



DINÁMICA DE CAMBIO DE USO DE SUELO DEL BOSQUE SIEMPRE VERDE MONTANO DE LA COMUNIDAD DE GUANGRAS EN EL PAQUE NACIONAL SANGAY DE 1991 A 2016, ECUADOR

Héctor Barrero Medel¹, Adrián Daniel Vistín Guamantaqui², Eduardo Antonio Muñoz Jácome³

¹ [Universidad de Pinar del Río, Cuba, hbarrero@upr.edu.cu, Dr. C Forestales]

² [Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Ecuador, Dr. C Forestales]

³ [Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Ecuador, MSc Master en Dirección de Empresas]

Resumen

Con el objetivo de analizar los cambios de uso del suelo del Bosque Siempre Verde Montano de la comunidad de Guangras, en un área de 1 609,48 ha orientadas a la recuperación de servicios ecosistémicos y a la conservación de la biodiversidad en la zona sur de la cordillera oriental de los Andes dentro del Parque Nacional Sangay (PNS), se llevó a cabo un estudio espacio-temporal a través de imágenes satelitales, donde se realizó el pre-procesamiento y clasificación de imágenes Landsat, utilizando el software ArcGis 10.1 para determinar el cambio de uso de suelo, y un análisis de la matriz de transición. Como resultado de este estudio geoespacial se determinó cinco usos de suelo, así como, que el bosque disminuyó un 2,47 %, el páramo 0,76 %, los cuerpos de agua 0,28 %, mientras que el pastizal aumentó un 3,07 %, y los cultivos 1,88 %. Así como se propone un grupo de medidas para las rehabilitación y restauración de esta formación vegetal.

Palabras claves: imágenes satelitales, cobertura vegetal; estudio espacio-temporal, degradación, fragmentación

Introducción, alcance y objetivos principales

Los estudios del cambio de uso del suelo son herramientas de gran importancia ya que evalúan la velocidad de la deforestación/reforestación, determinan su extensión geográfica y entienden cuáles son las causas sociales y económicas de los cambios, en las escalas global, regional y local (Skole *et al.* 1994; Ojima, *et al.* 1994, Ruiz, Savé y Herrera, 2014). El análisis multitemporal permite detectar cambios entre diferentes fechas de referencia, deduciendo la evolución del medio natural o las repercusiones de la acción humana sobre ese medio (Chuvieco 1996). En la mayoría de los países, el principal cambio de cobertura de suelo, en una perspectiva extendida en el tiempo, es la conversión de superficie forestal a cobertura y uso agrícola (Barbier *et al.*, 2010).

Esta temática ha cobrado interés en la actualidad destacándose los trabajos realizados por Escobar y Castillo, (2021) quienes analizan las trayectorias del cambio en la cobertura y usos del suelo en tres cuencas en la región del Soconusco, Chiapas, México durante un período de 25 años; Sandoval *et al.* (2021) en una microcuenca de la Mixteca Alta Oaxaqueña, México durante el periodo de 1995 a 2016; Pérez *et al.* (2021) en ecosistemas del municipio San Pablo Cuatro Venados, Zaachila, Oaxaca en el periodo de 1998 al año 2000.

Los bosques de Ecuador y específicamente los Bosque Siempre Verde Montano del Parque Nacional Sangay (PSN) no ha escapado de esta realidad. Esta formación vegetal se encuentra desde los 1 800 a 3 400 m.s.n.m, siendo una de las más importantes por los servicios ecosistémicos que brinda, especialmente la regulación hídrica al encontrarse por debajo del ecosistema de páramo proveyendo ambos el recurso agua a la represa Paute, comunidades y ciudades de la provincia de Riobamba.

En la actualidad el plan de manejo del PNS se encuentra desactualizado contando con uno del año 1998, trayendo por consiguiente que no se conozca los cambios que ha experimentado el área por las actividades antrópicas que en esta área ha sido intensa Vistín (2018). Es por ello que se plantea el siguiente objetivo: analizar los cambios de uso del suelo del Bosque Siempre Verde Montano de la comunidad de Guangras.

Metodología/enfoque

El área de estudio se localiza en el bosque de la comunidad de Guangras en la Parroquia Achupallas dentro de la microcuenca del río Santiago, ubicado en la provincia de Chimborazo dentro de los límites del Parque Nacional Sangay, Ecuador, la cual limita al norte con la microcuenca de Ozogoché, al sur con la provincia de Azuay, al este con la provincia de Morona Santiago, y al oeste con la provincia de Cañar. Las coordenadas geográficas proyectadas UTM Zona 17S, DATUM WGS 84 son de Latitud sur, 765693 de Longitud este 9726656.



Fig. 1: Ubicación del área de estudio

Para la clasificación de uso de suelo y los cambios ocurridos a través del periodo 1991-2016 fueron empleadas dos imágenes Landsat 5 para la imagen de 1991 y Landsat 8 para la imagen de 2016 obtenidas durante la estación seca con una cobertura de nubosidad del 10% (path/row: 10/62), técnicas de percepción remota, y el uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG). Donde se determinará los siguientes usos de suelo. Bosque, Cuerpos de agua, Cultivos, Pastizal, Plantaciones y Páramos en las fechas enero de 1991 y noviembre del 2016.

Las imágenes de satélite de las fechas seleccionadas se obtuvieron del portal de Internet del Servicio Geológico de los Estados Unidos (United States Geological Survey – USGS). El motivo por el cual se seleccionaron estas fechas fue por la escasez de imágenes sin cobertura de nubosidad, problema recurrente en la zona de estudio. Las imágenes fueron georreferenciadas usando coordenadas en la proyección cartográfica Universal Transversal de Mercator (WGS 84 Zona 17S), para su integración dentro del entorno SIG. Con una resolución espacial (30x30m). Este proceso se llevó a cabo en el SIG ArcGis 10.1 una vez que las imágenes tuvieron la misma georreferencia, se procedió a llevar a cabo las correcciones radiométricas que implica la restauración de líneas o píxeles perdidos, mediante Surface Reflectance, combinación de bandas, corrección atmosférica que se efectuó con modelos matemáticos que integran el valor registrado de niveles de gris con los valores reales existentes del objeto sobre el terreno (proceso de calibración) mediante LEDAPS (software nasa), y corrección geométrica que modifica la geometría de los píxeles ajustándolos a un sistema geométrico, proceso que se realizara mediante imágenes georreferenciadas 17S UTM Datum WGS 84. Las correcciones radiométricas son fundamentales para una adecuada interpretación de las imágenes satelitales, ya que los contrastes en la iluminación y la geometría deben ser minimizados en estudios multitemporales mediante el uso de valores constantes o coeficientes de corrección de factores tales como la distancia entre la tierra y el sol (Alexakis et al., 2014; Chander et al., 2009).

La corrección consistió en la utilización de ecuaciones estándar para convertir números digitales (ND) a unidades de radiancia y reflectancia percibida por el sensor del satélite. Las ecuaciones y los datos de

calibración fueron obtenidos de Chander et al. (2009). Después de la conversión a radiancia, cada imagen fue convertida a reflectancia superficial considerando la corrección atmosférica. Este método asume que en una imagen de satélite existen superficies que reflejan una proporción de radiación solar muy baja (es decir, cuerpos de agua, sombras), de tal manera que la señal proveniente de estas superficies u objetos que es registrada por el sensor no representa una medida correcta (Chuvieco, 2010). Una alternativa para determinar la influencia atmosférica y reducir sus efectos dentro del proceso de calibración fue mediante la propia información de la imagen, para lo cual se empleó el método de substracción del objeto oscuro (DOS) propuesto por Chavez (1996).

El procedimiento se realizó mediante una clasificación supervisada, utilizando el clasificador de máxima verosimilitud, ya que es uno de los algoritmos más comúnmente utilizados en percepción remota y es considerado como uno de los procedimientos de discriminación más eficientes. Donde se estableció en la imagen campos de entrenamiento representativos de cada categoría de cobertura vegetal y uso de suelo, con base en los cuales se caracteriza estadísticamente cada categoría. Posteriormente, se evaluó una función de probabilidad multidimensional completa, en la que cada píxel es asignado a la clase de mayor probabilidad de pertenencia (Eastman, 2010). Es importante notar que este enfoque se basa únicamente en la información espectral de la imagen y no considera elementos como textura, forma y disposición de objetos (Berlanga et al., 2010)

Resultados

Clasificación supervisada

Cuando se aplicó el módulo de clasificación supervisada para el análisis de cada uso de suelo o cubierta vegetal se generaron nuevas capas, cada una según el valor de radiancia de los píxeles (Figura 2).

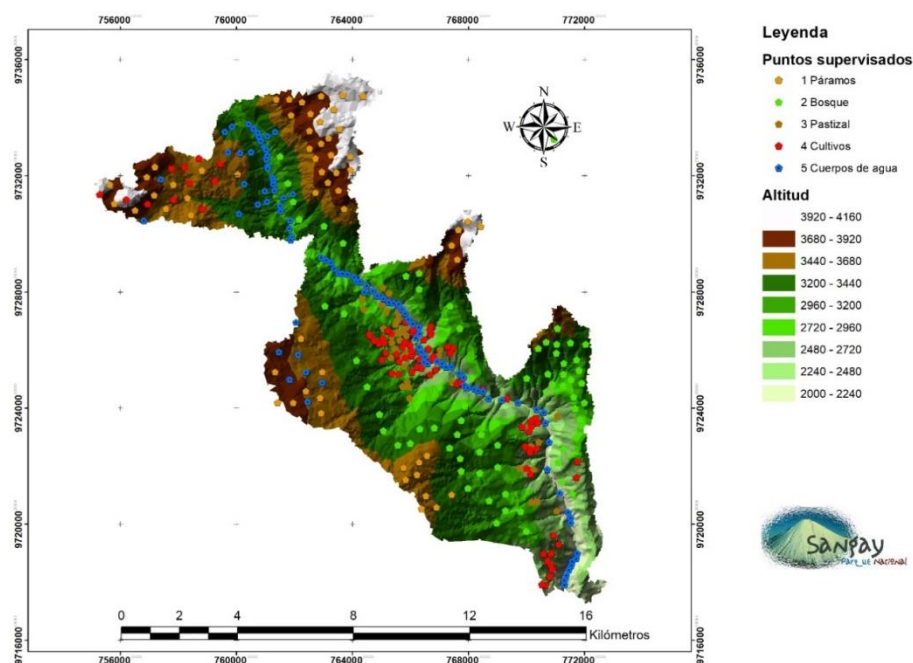


Figura 2. Clasificación supervisada de los usos de suelo.

Utilización además la herramienta (Spatial Analyst tools) (Multivariate) (Maximum Likelihood) del Arc Gis 10.1, la combinación de bandas cuatro, tres, dos para color natural, cinco, cuatro, tres para infrarrojo (Anexo 1), cinco,

seis, dos para vegetación saludable además de la banda número ocho pancromática para obtener una mejor resolución (15 m) se pudo determinar la pérdida de cobertura vegetal (Figura 3).

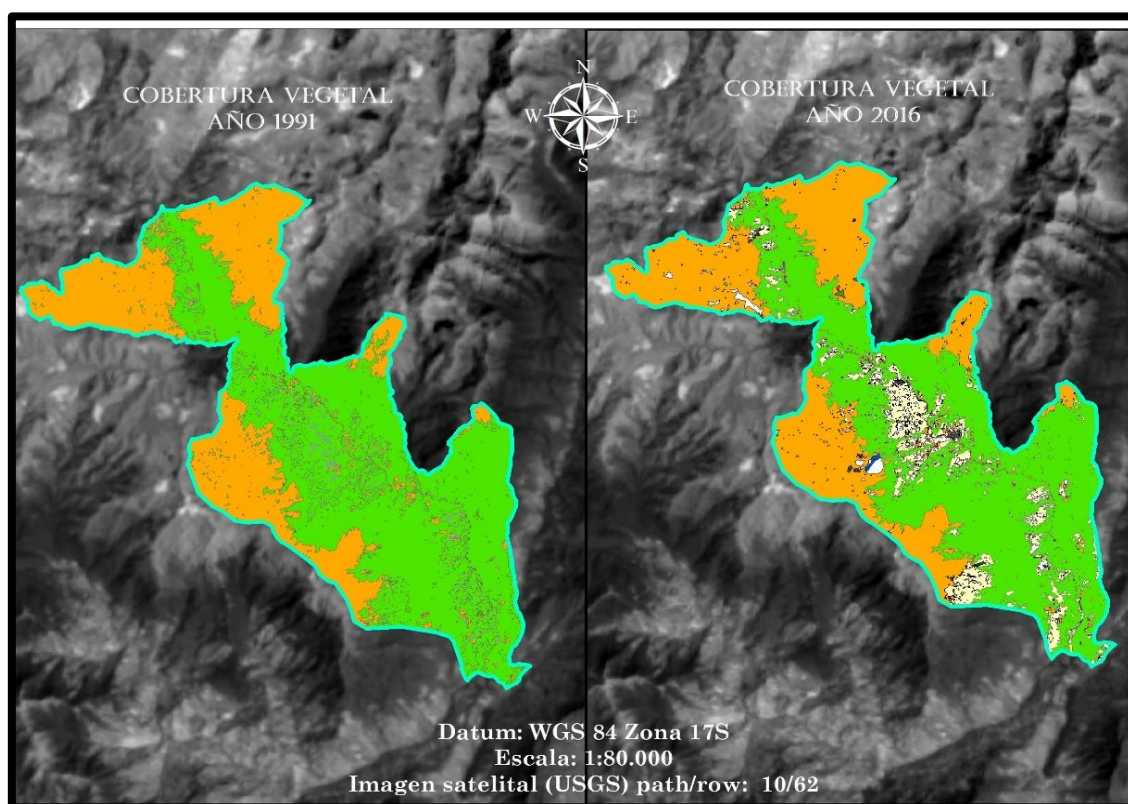


Figura 3. Geoprocésamiento de imágenes ASTER de 1991 y 2016.

Las imágenes del año 1991 corresponden a recortes suministrados por la USGS. Dichos recortes hacen parte del área significativa para el estudio de cambio en la cobertura vegetal en la microcuenca del río Santiago, PNS.

A partir de la corrección radiométrica, geométrica y atmosférica de las imágenes del satélite Landsat 5 de 1991 y su posterior clasificación supervisada con el algoritmo de máxima verosimilitud, se genera el mapa de uso de suelo, dando como resultado cinco usos y coberturas de suelo (páramo, cultivo, bosque, pastizal y cuerpos de agua) de manera cuantitativa los siguientes valores de uso de suelo: zona de páramo 4 146,06 ha que representan el 35,28 %, cultivos 1 990,17 ha el 16,93 %, bosque 4 332,89 ha con el 36,87 %, pastizal 1 251,83 ha el 10,65 %, cuerpos de agua 32,40 ha con el 0,28 %, con un total del área de estudio de 11 753,35 ha.

Para el análisis de la cobertura vegetal en el 2016 el procedimiento involucró la selección de áreas de entrenamiento, donde se delimitan áreas representativas de las distintas categorías IHMEA (2010) posteriormente se calculó los parámetros que caracterizan la distribución de los datos espectrales de las áreas definidas como muestras, se hizo el análisis de las áreas y finalmente la clasificación para obtener en forma de polígonos las superficies de las diferentes categorías. A partir de la corrección radiométrica, geométrica y atmosférica de la imagen de satélite Landsat 8 del 2016 y su posterior clasificación supervisada con el algoritmo de máxima verosimilitud, se genera el mapa de uso de suelo, dando como resultado los mismos cinco usos y coberturas de suelo que en el análisis de 1991 de manera cuantitativa los siguientes valores de usos de suelo: zona de páramo 3 431,14 ha que representan el 29,19 %, cultivos 3 200,53 ha el 27,23 %, bosque 2 355,95 ha con el 20,04 %, pastizal 2 735,53 ha el 23,27 %, cuerpos de agua 30,20 ha con el 0,26 %, con un total del área de estudio de 11 753,35 ha.

Cambio de cobertura de suelo

En la Figura 4 se muestra los cambios de uso del suelo del área de estudio, en 1991 el área boscosa tenía una superficie de 4 332,89 ha sin embargo, para el 2016 esta disminuyó a 1 976,94 ha con una tasa de deforestación

del 2,47 %, de igual manera el área de páramo tenía una superficie de 4 146,06 ha reduciéndose para el 2016 en 714 ha con una tasa de pérdida de 0,76 %, los cuerpos de agua contaban con una área de 32,4 ha la cual disminuyó en 2,2 ha así la tasa de cambio fue de 0,28 %, mientras tanto para pastizales el área inicial era de 1 251,83 ha la cual aumentó en un 3,07 %, de igual manera el área de cultivos se registró 1 990,17 ha aumentado en 1,88 %.

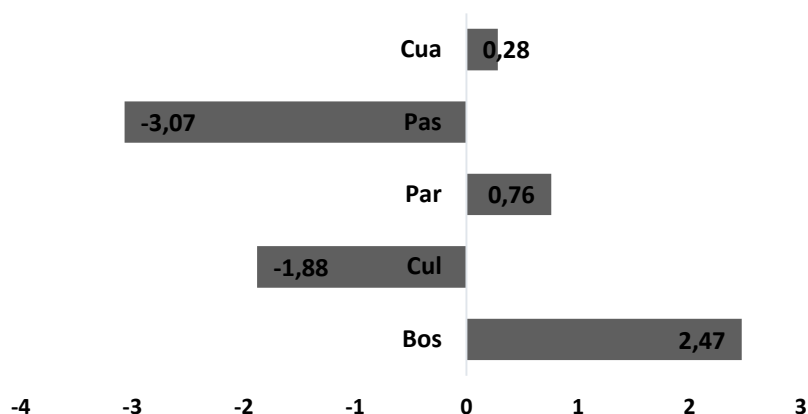


Figura 4. Cambio de uso de suelo en el período 1991 – 2016.

Leyenda cuerpos de agua (Cua), pastizal (Pas), páramo (Par), cultivos (Cul), bosque (Bos), Valores negativos indican ganancia de área y valores positivos indican pérdida de área.

Para el análisis de los patrones de cambio de uso de suelo se generó una matriz de evolución en superficie y porcentaje donde se explica claramente los cambios ocurridos en cada categoría en un lapso de 25 años (Tabla 1). Mediante un análisis de evolución comprendida entre 1991 y 2016, se ha perdido 1 976,94 ha de zonas de bosque, 714,92 ha de páramo, 2,2 ha de cuerpos de agua (Tabla 1), por lo tanto, se representa con valores negativos indicando que estas tres categorías fueron perdiendo área paulatinamente en 25 años.

Mientras que 1 210,36 ha pertenecientes a cultivos y 1 483,7 ha de pastizales representan a sitios que claramente han contribuido al avance de la frontera agrícola mientras que las zonas de pasto han venido aumentando debido a la implementación de crianza de ganado.

Esto ha permitido que esta zona boscosa se fragmente y deteriore a lo largo de estos 25 años, a esto hay que sumarle las actividades de roza, tumba y quema por parte de los moradores del sitio, ocasionando con esta actividad una pérdida no solo de las especies vegetales sino también de toda la diversidad del bosque a pesar de encontrarse dentro de una zona protegida.

Cuadro.1: Evolución del uso de suelo en superficie y porcentaje entre 1991 y 2016

N°	Categorías	1991 (ha)	%	2016 (ha)	%	Cambio de la superficie (ha)
1	bosque	4 332,89	36,87	2 355,95	20,04	-1 976,94
2	cultivo	1 990,17	16,93	3 200,53	27,23	1210,36
3	páramo	4 146,06	35,28	3 431,14	29,19	-714,92
4	pastizal	1 251,83	10,65	2 735,53	23,27	1 483,70
5	cuerpo de agua	32,40	0,28	30,20	0,26	-2,20
	Total	11 753,35	100	11 753,35	100	

Mediante la transición por tabulación cruzada del mapa de uso de suelo en un lapso de 25 años y la sobreposición de líneas vectoriales se determinó con el ArcGis 10.1 la dinámica del cambio de uso de suelo (cuadro 2).

La sumatoria de los valores de persistencia (indicados en la diagonal) establece que un total de 9 059,29 ha mantuvieron su categoría de ocupación lo que representa el 77,08 % del total de la superficie del bosque de la comunidad de Guangras.

Los resultados de ganancias y pérdidas indican notables pérdidas de 1 689,65 ha de bosque y una ínfima ganancia de apenas un 0,35 ha, los cultivos tuvieron una pérdida de 2,3 ha y una ganancia de 1 403,44 ha, la pérdida de páramos fue de 788,67 ha con una ganancia de 3,35 ha, los pastizales tuvieron 213,24 ha de pérdida y 1 286,92 ha de ganancia y los cuerpos de agua perdieron 0,2 ha con una ganancia de cero.

Cuadro 2: Matriz de transición por tabulación cruzada usos del suelo de 1991 y 2016

Table 1: Matriz de transición por tabulación cruzada usos del suelo de 1991 y 2016

Estables (9059,29)	bosque	cultivo	páramo	pastizal	cuerpo de agua	Total (1991)	Pérdidas	Cambio total
bosque	2 355,95	723,14	0,36	966,15	0	4 045,60	1 689,65	1 690,00
cultivo	0	1 990,17	2,30	0	0	1 992,47	2,30	1 405,74
páramo	0	468,10	3 431,14	320,57	0	4 219,81	788,67	792,02
pastizal	0,35	212,20	0,69	1 251,83	0	1 465,07	213,24	1 500,16
cuerpos de agua	0	0	0	0,20	30,20	30,40	0,20	0,20
Total (2016)	2 356,30	3 393,61	3 434,49	2 538,75	30,20	11 753,35		
Ganancias	0,35	1 403,44	3,35	1 286,92	0			

El resultado del presente estudio ofrece una caracterización del cambio de uso de suelo en la microcuenca del río Santiago durante el período 1991-2016, mediante el uso del procedimiento de máxima verosimilitud (Figura 4).

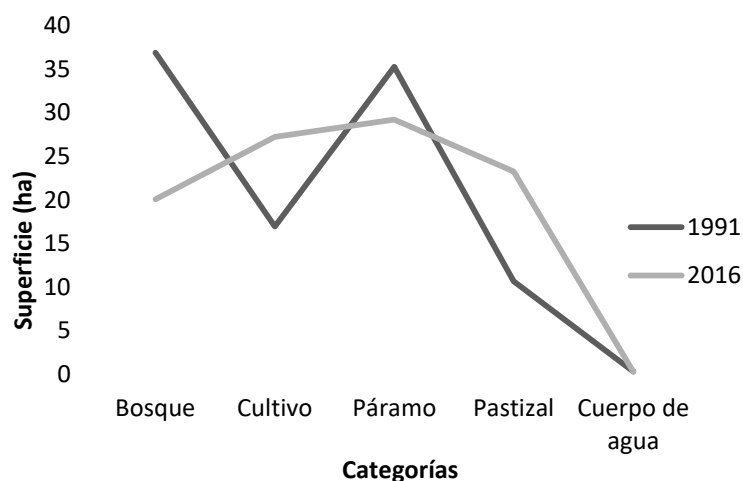


Figura 4. Dinámica de cambio de uso de suelo entre 1991-2016.

Los cambios de superficie más representativos son el bosque ya que ha perdido un 16,83 % mientras que los cultivos aumentaron en un 10,3 %, en cambio la zona de páramo se ha perdido un 6,09 %, no obstante, la zona de pastizal aumentó en área un 12,62 %, y los cuerpos de agua disminuyeron un 0,02 %.

El uso del suelo en la microcuenca ha experimentado cambios sustanciales. Entre 1991 y 2016 se perdieron más de 2 694,35 ha de vegetación natural. La situación es especialmente crítica en el caso de los bosques, que aportan el 36,87 % del área total. Los terrenos dedicados a la ganadería (pastizales) aumentaron su superficie en 1 483,7 ha debido a la expansión de áreas agrícolas y la ganadería.

Debate

La evaluación de la confiabilidad temática en los cinco usos de suelo: bosque, cultivo, páramo, pastizal, cuerpo de agua, se concuerda con lo propuesto por (Cortina, Macario y Himmelberguer, 1998; Buendía, Terrazas y Vargas, 2002; Velázquez *et al.*, 2002; Mas y Couturier, 2003; Antonio *et al.*, 2006; Franco *et al.*, 2006; Valdez, Agüirre y Ángeles, 2011; Champo, Valderrama y España 2012).

En relación a los cambios de usos de suelo se concuerda con Damian *et al.* (2018) en la microcuenca del río Jubal (MCJ), Suroeste del Parque Nacional Sangay, parroquia Achupallas, cantón Alausí, provincia de Chimborazo, donde el análisis de cambios de cobertura y uso del suelo arrojó en el año de 2011, que la cobertura vegetal que mayor área ocupaba es el de páramo 3566,6 ha seguido del cultivo que cubre 541,4 ha y los Pastizales con 461,4 ha con una disminución con respecto al 1991 del páramo de 147 ha, 37,7 de bosques de 37,7 ha y un aumento del pastizal de 271,3 ha y 395,8 ha de cultivo estos resultados son atribuidos a que la principal fuerza impulsora de los cambios de uso y cobertura en la microcuenca del río Jubal son la ganadería y la agricultura. De hecho, estas son las actividades de subsistencia más importantes en la parte Este de la microcuenca. También se coincide con los resultados reportados por Cargua *et al.* 2018 en bosque de Ceja Andina en el sur occidental del Parque Nacional Sangay donde hubo del año 2001 al 2014 disminución del bosque de 18 888,72 ha, con una pérdida de 1 931,60 ha como consecuencia según al aprovechamiento del bosque para luego usar los terrenos en la agricultura.

Los cambios de uso del suelo que se presentan en el área según Vistin (2018) son como consecuencia de que las comunidades indígenas han cambiado su economía realizando actividades como la ganadería, el cultivo de la naranjilla y la explotación de madera mediante prácticas inadecuadas deteriorando los recursos naturales y los medios ambientes del interior y de la zona de amortiguación del PNS. Las comunidades de la zona alta del Parque son en su mayor parte, indígenas quichuas de asentamiento tradicional que han obtenido sus tierras por medio del reconocimiento de territorios comunales realizado por parte del ex-IERAC. El tiempo de asentamiento, la tierra disponible y las presiones del mercado interno son las causas para que su principal forma de trabajo haya sido la tumba del bosque extendiendo la frontera agropecuaria mediante la introducción de cultivos y ganado mayor. Las comunidades campesinas se orientan a una producción básica de subsistencia combinada con unos pocos cultivos para comercialización en el mercado interno. Dichas comunidades también han sido desplazadas a tierras no aptas para usos agrícolas y pecuarios dando lugar a un progresivo agotamiento del recurso que reduce substancialmente los rendimientos y desencadena procesos erosivos, estos fenómenos van en contra de los fines conservacionistas del Parque. El pastoreo es una actividad que se ha intensificado en esta última década especialmente en los páramos. Por las condiciones climáticas y especialmente por las frecuentes heladas la agricultura no se practica en altitudes a 3.400 m. Por estas razones todas las familias se dedican a la crianza del ganado principalmente ovino (Gómez *et al.* (1998).

Downer (1996) afirma que de 1991-1993 en el sector de Culebrillas (incluyendo áreas del interior del parque) habían entre 300 a 1.000 cabezas de ganado vacuno, que causan varios problemas incluyendo la erosión del suelo. La dinámica de cambio es desencadenada y controlada también por factores demográficos y las consecuentes actividades productivas la gran mayoría de la población que se asienta en los alrededores del parque tiene como principal ocupación la actividad agropecuaria: 33,9 % en Pondoá, 50 % de los hombres de Osogoche, 43,6 % en San Vicente y 54 % en Colonia Tarqui. Pese a que las mujeres se consideran dedicadas a los quehaceres domésticos, es obvio que también de parte de ellas existe una gran contribución y participación en labores agrícolas y de pastoreo de animales Parque (Gómez *et al.* (1998).

El estado de conservación del recurso bosque presenta fragmentos de hábitat natural bajo una fuerte presión como producto de factores antropogénicos (MARENA, 2004). La fragmentación del bosque nativo se da por el reemplazo de grandes áreas por otros ecosistemas, dejando parches (o islas) separados del bosque y entre sí Dzieszko (2014). En el área esto se evidencia en los diferentes tamaños y formas de los fragmentos que reflejan las diferentes coberturas paisajísticas. El grado de intervención del área da lugar a una fragmentación excesiva del bosque. Se sabe que las modificaciones humanas son las más determinantes en la fragmentación de los ecosistemas, acelerando la pérdida de hábitat y la reducción de la diversidad biológica. El paso de

bosque nativo a áreas de pastizales y agrícolas en el área, hace que el paisaje se encuentre más fragmentado y el efecto de borde sea más abrupto.

Los resultados figura 10 vienen a corroborar estimaciones sobre la proporción de superficies de ciertas coberturas y sus cambios, expuestas en otros trabajos de investigación dentro de la microcuenca del río Blanco, Cayambe, Ecuador tal es el caso del trabajo de Valencia (2014), quien determinó que el 19 % del bosque ha sido convertido a pastizales, mientras que en este estudio el resultado fue de 20,04 %. También existió coincidencia con los resultados de Lozano, Delgado y Agüirre (2003), quienes determinaron que las principales causas de deforestación en Bosques Montanos ubicadas en el Parque Nacional Podocarpus han sido provocadas por el crecimiento de la actividad agropecuaria a costa de la cobertura vegetal existente.

Así se coincide también con la pérdida de cobertura vegetal de otros estudios espacio temporales como son los reportados por Nájera *et al.* (2010) de 1995 y 2005, en el estado de Nayarit, México, por Hernández *et al.* (2015) de 1995 y 2008 en la costa de Tabasco, México, por Fragoso (2017) de 2003 a 2014 en el municipio Acaxochitlán, del estado de Hidalgo, México, Sepúlveda, Saavedra y Esse (2019) en una subcuenca hidrográfica, de la región de La Araucanía, Chile, de 1994-2007, así como en áreas protegidas como los reportados por Ruiz, Save y Herrera (2014) en el Paisaje Terrestre Protegido Miraflores Moropoten, Nicaragua de 1993 – 2011.

Propuestas de acciones para la restauración de paisaje forestal

Sucesión asistida (Sanchún *et al.* 2016)

1.-Donde exista cobertura vegetal:

Enriquecimientos con posturas en grupos, individuales y en corredores donde se de las condiciones de apertura del dosel.

Cortas de Mejoras: corta sanitarias y talas selectivas

2.-Donde no haya cobertura vegetal:

Siembra directa (Sanchún *et al.* 2016)

Siembra directa de especies funcionales en Grupo de Anderson (Ceecon, 2013)

Refugios artificiales (Reis *et al.* 2003; Sanchún *et al.* 2016)

Lluvia de semillas por trasportación (Reis *et al.* 2003; Sanchún *et al.* 2016)

Utilización de Perchas artificiales (Reis *et al.* 2003; Bechara, 2006)

- Perchas artificiales en Cruz
- Perchas secas (en forma de ramas)
- Perchas naturales (ramas secas)
- Perchas vivas (postes con lianas plantadas en la base)
- Percha de árbol muerto

Combinación de técnicas (Reis *et al.* 2003; Sanchún *et al.* 2016)

Conclusiones/implicaciones más amplias de los resultados

El uso y cobertura del suelo en la microcuenca del Santiago cambiaron considerablemente desde 1991 al 2016, de acuerdo al análisis multitemporal, se determinó que el bosque, páramo, y cuerpos de agua sufrieron una reducción del área debido a la actividad antropogénica de 2,47 %, 0,76 %, 0,28 % respectivamente, cifras que superan lo indicado por entidades gubernamentales en el país. Los resultados sugieren que la principal fuerza impulsora de los cambios de uso y cobertura en la microcuenca del río Santiago son la ganadería y la agricultura. Es evidente que aspectos socio-económicos y políticos están condicionando la dinámica de los cambios de uso y cobertura del suelo en el área de estudio. Los resultados de este trabajo son de utilidad para futuros planes de ordenamiento territorial y en la planeación de estrategias para la conservación de los recursos naturales de la microcuenca del río Santiago perteneciente al Parque Nacional Sangay.

Agradecimientos

A la Universidad de Pinar del Río por el apoyo de la tecnología para el procesamiento de la información.

Bibliografía

- Alexakis, D.D., Agapiou, A., Hadjimitsis, D.G., Retalis, A. 2014. Optimizing statistical classification accuracy of satellite remotely sensed imagery for supporting fast flood hydrological analysis. *Acta Geophys.* 60, 959-984. (PDF) Integrated use of remote sensing, GIS and precipitation data for the assessment of soil erosion rate in the catchment area of "Yialias" in Cyprus.
- Antonio, X., E. Treviño, J. Jiménez, H. Villalón y J. Návar. 2006. Cambios en la vegetación en la Subcuenca del Río Pilón, Nuevo León, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 12(1):5-11.
- Barbier, E.; Burgess, J. & Grainger, A. 2010. The forest transition: Towards a more comprehensive theoretical framework. *Land Use Policy*, 27: 98-107.
- Bechara, F. C. 2006. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo
- Berlanga, C. A.; García, R. R.; López, J.; Ruíz, A. 2010. Patrones de cambio de coberturas y usos del suelo en la región costa norte de Nayarit (1973-2000).
- Buendía, E., S. Terrazas, E. Vargas. 2002. Aplicación de imágenes de satélite en la cartografía de uso de suelo y vegetación en una región del Oriente del Valle de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 8(1):13-19.
- Ceecon, E. 2013. Restauración en bosques tropicales: Fundamentos ecológicos, prácticos. Y sociales. CRIM.- ediciones Diaz de Santos. 287p.
- Champo, O., L. Valderrama y M. España. 2012. Pérdida de cobertura forestal en la Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca, Michoacán, México (2006-2010). *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 18(2):143-157.
- Chander G.; Markham B. L.; Helder D. L. 2009. "Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors". *Remote Sensing of Environment*. vol. 113, Pág. 893-903.
- Chavez Jr PS. 1996. "Image-Based Atmospheric Corrections Revisited and Improved." *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62, 1025-1036.
- Chuvieco, E. (2010). "Teledetección Ambiental. La observación de la tierra desde el espacio". Editorial Planeta, S. A. Barcelona.
- Cortina, V., P. Macario y. O. Himmelberguer. 1998. Cambios en el uso del suelo y deforestación en el sur de los estados de Campeche y Quintana Roo, México. *Investigaciones geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* (38):41-56.
- Dzieszko, P. 2014. Land-cover modelling using corine land cover data and multi-layer perceptron. *Quaestiones Geographicae*. 2- 55 pp.
- Eastman, J. R. 2012. IDRISI Selva Guía para SIG y Procesamiento de Imágenes.
- Escobar R. E y M. Á. Castillo. 2021. Cambios en la cobertura y uso del suelo en la región del Soconusco, Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 12 (66):47-69.
- Espíndola, M. B., N. K. Vieira, A. Reis y K. V. Hmeljevski .2007. Poleiros artificiais: formas e funções, disponível en: <http://www.sobrade.com.br/eventos/2003/seminario/Trabalhos/012.pdf>.
- FAO .2018. El estado de los bosques del Mundo. Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible. 132p.

Franco, S., H. Regil, C., González y G. Nava. 2006. Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el período 1972-2000. Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM (61):38-57.

Fragoso, N.A. 2017. Comparación del cambio de cobertura y uso de suelo a través de Sistemas de Información Geográfica en Acaxochitlán, Hidalgo. Título de maestro en Ciencias del Ambiente. 67p.

IHMEA. 2010. Informe anual sobre el estado del medio ambiente y los recursos naturales renovables en Colombia. Bosques 2009. Instituto de hidrología, meteorología y estudios ambientales.

Lozano, P., T Delgado y Z Aguirre. 2003. Estado actual de la flora endémica exclusiva y su distribución en el Occidente del Parque Nacional Podocarpus.

Lund H.G. 2009. What is a degraded forest? White Paper on Forest Degradation Definitions Prepared for FAO.

MARENA, 2004. Plan De Manejo Del Paisaje Terrestre Protegido Miraflores Moropotente. Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales. Managua Mas, J. y S. Couturier. (2003). Evaluación de bases de datos cartográficas. In: F. Bautista, ed. Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. CIGA, IG. México, D.F. p: 675-703.

Sanchún, A., Botero, R., Morera, A., Obando, G Russo, R. O., Scholz, C., Spinola, M .2016. Restauración funcional del paisaje rural: manual de técnicas. UICN, San José, Costa Rica. XIV + 436p

Nájera, O., Bojórquez, J., Cifuentes, J., Marcelino, S. 2010 Cambio de cobertura y uso de suelo en la cuenca del río Mololoa Nayarit. Rev. Biociencia 1 (1): 19-29.

Ojima, D., Galvin, K., Turner, B.1994. The Global Impact of Land-use Change. BioScience 44 (5):300-304.

Pérez, M. J., Hernández, E., Sánchez, R., González, C., & Madrigal, S. (2021). Dinámica de cambios de uso de suelo y vegetación por actividades antropogénicas en Zaachila, Oaxaca. Revista mexicana de ciencias forestales, 12(66), 26-45.

Reis, A.; Bechara, F.; Espindola, M.; Vieira, N. and Sousa, L. 2003. Restoration of damagedland areas: using nucleation to improve sucesional processes. The Brazilian Journal of Nature Conservation 1 (1):85-92.

Ruiz, V; Savé, R y Herrera, A .2014. Análisis multitemporal del cambio de uso del suelo, en el Paisaje Terrestre Protegido Miraflores Moropotente Nicaragua, 1993 - 2011. Revista Científica de FAREM-Estelí. Medio ambiente, tecnología y desarrollo humano. Nº 11 | Año 3 | Julio-Septiembre 2014.57-68.

Sandoval-García, R., González Cubas, R., & Jiménez Pérez, J. (2021). Análisis multitemporal del cambio en la cobertura del suelo en la Mixteca Alta Oaxaqueña. Revista mexicana de ciencias forestales, 12(66), 96-121.

Sepúlveda, A., Saavedra, P., Esse, C. 2019. Análisis de cambio de cobertura y uso de suelo en una subcuenca preandina chilena. Herramienta para la sustentabilidad productiva de un territorio. Revista de Geografía Norte Grande, 72: 9-25.

Skole, D., Chomentowski, W., Salas, W., Nobre A. 1994. Physical and Human Dimensions of Deforestation in Amazonia. Bioscience 44 (5):314-322.