 2009). Afterwards, the transitions with a probability greater than 0.00 were used for an analysis of the major change processes and the related dynamics by subsuming them into principal change processes:

$$P^t = M * V^{1/t} * M^{-1} \quad (2)$$

where 'P' is the annualised probability of change, 'M' the Eigen values of the matrix, 'V' the associated Eigenvectors and 't' the number of time steps within a time period.

The detailed LULC change data revealed that from 1993 to 2007, the major land cover losses were in tropical rain forests, temperate coniferous forests (both >300 000 ha) and secondary tropical dry forests (128 000 ha). For other land cover categories, the loss was smaller and mainly between 1993 and 2002. The primary tropical dry forests had the lowest cover loss (4000 ha). Secondary vegetation increased in almost all forest types, though most gain belonged to secondary coniferous forests (227 000 ha). Among land use classes, the extent of pasture increased most (392 000 ha) followed by rain-fed agriculture (264 000 ha).

However, for the reasons developed in this chapter, the results presented in tables 7 & 8 should be read with caution. The INEGI cartography, a key input of this study, lacks error margins, and does not permit a rigorous assessment of deforestation, forest degradation or regeneration rates in Mexico. Indeed, the partial accuracy assessment of the 2000 NFI map (Couturier et al., 2010) called for prudence in interpreting land cover change from Landsat-based INEGI-like maps, especially in the case of degradation studies. In contrast with the relatively high levels of accuracy of vegetation cover with little modification (classes labeled as 'primary' in the INEGI legend), many errors were reported for classes of highly modified vegetation cover (classes labeled as 'secondary vegetation'). For instance, in the Cuitzeo watershed, the accuracy of sub-tropical scrubland (78%), oak-pine forest (97%), pine forest

	1993-2002	2002-2007	1993-2007
Forest type	**Deforestation rate (%)**	**Deforestation rate (%)**	**Deforestation rate (%)**
Coniferous forests	0.77	0.55	0.69
Broad-leaved forests	1.33	1.31	1.33
Montane cloud forests	0.38	0.18	0.31
Tropical rain forests	0.91	0.68	0.83
Tropical dry forests	2.62	1.55	2.24
Total	1.02	0.70	0.90

Table 7. Deforestation rates for different forest types (Kolb and Galicia, 2011).

	1993-2007		1993-2002		2002-2007	
Land cover and land use classes	**Δ Area (ha)**	**Change rate**	**Δ Area (%)***	**Change rate**	**Δ Area (%)***	**Change rate**
Coniferous forests	-316,258	-6.08	79	-6.61	21	-5.13
Broad-leaved forests	-96,317	-6.16	85	-7.39	15	-3.91
Montane cloud forests	-118,878	-3.34	87	-4.34	13	-1.5
Tropical rain forests	-305,440	-2.41	78	-2.79	22	-1.72
Tropical dry forests	-4,263	-3.31	88	-4.36	12	-1.41
Hydrophilic vegetation	1,798	0.02	248	0.07	-148	-0.08
Secondary coniferous forests	227,023	3.09	81	4.06	19	1.37
Secondary broad-leaved forests	50,772	2.89	101	4.56	-1	-0.04
Secondary montane cloud forests	93,881	2.14	89	3.03	11	0.57
Secondary tropical rain forests	93,596	0.74	91	1.05	9	0.18
Secondary tropical dry forests	-127,520	-2.22	78	-2.59	22	-1.55
Pastures	391,513	1.12	69	1.24	31	0.91
Irrigated agriculture	18,294	1.14	99	1.76	1	0.03
Permanent agriculture	-151,041	-3.46	56	-2.69	44	-4.82
Rain-fed agriculture	263,653	2.11	60	2.08	40	2.17
Forest plantations	2,132		10		90	59.29
Other vegetation types	3,816	0.06	7	0.01	93	0.17
Urban areas	15,038	2.94	41	2.09	59	4.49

Table 8. Areas of land use and land cover (LULC) change and change rates for each category and period (Kolb and Galicia, 2011). Δ Area is the difference in area for the different LULC classes for 1993-2007. Δ Area in percentage for 1993-2002 and 2002-2007 is relative to the total change area for 1993-2007.

(79%) and fir forest (76%) contrast with the accuracy of highly modified oak forest (46%), highly modified pine forest (12%) and highly modified mixed forest (45%). From both the taxonomical and landscape points of view, a class of highly modified vegetation cover is close to a wide set of land use classes as well as low modification vegetation cover classes, which makes it prone to more confusions than a class of low modification vegetation cover. These low accuracy levels, however, appear as a real challenge for improving the quality of future forest cover cartography because degradation estimates are probably characterized by very poor reliability, and yet degradation studies are an important part of the REDD - based forest management.

In this research, the accuracy assessment method proposed for the case of *extensive deforestation* measurement with regional LULC cartography consists in a multi-spectral SPOT coverage for reference data and a sampling design defined in section 4.3 where SPOT frames are the PSUs. In the extent of the Grijalva – Usumacinta region, a total of 5 SPOT images per change class and 7 SPOT images for non change classes is thought to achieve a good spatial distribution of the sample. SSUs should be constructed as squared frames centered on the points of the periodic INFyS, and the amount of SSUs should be selected so as to achieve a sampling intensity of at least 4% for all classes.

5.2 'FAO deforestation' measurement in the Marquéz de Comillas area

The forest monitoring program over the Marquéz de Comillas area is an instrument to measure the impact of conservation programs around the Montes Azules Biosphere Reserve (figure 3). The main objective is the measurement, via remote sensing, of the forest cover at the landscape scale. Part of the challenge is to establish deforestation estimates with error margins at a scale approaching the FAO forest definition.

For this purpose, forest cover was defined as: "Areas densely covered by tree vegetation, photosynthetically active at the evaluation season, and canopy cover of more than 30% of the observation area". This definition makes no reference to forest use (e.g., plantations, forest area under management), successional stages (secondary forest or 'acahual', vs low modification or 'primary' forest), or seasonal conditions (sub-evergreen forests). The purpose of this definition of forest cover is to provide a general framework on the dynamics of forest cover.

Landsat TM, ETM + and SPOT HRVIR multispectral images from three different years were used to develop forest cover maps (Table 9). Values were sampled in homogeneous reflectance areas, which were used to search for patterns from a number of independent variables containing spectral and spatial information on the forest cover. From these patterns, a pixel-based probability of ownership to the forest class was derived. We then used a multivariate logistic regression model, in which different spectral and spatial transformations (e.g., vegetation indices and topographic information obtained from a Digital Elevation Model) were the independent variables. The accuracy of the map was measured at every date of study (1990, 2000, 2010), using a stratified random sampling, the visual appraisal of colour composites of Landsat/ SPOT original data and auxiliary ground data.

The forest cover data was derived with accuracies of 91% and Kappa coefficient (K) of 0.7055 for 1990, 88% and K = 0.7540 for 2000 and finally in 2010 the accuracy was estimated at 88% and Kappa coefficient of 0.7660. The estimated annual deforestation rate was -2.1% for the

entire period, showing a net loss of 88 098 hectares. In 1990, 95% of the study area was forest cover, while in 2000 forest cover had decreased to 78% and, finally, by 2010 the forest cover declined to 61%. The results show a loss of 4,557 ha/year for the period from 1990 to 2000, down to 4,252 ha/year for the period 2000 to 2010 (Figure 4).

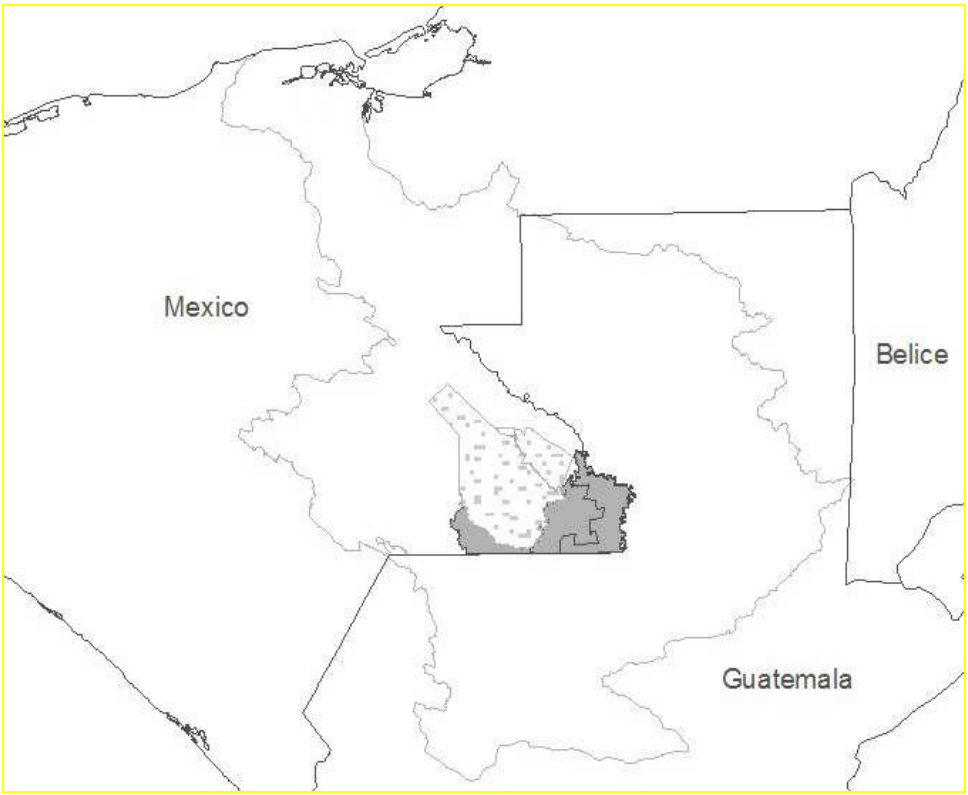


Fig. 3. The 'Marquéz de Comillas' study area is located between Montes Azules Biosphere Reserve (grey dots) and the Mexico-Guatemala border. The Usumacinta watershed was delineated in grey. The study area includes the Mexican municipalities of Maravilla Tenejapa, Marquéz de Comillas and Benemérito de las Americas, in the state of Chiapas.

Platforms & Sensors	Number of scenes	**Spectral bands**	**Pixel size (m)**	**Year**
Landsat 5 TM	2	7	30	1990
Landsat 7 ETM+	2	7	30	2000
SPOT 5 HRVIR	4	4	10	2010

Table 9. Principal characteristics of Landsat TM, ETM + and SPOT HRVIR used for forest cover mapping.

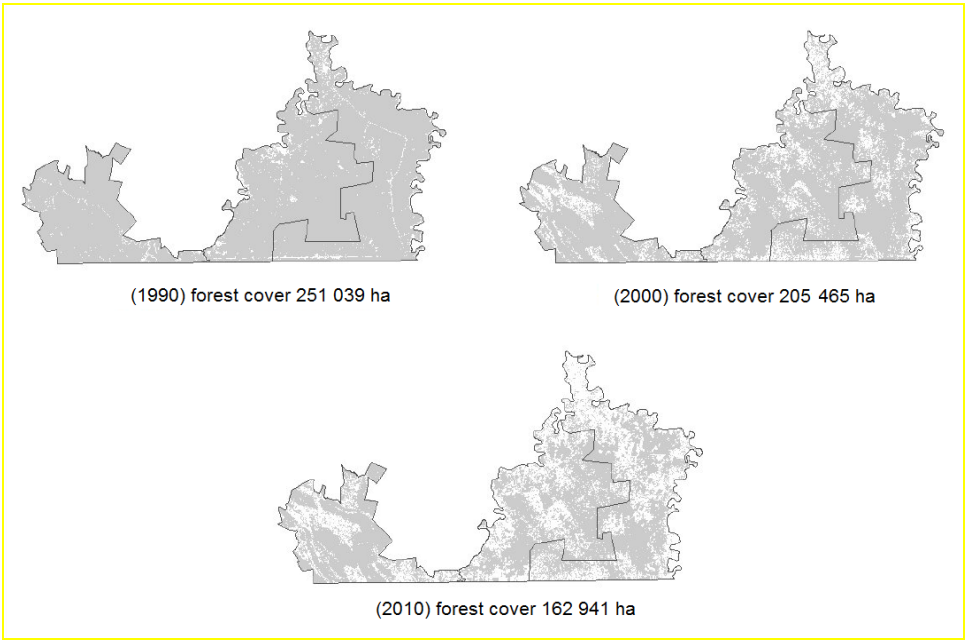


Fig. 4. Forest cover data 1990, 2000 and 2010 for the study area in Chiapas, Mexico.

The accuracy indices correspond to each individual forest cover map in 1990, 2000, and 2010, but the accuracy of the deforestation rate, still cannot be derived. The tools presented in this research will provide grounds for the measurement of *total deforestation* (because the forest definition of this study approaches the FAO definition) in this area, and more generally in the region surrounding the Biosphere Reserve.

For the sake of comparison, we identified studies specific to the region and with forest definitions similar to ours. The rate of change obtained in this study (2.13%) is quite comparable with those reported by Velazquez et al. (2002) about forests in the period 1993 to 2000 (2.06%) and almost equal to that reported for the Lacandona rainforest in the period 1984 to 1991 (2.14%), after 1978 when the Montes Azules Biosphere Reserve was officially decreeted (Mendoza and Dirzo, 1999).

Our deforestation figures are also above the national figures in the same period. According to official FAO reports for the period 1990 to 2010 in Mexico, about 298 000 hectares was lost (FAO, 2010). If we were to compare local with national figures, annual forest loss was estimated in this area at about 4,463 hectares, representing 1.5% of the national loss, in just 0.1% of the country. However, as said earlier, the deforestation definitions are not compatible, by at least two aspects: in the first place the Minimum Mapping Unit of forest is much smaller in our study than in the INEGI national cartography (source of the FAO 2010 Mexico report) and also the percentage of canopy cover is stricter in our study and would not encompass a large variety of forest covers at the national level. In any case, this study perhaps highlights the importance of spatial variability in the dynamics of forest cover throughout the country, and illustrates at what point a national average of *extensive*

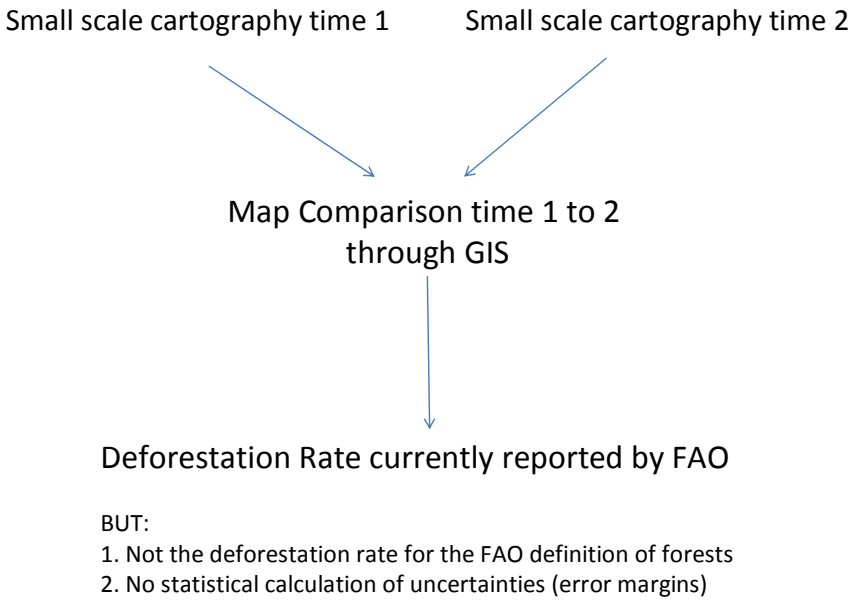
deforestation hides the magnitude of the fragmentation of forests and of spatial differences throughout the country.

In this research, the accuracy assessment method proposed for the case of local forest - non forest cartography consists in a panchromatic SPOT coverage for reference data and a sampling design defined in section 4.3 where SPOT frames are the PSUs. In the extent of the Marquéz de Comillas area, a total of 2 SPOT images per change class and 3 SPOT images for non change classes are thought to achieve a good spatial distribution of the sample. SSUs should be constructed as squared frames centered on a regular grid of the area, and the amount of SSUs should be selected so as to achieve a sampling intensity of at least 4% for all four classes.

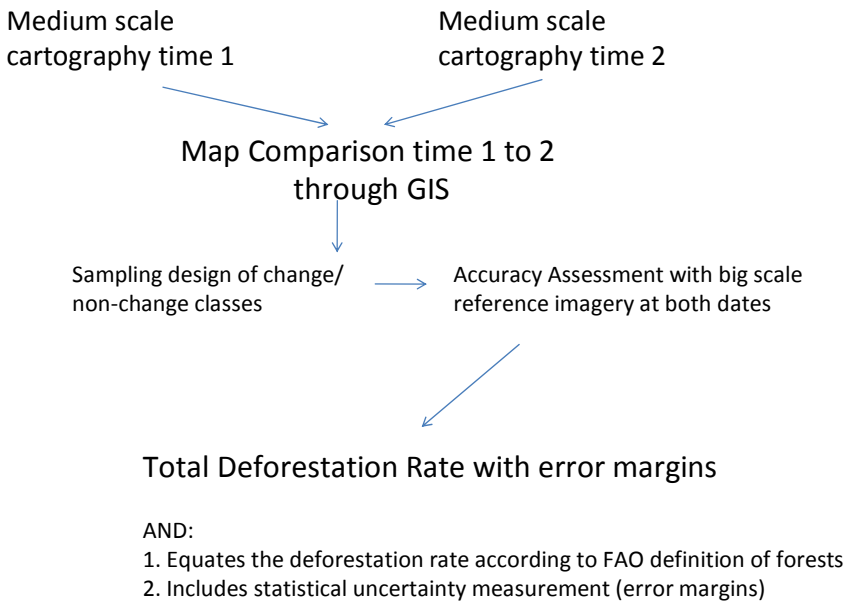
6. Conclusion

International schemes such as REDD related to tropical forest monitoring, critically depend on the reliability of forest cover maps and tropical deforestation rates. In contrast with the poor (almost null) information on this reliability in the world, this chapter provides much evidence from previous studies and experiences that high uncertainty and imprecision still characterize the cartography, remote sensing data, and the forest definitions from which these rates are produced. For example, the FAO reports, which include per-nation tropical deforestation rates (flowchart on figure 5a), are based on national level cartography, provided by sub-tropical agencies, which understandably produce cartography that do NOT (and maybe CANNOT) correspond to the FAO definition of forest, in the first place because this definition requires very fine scale mapping (0.5 hectares Minimum Mapping Unit). Additionally, for the overwhelming majority of governmental agencies in the world, the quality of the cartography is easily confounded with the spatial resolution, or temporality of the satellite imagery used in the map production process. Confusions between thematic classes on the imagery that lead to errors on the map are simply ignored, so that the derived deforestation rates, forest extent baselines, etc. are quantities without error margins, therefore without statistical support.

A rigorous accuracy assessment scheme with appropriate forest definitions and adapted remote sensing data is thus a pending challenge in sub-tropical countries where the baseline cartography is essentially produced. This research proposes a novel deforestation assessment framework, adapted to typical materials and cartography in sub-tropical countries and suitable for REDD schemes. This framework comprises two features. The first feature consists in considering a set of three definitions of forest cover change based on the FAO definitions of forests as well as the Mexican standards on the forest cover definitions. This set of forest cover change definitions permits different levels of deforestation assessment ('*FAO deforestation*' which would reflect *total* deforestation and corresponds to flowchart illustrated in figure 5b, and only '*extensive deforestation*') and considers the need for reporting change of a diversity of vegetation types in Mexico. Accordingly, remote sensors with low or high discrimination capacity are suited to different definitions of deforestation/degradation. The second feature, derived from recent theoretical advances made by the geo-science community, consists in a sampling design that efficiently controls the spatial distribution of samples for all classes, including non-change classes.



a.



b.

Fig. 5. Sequence of GIS for deforestation calculation: a. Traditional sequence (which leads to FAO deforestation figures currently), b: Proposed sequence (which is compatible with FAO definition of forests and includes error margins)

This chapter provides the planning for future application of this framework on two cases of ongoing deforestation measurement and analysis, at regional and landscape scales, in biodiverse Southeast Mexico. The first case is the use of typical national level (INEGI) cartography in the Grijalva – Usumacinta basin and the second case is a more optimal use of medium resolution imagery for the measurement of the deforestation in accordance with the FAO definition of forest, in the highly dynamic edge of a National Biosphere Reserve (Montes Azules). In addition, since 2003, the monitoring of deforestation in Mexico is partly ensured using the MODIS sensor (CONAFOR, 2008), which is comparable with the SPOT-VEGETATION sensor used by Stibig et al. (2007) in Asia. We recommend the method presented here be extended to the national level for comprehensive accuracy assessment of these SEMARNAT vegetation cover annual maps. This method would ensure very reasonable costs and would contribute to solve the polemical discussions on the reliability of deforestation rates and land use change rates in the country. We conclude that the work presented here contributes to set grounds for the quantitative accuracy assessment of forest cover change cartography in the context of the REDD programme.

7. Acknowledgments

This research was jointly funded by CONACyT and DGAPA-UNAM. The CONACyT funded Project is entitled "Desarrollo de redes para la Gestión Territorial del Corredor Biológico Mesoamericano – México". The funding was obtained through the resource allocation agreement No. 143289, between the Fomento regional para el Desarrollo Científico Tecnológico y de Innovación (FORDECyT), and the Centro de Investigación en Geografía y Geomática Ingeniero Jorge L. Tamayo A.C (CentroGeo). The two DGAPA-UNAM projects (PAPIIT IN307410 and IACOD IC300111) are related to the construction of a Territorial Observatory for Environmental Risk Assessment in Mexico.

8. Abreviations

ASTER	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer
AVHRR	Advanced Very High Resolution Radiometer
CLC	CORINE Land Cover Program of Europe
CONAFOR	the Mexican National Commission of Forests (Comisión Nacional Forestal)
COP	Conference Of Parties
CORINE	European 'Coordination of Information on the Environment' Program
EOSD	Earth Observation Sustainable Development Program of Canada
ESA	European Space Agency
FAO	Food and Agriculture Organization
FRA	Forest Resources Assessment
GAP	Gap Analysis Project in the USA
GFA	Global Forest Assessment of the United Nations
GIS	Geographic Information Science
HRVIR	High Resolution Visible and Infra Red
INEGI	National Institute of Statistics, Geography and Informatics in Mexico
INFyS	National Inventory of Forests and Soils in Mexico
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change

JRC	Joint Research Council
Landsat GLC	Global Land Cover program of the Landsat satellite
LULC	Land-Use and Land-Cover
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
NASA	National Aeronautics and Space Administration of the USA
NFI	Mexican National Forest Inventory
NLCD	National Land Cover Data of the USA
OFL	Other Forested Land
PSU	Primary Sampling Unit
REDD	Reduction of Emissions from Deforestation and Degradation
SPOT	French Satellite for Earth Observation (Systeme Pour l'Observation de la Terre')
SSU	Secondary Sampling Unit
SEMARNAT	National Environmental Agency (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales)
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
USA	United States of America
USM	United States of Mexico

9. References

Achard, F., Stibig, H.-J., Eva, H.D., Lindquist, E.J., Bouvet, A., Arino, O., & Mayaux, P. (2010). Estimating tropical deforestation from Earth observation data. *Carbon Management*, Vol. 1, No.2, pp. 271-287.

Arcview (2010). ArcGIS for Desktop Basic, ESRI, Retrieved from: http://www.esri.com/software/arcgis/arcgis-for-desktop/index.html

Broich, M., Stehman, S.V., Hansen, M.C., Potapov, P., & Shimabukuro, Y.E. (2009). A comparison of sampling designs for estimating deforestation from Landsat imagery: a case study of the Brazilian legal Amazon. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 113, No 11, pp. 2448-2454.

Burrough, P.A. (1994). Accuracy and error in GIS, In *The AGI Sourcebook for Geographic Information Systems 1995*, Green, D.R. & D Rix (eds.), pp. 87-91, AGI, London.

Büttner, G., & Maucha, G. (2006). The thematic accuracy of CORINE Land Cover 2000: Assessment using LUCAS, EEA Technical Report/No7/2006, http://reports.eea.europa.eu/ , accessed 04/2007.

Card, A. (1982). Using known map category marginal frequencies to improve estimates of thematic map accuracy, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 48, No. 3, pp. 431-439.

Castillo, P. E. P., P. Lehtonen, M. Simula, V. Sosa and R. Escobar (1989). Proyecciones de los principales indicadores forestales de México a largo plazo (1988-2012). Reporte interno, Subsecretaría Forestal, Cooperación México-Finlandia, SARH, México

Cochran, W.G. (1977). *Sampling Techniques* (3rd ed.), John Wiley and Sons, New York.

CONAFOR (2004). Baja el índice de deforestación en México. Retrieved from : http://fox.presidencia.gob.mx/buenasnoticias/ ?contenido=16205&pagina=308. Accessed 12/2008.

CONAFOR (2008). Cartografía de cobertura vegetal y usos de suelo en línea. Retrieved from: http://www.cnf.gob.mx:81/emapas/. Accessed 03/2008.

CONAFOR (2010). Mexico's REDD+ Vision. National Forestry Commission. Retrieved from: http://www.conafor.gob.mx :8080/documentos/ver.aspx?grupo=35&articulo=2520

Congalton, R.G. (1988). Comparison of sampling scheme use in generating error matrices for assessing the accuracy of maps generated from remotely sensed data, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 54 , No. 5, pp. 593-600.

Couturier, S., Mas, J.-F., Vega, A., & Tapia, V. (2007). Accuracy assessment of land cover maps in sub-tropical countries: a sampling design for the Mexican National Forest Inventory map. *Online Journal of Earth Sciences*, Vol. 1, No. 3, pp. 127-135.

Couturier, S., Mas, J.-F., Cuevas, G., Benítez, J., Vega-Guzmán, A., & Coria-Tapia, V. (2009). An accuracy index with positional and thematic fuzzy bounds for land-use/ land-cover maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 75, No. 7, pp. 789-805.

Couturier, S., Mas, J.-F., López, E., Benítez, J., Coria-Tapia, V., & Vega-Guzmán, A. (2010). Accuracy Assessment of the Mexican National Forest Inventory map: a study in four eco-geographical areas, *Singapore Journal of Tropical Geography*, Vol. 31, No. 2, pp. 163-179.

Couturier, S. (2010). A fuzzy-based method for the regional validation of global maps: the case of MODIS-derived phenological classes in a mega-diverse zone. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 31, No. 22, pp. 5797-5811.

Díaz-Gallegos, J.R., Mas, J.-F., & Velázquez, A. (2010). Trends of tropical deforestation in Southeast Mexico. Singapore *Journal of Tropical Geography*, Vol. 31, pp. 180-196.

Duveiller, G., Defourny, P., Desclée, B., & Mayaux, P. (2008). Deforestation in Central Africa: estimates at regional, national and landscape levels by advanced processing of systematically distributed Landsat extracts. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 112, No. 5, pp. 1969-1981.

Eva, H.D., Carboni, S., & Achard, F., Stach, N., Durieux, L., Faure, J.-F., & Mollicone, D. (2010). Monitoring forest areas from continental to territorial levels using a sample of medium spatial resolution satellite imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, Vol. 65, pp. 191-197.

FAO (1988). An interim report on the state of forest resources in the developing countries, Forest Resource Division, Forestry Department, , 40pp.

FAO (1995). Forest Resources Assessment 1990. Global synthesis, Forestry paper No 124, Rome, Retrieved from: http://www.fao.org/docrep/007/v5695e/v5695e00.htm

FAO (1996). Forest Resources Assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. n° 130. Rome, Retrieved from: http://www.fao.org/docrep/007/w0015e/w0015e00.htm

FAO (1997). State of the world forests 1997. FAO, Retrieved from: http://www.fao.org/docrep/ w4345e/w4345e00.htm

FAO (2004). State of the world forests 2004. FAO, Rome.

FAO (2010). Global Forest Resources Assessment 2010. Main Report, Forestry paper no 163, Rome, Italy. 340pp

Foody, G.M. (2002). Status of land cover classification accuracy assessment, *Remote Sensing of Environment*,Vol. 80, pp. 185-201.

Fritz, S., McCallum, I., Schill, C., Perger, C., Grillmayer, R., Achard, F., Kraxner, F., & Obersteiner, M. (2009). Geo-wiki.org: the use of crowdsourcing to improve global land cover. *Remote Sensor*, Vol. 1, No. 3, pp. 345-354.

Grainger A. (1984). Rates of deforestation in the humid tropics: overcoming current limitations, *Journal of Forestry Resources Management*, Vol. 1: pp. 3-63.

Green, D.R., & Hartley, W. (2000). Integrating photo-interpretation and GIS for vegetation mapping: some issues of error, In: *Vegetation Mapping from Patch to Planet*, Alexander, R. & Millington, A.C. (editors), John Wiley & Sons Ltd., pp. 103-134.

Hagen, A. (2003). Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. *International Journal of Geographical Information Science*, Vol. 17, No. 3, pp. 235-249.

Hansen, M.C., Stehman, S.V., Potapov, P.V., Loveland, T.R., Townshend, J.R.G., DeFries, R.S., Pittman, K.W., Arunarwati, B. Stolle, F., Steininger, M.K., Carroll, M. & DiMiceli, C. (2008). Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. *Proceedings of the National Academy of Science of the USA*, Vol. 105, No. 27, pp. 9439-9444.

INEGI (1980). Sistema de Clasificación de Tipos de Agricultura y Tipos de Vegetación de México para la Carta de Uso del Suelo y Vegetación del INEGI, escala 1:125 000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes, Ags, Mexico.

Kolb, M. and Galicia, L. (2011). Challenging the linear forestation narrative in the Neo-tropics: regional patterns and processes of deforestation and regeneration in Southern Mexico. *The Geographical Journal*. Online version.

Laba, M., Gregory, S.K., Braden, J., Ogurcak, D., Hill, E., Fegraus, E., Fiore, J.& DeGloria, S.D. (2002). Conventional and fuzzy accuracy assessment of the New York Gap Analysis Project land cover map. *Remote Sensing of Environment* Vol. 81, pp. 443-455.

Lambin, E., Geist, H.J., & Lepers, E. (2003). Dynamics of Land-Use and Land-Cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, Vol. 28, pp. 205-241.

Mas, J.-F, Velázquez, A., Palacio-Prieto, J.L., Bocco, G., Peralta, A., & Prado, J. (2002). Assessing forest resources in Mexico: Wall-to-wall land use/ cover mapping. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 68, No. 10, pp. 966-969.

Mas, J.-F., Velázquez, A., Díaz-Gallegos, J.R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, C., Bocco, G., Castro, R., Fernández, T. & Pérez-Vega, A. (2004). Assessing land use/cover changes: a nationwide multidate spatial database for Mexico, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Vol. 5, No.4:249-261.

Masera, O. R., Ordóñez, M. J, &Dirzo, R. (1997). Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change*, Vol. 35,pp. 265-295.

Mendoza, E., & Dirzo, R. (1999). Deforestation in Lacandonia (southeast Mexico): evidence for the declaration of the northernmost tropical hot-spot. *Biodiversity and Conservation*. Vol. 8, pps. 1624-1641.

Myers, N. (1989). *Deforestation rates in tropical forests and their climate implications*. Friends of the Hearth, Great Britain.

PRODES (2010). Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satelite, Projeto PRODES. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Sao Jose dos Campos, Brazil.

Repetto, R. (1998). *The forests for the trees? Government policies and the misuse of forest resources*, World Resources Institute, Washington D.C., USA.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin F.S., Lambin E., et al. (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* , Vol. 14, No.2, 32 pp. (online)

Sánchez Colón, S., Flores Martínez, A., Cruz-Leyva, I.A. & Velázquez, A. (2008). Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. II Estudio de país. CONABIO, Mexico.

SARH (1992). Inventario Forestal nacional de Gran Visión. Reporte principal. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidraulico, Subsecretaría Forestal y de fauna Silvestre, México, 49pp.

SARH (1994). Inventario Forestal Nacional Periódico, México 94, Memoria Nacional Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre, Mexico. 81 pp.

SEMARNAT (2006) Inventarios forestales y tasas de deforestación. Available in: http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/ informe_04/02_vegetacion/recuadros/c_rec3_02.htm. Accessed 08/2008.

Soares-Filho, B.S., Rodrigues, H.O., & Costa, W.L.S. (2009). Modelamiento de Dinámica Ambiental con Dinámica EGO. Centro de Sensoriamento Remoto/ Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, Brasil. Retrieved from: http://www.csr.ufmg.br/dinamica/. Accessed 01/2011.

Solomon, S., Qin, D., Manning, M. et al. (2007), Technical summary. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis.* Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon S., Qin D., Manning M. et al. (Eds). Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Stehman, S.V., & Czaplewski, R.L. (1998). Design and analysis for thematic map accuracy assessment: fundamental principles. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 64, pp. 331-344.

Stehman, S.V. (2001). Statistical rigor and practical utility in thematic map accuracy assessment, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 67, pp. 727-734.

Stehman, S.V., Wickham, J.D., Smith, J.H., & Yang, L. (2003). Thematic accuracy of the 1992 National Land-Cover Data for the eastern United-States: Statistical methodology and regional results. Remote Sensing of Environment 86, pp. 500-516.

Stehman, S.V., Wickham, J.D., Yang, L., &Smith, J.H. (2000). Assessing the Accuracy of Large-Area Land Cover Maps: Experiences from the Multi-Resolution Land-Cover Characteristics (MRLC) Project, 4th International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences, Amsterdam, pp. 601-608.

Stibig, H. J., Belward, A. S., Roy, P. S., Rosalina-Wasrin, U., Agrawal, S., Joshi, P.K., Hildanus, Beuchie, R.), Fritz, S., Mubareka, S., & Giri, C.2007). A land-cover map for South and Southeast Asia derived from SPOT- VEGETATION data. *Journal of Biogeography*, Vol. 34, pp. 625-637.

Toledo, V.M. (1989). *Bio-economic costs of transforming tropical forest to pastures in Latinoamerica. En: S. Hecht (editor). Cattle ranching and tropical deforestation in Latinoamerica*. Westview Press, Boulder, Colorado, USA.

Torres Rojo (2004). Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020. Informe Nacional México. Juan Manuel Torres Rojo. FAO, Roma.

van der Werf, G.R., Morton, D.C., DeFries, R.S., Olivier, J.G.J., Kasibhatla, P.S., Jackson, R.B., Collatz, G.J., & Randerson, J.T. (2009), CO2 emissions from forest loss. *Nature Geosciences*, Vol. 2, pp. 737-738.

Velázquez, A., Mas J.-F., Díaz, J.R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P.C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Escurra, E., & Palacio, J.L. (2002). Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México, Gaceta Ecológica, INE-SEMARNAT, Vol. 62, pp. 21-37.

Wickham, J.D., Stehman, S.V., Smith, J.H., &Yang, L. (2004). Thematic accuracy of the 1992 National Land-Cover Data for the western United-States, *Remote Sensing of Environment*, Vol. 91, pp. 452-468.

Wulder, M.A., Franklin, S.F., White, J.C., Linke, J., &Magnussen, S. (2006). An accuracy assessment framework for large-area land cover classification products derived from medium-resolution satellite data, *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 27, No. 4, pp. 663-68.

Wulder, M. A., White, J.C., Magnussen, S., & McDonald, S. (2007). Validation of a large area land cover product using purpose-acquired airborne video. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 106, pp. 480-491.

Zhu, Z., Yang, L., Stehman, S.V., & Czaplewski, R.L. (2000), Accuracy Assessment for the U.S. Geological Survey Regional Land-Cover Mapping Program: New York and New Jersey Region, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol. 66, pp. 1425-1435.