
*Fragmentación de los Bosques Nativos en la cuenca del Embalse San Roque,
Córdoba, analizada mediante Teledetección*

Tesis

Por

Bióloga Valentina Brailovsky

Presentado ante la Facultad de Matemática, Astronomía, Física y
Computación como parte de los requerimientos para la obtención del grado
de **Magister en Aplicaciones de Información Espacial** de la
UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA

Agosto, 2023

Director: Dr. Juan Pablo Argañaraz

Co Director: Dr. Eduardo Alfredo Luccini

*Tribunal Especial: Dr. Raúl Eduardo Rivas (IHLLA - CONICET), Mgter.
Marina Valeria Compagnucci (CONAE), Dr. Marcos Enrique Gaudiano
(FAMAF), Dra. Laura Marisa Bellis (IG - CONICET) Mgter. Santiago
Ariel Seppi (FAMAF)*



Agradezco al Estado Nacional Argentino, por sostener la *Educación Pública, libre, gratuita y de excelencia*, que promueve el desarrollo y la soberanía nacional. Agradezco a mi familia y a mi compañero por su apoyo incondicional, y dedico a ellos este trabajo.

Resumen: La naturaleza, a través de sus contribuciones a la humanidad, es fundamental para nuestra existencia; a pesar de esta profunda dependencia, estamos modificándola a un nivel sin precedentes. Esto es impulsado por forzantes directos, como la expansión de las fronteras agropecuarias, y causas subyacentes como es el modelo de acumulación de productos y apropiación de la naturaleza. Los ambientes serranos de la provincia de Córdoba, no escapan a esta realidad, y los cambios en la cobertura de bosques en el último siglo, son de gran preocupación, afectando la calidad y estacionalidad del agua disponible en las cuencas hídricas, las propiedades de suelo y biodiversidad presente. Según la perspectiva de la Ecología del Paisaje, estos cambios en los patrones de cobertura, o fragmentación, repercuten en los procesos ecológicos de los ecosistemas y pueden ser medidos utilizando herramientas de Teledetección, aprovechando su amplia cobertura espacial. En esta tesis se evaluaron los cambios en los bosques en un área que contiene la cuenca del Embalse San Roque analizando mapas de clases de cobertura de suelo y métricas de cobertura y conectividad de paisaje, para los años 1999 - 2009 - 2020. Los resultados muestran que el porcentaje de cobertura de Bosque Nativo disminuyó de 15,3 a 8,4 en 21 años de evolución de paisaje, y el número de parches en los que está fragmentado aumentó de 2615 a 5164, mostrando tanto pérdida como aislamiento de los remanentes de bosque. Los procesos de expansión urbana están presentes como un forzante de cambio en la región, así también como el avance de especies exóticas invasoras y la recurrencia de incendios forestales. Se sugieren acciones urgentes de protección de los Bosques Nativos y ordenamiento territorial, a fin de contribuir con la preservación de los bienes ambientales comunes.

Palabras clave: sierras, bosque, patrones, métricas, paisaje, cuenca, Embalse San Roque.

Resume: Nature, through its contributions to humanity, is fundamental to our existence; despite this deep dependence, we are modifying it at an unprecedented level. This is driven by direct forces, such as expansion of agricultural frontiers, and underlying causes such as the model of accumulation of products and appropriation of nature. Mountain environments of the province of Córdoba do not escape this reality, and changes in forest cover in the last century are of great concern, affecting the quality and seasonality of the water available in water basins, soil properties and biodiversity present. According to the Landscape Ecology perspective, these changes in coverage patterns, or fragmentation, impact the ecological processes of ecosystems and can be measured using Remote Sensing tools, taking advantage of their extensive spatial coverage. In this thesis, changes in forests in an area that contains the San Roque Reservoir basin were evaluated by analyzing land cover maps maps as well as landscape coverage and connectivity metrics, for the years 1999 - 2009 - 2020. Results show that the percentage of Native Forest coverage decreased from 15.3 to 8.4 in 21 years of landscape evolution, and the number of patches in which it is fragmented increased from 2615 to 5164, showing both loss and isolation of the remnants of forest. The processes of urban expansion are present as a forcing driver in the region, as well as the advance of invasive exotic species and the recurrence of forest fires. Urgent actions are suggested to protect Native Forests and territorial planning, in order to contribute to the preservation of common environmental goods.

Key words: mountains, forest, pattern, metrics, landscape, water basin, Embalse San Roque.

Índice

1. Introducción	4
2. Objetivos	9
2.1. Objetivo general	9
2.2. Objetivos específicos	9
3. Marco teórico	10
3.1. Ecología del Paisaje	10
3.2. Sobre fragmentación de paisajes	12
3.3. El modelo conceptual de fragmentación de Riitters	16
3.4. Cálculo de métricas de paisaje	19
3.5. Algunos significados del modelo de Riitters	21
4. Materiales y Métodos	23
4.1. Área de estudio	23
4.2. Mapas de Cobertura y uso de suelo de los años 1999 y 2009	30
4.3. Elaboración del mapa de Cobertura y uso de suelo del año 2020	31
4.4. Descripción de clases de cobertura y uso de suelo	31
4.5. Análisis estructural del Paisaje	33
5. Resultados	34
5.1. Mapa de Cobertura y uso del suelo para el año 2020	34
5.2. Precisión de la clasificación supervisada	35
5.3. Cobertura de Bosques Nativos en el período 1999-2020	37
5.4. Contexto de la ocurrencia de los Bosques Nativos: otras coberturas	39
5.5. Análisis de métricas estructurales	40
5.6. Caracterización del área de Reserva Forestal Sierras de Punilla	41
6. Discusión	44
7. Conclusiones	48

1. Introducción

Las contribuciones de la naturaleza a la humanidad, son fundamentales para el desarrollo y mantenimiento de todos los aspectos de nuestra existencia; tenemos un parentesco evolutivo y dependencia física y cultural con el resto del mundo viviente, o trama de la vida ¹, [1], [2]. Aún cuando nuestra propia experiencia vital se apoya en esta trama, estamos modificándola, -a un nivel que no encuentra precedentes- a escala global, [2],[3],[4].

En su conjunto, tanto los elementos como los procesos aportados por la naturaleza, se denominan **bienes ambientales comunes**. La existencia y calidad de los bienes ambientales comunes, sólo pueden ser garantizados por la integridad ecológica de los ecosistemas, esto es, la capacidad de soportar y mantener su estructura y función (número y composición de especies, ciclo de nutrientes, del agua, flujos de energía, interacciones entre especies), [3], [5], [6].

Los impactos humanos sobre la Tierra han aumentado drásticamente desde la década de 1970, [2]. En el escenario actual, el mundo se concibe y gestiona con el objetivo de maximizar las contribuciones materiales, para atender la incesante demanda de alimentos, energía, madera, minerales, entre otros. En este paradigma de **apropiación de la naturaleza**, se produce una transferencia y extracción acumulativa y a demanda, de los bienes ambientales comunes, [2].

Este modelo de apropiación está haciendo que la trama de la vida se desintegre: la mayoría de los indicadores del estado de la naturaleza, muestran una significativa disminución. Por ejemplo, el número y tamaño de las poblaciones de especies silvestres, el número de variedades locales de especies domesticadas y la extensión e integridad de muchos ecosistemas terrestres y acuáticos, [2]. Durante los últimos 50 años, la capacidad de la naturaleza para sostener la calidad de vida ha disminuído en 14 de las 18 categorías de análisis consideradas por la Plataforma Intergubernamental de Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas (IPBES, por su sigla en inglés). Ejemplos de esto son la capacidad de modular la calidad del aire y del agua, secuestro de carbono, la mantención de la calidad del suelo, polinización de cultivos y la capacidad de amortiguación de los efectos de eventos ambientales extremos (tormentas y otros desastres). Por otro lado, el potencial de la naturaleza para contribuir en formas no materiales a la calidad de vida humana a través la inspiración, experiencias físicas y psicológicas, así como el sentido identitario o de pertenencia, también ha disminuído, [2], [3], [4], [5], [6].

Los impulsores o forzantes directos, responsables de la mayoría de los cambios en los últimos 50 años a nivel global son: el cambio del uso de la tierra y el mar, explotación directa de especies de plantas y animales, cambio climático global, la contaminación y la propagación de especies exóticas invasoras, [2], [7]. Los avances en obtención de datos y herramientas de observación, análisis, síntesis

¹La expresión “tejido de la vida” se ha utilizado durante mucho tiempo para hacer referencia a la totalidad del mundo vivo, y ha sido descrito como “tejido” por procesos naturales durante muchos millones de años y en conjunto con la gente, -nuestros medios de subsistencia, nuestras instituciones, nuestras historias—. La expresión empieza a emerger en la interfaz de la ciencia y la política, como en el Informe de Evaluación Global de la Plataforma Intergubernamental de Ciencia y Política sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas de 2019. Por lo tanto, lejos de ser una figura retórica pintoresca, esta expresión podría ser una metáfora útil y oportuna para facilitar el cambio transformador. ¿Porqué detenerse en metáforas en un momento en que cada día de inacción cuenta? Porque se necesita acción con urgencia. Las metáforas ayudan a dar sentido al mundo. Proporcionan un andamio para el pensamiento, que a su vez enmarca la acción, Sandra M. Díaz, en A fabric of life view of the world, Science, 2022, [1].

sis y modelado de sistemas marinos, de agua dulce y terrestres, revelan que las acciones humanas han alterado directamente al menos el 70 % de la superficie terrestre; el 66 % de la superficie de los océanos está experimentando impactos acumulativos crecientes; alrededor del 85 % del área de humedales se ha perdido desde el 1700, y el 77 % de los ríos de más de 1000 km ya no fluyen libremente de la fuente al mar, [2]. El efecto combinado de estos factores sobre los sistemas naturales, puede provocar diversos cambios, incluso acumulativos o sinérgicos, con consecuencias negativas, [3],[4],[5].

Asimismo, existen impulsores indirectos de los cambios, que los motorizan, y consisten en las formas de producción actuales, los modelos de consumo y demográficos, que subyacen a los impulsores directos, siendo la razón última de las transformaciones. Las previsiones del IPBES, sostienen que estas tendencias de degradación de la naturaleza se intensificarán en las próximas décadas, y lo harán de manera desigual entre diferentes regiones del globo, a menos que se adopten medidas rápidas e integradas para modificar los impulsores o forzantes de los cambios, tanto directos como -sobretudo- indirectos, [4].

La observación remota de la Tierra ha experimentado cambios y avances muy importantes en los últimos años, siendo una herramienta imprescindible para el seguimiento de procesos ambientales a escala regional y global. El creciente empleo y desarrollo de distintos sensores ha originado no sólo una enorme cantidad de información y datos sobre el territorio, sino también una nueva forma de estudiar nuestro planeta. Dada la naturaleza dinámica de la superficie terrestre, y las modificaciones que la actividad humana está produciendo en ella, la observación sistemática de la tierra es fundamental para comprender y predecir cambios, para gestionar los bienes ambientales, y para actuar ante emergencias y catástrofes, [8]. Como ejemplo de sus aplicaciones, podemos citar: seguimiento de procesos de deforestación y cambio de uso de suelo, acción ante emergencias ambientales, detección y monitoreo de incendios forestales, inundaciones, derrames de petróleo, erupciones volcánicas, alertas epidemiológicas, etc.

La Agencia espacial Europea (ESA, por su sigla en inglés) concibió el proyecto Sentinel, compuesto por seis misiones diferentes, para suministrar imágenes y datos adaptados a las necesidades del programa europeo de monitoreo ambiental, Copernicus. Sentinel-2 es una misión de sensor óptico multispectral de alta resolución, de órbita polar, diseñada para el monitoreo de la superficie de la tierra: cobertura, uso del suelo, áreas costeras y de emergencias ambientales. Su instrumento MSI, Multi Spectral Instrument, por su sigla en inglés, posee capacidad sensora de 13 bandas espectrales que van desde el visible al infrarrojo cercano e infrarrojo de onda corta (VNIR y SWIR, por sus siglas en inglés). La resolución espacial es de 10, 20 o 60 m, dependiendo de la banda espectral, con un campo de visión (pisada en terreno) de 290 km. En cuanto a la órbita, es helio sincrónica, a una altura de 786 km ($14 + 3/10$ revoluciones por día), y tiene una cobertura de la superficie terrestre desde la latitud 56 S hasta la latitud 85 N. La misión prevé una serie de satélites, cada uno con una vida útil de 7,25 años, durante un período de 20 años. En funcionamiento completo, dos satélites idénticos realizarán la misma órbita, Sentinel 2 A y Sentinel 2 B, con un retardo de fase de 180°, proporcionando un tiempo de revisita de cinco días a la altura del ecuador, [9],[10].

Las imágenes Sentinel-2 son distribuidas por la ESA de manera gratuita para los usuarios, mediante sus plataformas de exploración y descarga, [11]. El diseño de la misión fue concebido de modo tal que se pudiera dar continuidad a las observaciones provistas por las misiones SPOT y Landsat, [12].

Las herramientas de Teledetección ofrecen una serie de ventajas respecto de las técnicas tradicionales de toma de datos, llamadas *in situ*, y las complementan, [8], [13], [14]. Entre las más destacadas, se pueden mencionar cobertura global, exhaustiva y sistemática del territorio, posibilidad de analizar a diferentes escalas los procesos que están ocurriendo en la superficie terrestre, transmisión inmediata de los datos colectados por los sensores.

El fundamento del uso de datos de sensores remotos para la detección de cambios en la superficie terrestre, implica la capacidad de cuantificar efectos temporales. Esencialmente, los cambios en la cobertura del suelo deben dar como resultado cambios en los valores de radiancia y/o reflectancia; y estos deben ser significativos con respecto a los causados por otros factores como diferencias en las condiciones atmosféricas o diferencias en el ángulo del Sol al momento de la adquisición de las imágenes. El impacto de estos factores puede minimizarse seleccionando datos adecuados como imágenes de la misma época del año y similar cobertura de nubes, por ejemplo, [13], [15]. Entre las estrategias que existen para detectar cambios, se pueden mencionar: comparación de clasificaciones de la cobertura del suelo, clasificación multitemporal, uso de índices espectrales (que contempla la relación entre dos o más bandas del sensor) o análisis de componentes principales (CPA por su sigla en inglés), [15], [16], [17].

Una de las principales aplicaciones de los sensores remotos es el monitoreo de procesos de deforestación y cambios en el paisaje. El Gran Chaco, considerada la región de bosque subtropical xerófilo continuo más grande del mundo, cubre más de 1.100.000 km² en Bolivia, Brasil, Paraguay y el norte y centro de Argentina, [18], [19], [20], [21]. Es una región que presenta alta biodiversidad, albergando muchas especies endémicas, y que sostiene los bienes ambientales necesarios para la vida y las actividades de las poblaciones que en él se desarrollan, así como es parte identitaria fundamental de sus culturas. A pesar de su importancia, se encuentra entre los “hot spots” o puntos de alta deforestación a nivel mundial. Antes de la ocupación española, el área estaba cubierta por bosques primarios, alternando con parches de pastizales mantenidos con manejo tradicional por los pueblos originarios, quienes utilizaban el fuego en sus prácticas de caza. Este equilibrio entre la vegetación leñosa y herbácea se rompió cuando los europeos ocuparon el área y despejaron selectivamente el bosque para la cría extensiva de ganado, una práctica cultural que ha continuado desde hace más de cuatrocientos años, [19], [20], [21], [22], [23].

Durante el siglo XX, y especialmente en décadas más recientes, el paisaje de tierras bajas ocupado por los bosques de Chaco y Espinal en el centro de Argentina, se ha transformado en un sistema agrícola, a fuerza de altas tasas de deforestación. Los cambios en los sistemas tradicionales de producción agrícola hacia sistemas centrados en monocultivos dependientes del “paquete tecnológico”, (que consiste en la combinación de una semilla genéticamente modificada para adquirir resistencia a herbicida, más la utilización de dicho herbicida, insumos habitualmente provistos por la misma empresa de capitales multinacionales) y la expansión ganadera en regiones donde no es posible la agricultura extensiva, están ocurriendo en una gran proporción de estos bosques secos y sabanas. Tal es el caso de la expansión de la frontera agropecuaria en el sur de Córdoba, y de la frontera ganadera en el noroeste y el casi total reemplazo de las áreas de Espinal por áreas agropecuarias. La demanda global de soja o subproductos de su cultivo, es el mayor impulsor indirecto de deforestación en ecosistemas secos y regiones pampeanas de Brasil, Bolivia, Paraguay y Argentina. Esta aceleración en el cambio de uso de suelo continúa a tasas tan elevadas, que hace de estas regiones una prioridad de monitoreo y conservación, [24], [25], [26], [27].

Para las Sierras de Córdoba, se pueden identificar factores locales, determinantes de estas transformaciones del paisaje. La baja aptitud de esta región para su aprovechamiento agrícola debido a la topografía, han llevado a transformaciones relacionadas con la expansión urbanística, principalmente, [28]. Estos cambios de uso de suelo, afectaron y afectan las dinámicas hídricas de las cuencas serranas de la provincia de Córdoba, condicionando seriamente las posibilidades de desarrollo sustentable de la región. La dramática transformación del territorio posibilitada por las políticas de Estado y las lógicas modernas de urbanización, alteraron las condiciones naturales que proveen de agua a millones de habitantes, generando cambios tanto en la calidad, cantidad y en la estacionalidad del agua disponible para la población, [23], [29], [28].

Además de todo lo mencionado, en la zonas montañosas, el fuego y el reciente avance de especies exóticas invasoras, han transformado el paisaje original en otro, donde alternan remanentes de bosques nativos primarios, bosques nativos degradados o secundarios, rodales monoespecíficos de especies exóticas leñosas, matorrales y pastizales nativos. Esta nueva conformación, a la vez, genera condiciones más favorables para la ocurrencia de incendios forestales, que modifican aún más el paisaje, [21], [25], [28], [30], [31], [32], [33], [34].

Según los datos proporcionados por los investigadores que han monitoreado los bosques nativos de la provincia, la estimación de la cantidad de bosques remanentes a escala provincial, es entre 2 y un 6 % del total de la superficie provincial, aunque de este porcentaje, sólo un 2 % correspondería a bosques en buen estado de conservación, primarios. El resto de las masas boscosas, presentan algún tipo de degradación o disturbio [21], [27], [30], [35].

La cuenca del Embalse San Roque, ocurre en el extremo sur del Gran Chaco, en la provincia de Córdoba. El lago San Roque, es el producto de un embalse artificial construido en 1890 y reemplazado posteriormente, en 1944. Los objetivos principales de la construcción de la represa fueron proporcionar agua para consumo humano, riego, mitigar inundaciones catastróficas y generar energía eléctrica para abastecer la demanda de la Ciudad de Córdoba, actualmente con una población de más de 1600000 habitantes, [25], [35].

Aunque los procesos de deforestación se han descrito para diferentes sectores del Gran Chaco, estos trabajos no se han centrado en la vegetación de la cuenca del Embalse San Roque. Por esto, comprender el cambio en la cobertura del suelo y explicar las prácticas de uso de la tierra con mayor precisión geográfica, cobran relevancia, [6], [19], [35]. Esta cuenca es muy importante en la región, no sólo porque abastece de agua potable al 70 % de la población de la capital provincial, sino por su dependencia económica en el desarrollo del sector turístico de las localidades que en ella se emplazan. Según datos satelitales recientes de Castellano-Francucci, [36] el crecimiento de la superficie edificada de los últimos 30 años para la cuenca del embalse San Roque, ha superado el 400 % . Esto implica cambios territoriales de envergadura, que impactan en la gestión de los recursos y en el ordenamiento territorial.

Describir la presencia, distribución y el contexto en el que se encuentran los remanentes de bosque, es crucial para formular estrategias de conservación efectivas, identificar niveles específicos de intervención y ordenamiento territorial y mitigar los efectos negativos de los procesos de cambio.

La Teledetección es una herramienta que va a contribuir a responder estas preguntas, a gran escala, [14], [37], [38].

2. Objetivos

2.1. Objetivo general

Estudiar los procesos de fragmentación que han sufrido los bosques nativos del área donde se emplaza la cuenca del embalse San Roque, durante el período 1999-2020 utilizando mapas de clases de cobertura e índices de paisaje.

2.2. Objetivos específicos

- Elaborar un mapa actual de clases de cobertura, del área de interés.
- Cuantificar y describir los cambios en la superficie y en el patrón espacial de los Bosques Nativos en los años 1999-2009-2020.
- Analizar la estructura del Bosque Nativo en la Reserva Forestal Sierras de Punilla, situada dentro del área de estudio.

3. Marco teórico

3.1. Ecología del Paisaje

En la Ecología del Paisaje, se conjugan tanto el aspecto espacial de la Geografía, como las preguntas funcionales de la Ecología. El término *Ecología del Paisaje*² fue introducido por el Biogeógrafo de origen alemán Carl Troll en 1939, emergiendo de la tradición europea de la Geografía Regional y de la Botánica, y motivado principalmente por la perspectiva novel que se abría a partir del advenimiento de la fotografía aérea, [40], [41].

En sentido amplio, significa que los fenómenos y procesos se estudian enmarcados en sus sistemas ambientales, [42]. Un paisaje se compone de parches de más de un tipo de cubierta. La disposición espacial de parches, su calidad diferencial, y la proporción de diferentes tipos de hábitat, son elementos que influyen y modifican el comportamiento de las especies, poblaciones y comunidades. Se puede considerar, así, al paisaje como un nivel superior de complejidad, [43].

Si bien la bibliografía muestra que existen diversas definiciones de paisaje, estas coinciden en que el paisaje es un espacio heterogéneo, habiendo menos acuerdo en cuanto a otras características esenciales. En el enfoque biológico-ecológico de Turner, la descripción toma al paisaje como un área espacialmente heterogénea, en al menos una variable de interés, como puede ser la distribución de parches de vegetación, o de cuerpos de agua³, [41].

Las causas y consecuencias de esta heterogeneidad ambiental, son las preguntas que se formula la Ecología del Paisaje, a diferentes escalas. No sólo es importante cuánto hay de un determinado componente, sino cómo está arreglado en el espacio. La premisa que subyace en la Ecología del Paisaje es que la composición y arreglo espacial específicos que se observan en un mosaico afectan los procesos ecológicos de una determinada manera, y que esos efectos serían otros si el arreglo espacial fuese diferente, [40], [39], [41].

Antes del desarrollo de estos conceptos, en la práctica ecológica se asumía la capacidad de promediar o extrapolar información sobre áreas espacialmente homogéneas. Los estudios a menudo se enfocaron en el intento de predecir resultados sobre un ambiente en particular, puntual, sin consi-

²En palabras de Carl Troll, "*Raumökologie der Erdoberfläche*" es "La Ciencia de los procesos ecológicos en la superficie terrestre", [39].

³Mateucci Silvia, señala lo siguiente: En la Primera Reunión Internacional sobre Ecología de Paisajes, en 1981, organizada por la Netherlands Society for Landscape Ecology (Wijnhoven, 1981), el Paisaje era considerado el objeto de estudio y los estudios tenían el propósito de contribuir al uso más adecuado y sostenible del espacio, en concordancia con sus propiedades naturales. Este concepto ha cambiado y se ha diversificado hasta nuestros días. En esta tesis se toma el concepto, *strictu sensu* de Turner, [41]. Según Mateucci, Turner y otros adoptan una visión reduccionista que convierte esta jerarquía espacial en una construcción del investigador. Por el contrario, según la autora, en el enfoque físico-humano, la descripción probablemente más antigua de paisaje establece que "se trata de un espacio que ha evolucionado en tiempo geológico y ha alcanzado un estado estable dinámico en el cual se asocian topografía-suelo-vegetación en elementos que forman un patrón espacial característico y repetitivo (Dokuchaev citado por Sukachev y Dylis, 1964). Es un sistema natural que tiene características particulares que lo diferencian de los paisajes vecinos, como: 1) proviene de un evento geológico único; b) está compuesto por elementos característicos que forman un patrón repetitivo; 3) está sometido a un régimen particular de perturbaciones naturales en toda su extensión; 4) el mesoclima es el mismo en toda su extensión; 5) es ocupado por determinados usos de la tierra. Está implícito en esta descripción la cualidad del paisaje como sistema complejo, caótico, no lineal, dinámico, con múltiples interrelaciones entre componentes bióticos, abióticos y humanos operando a diversas escalas espaciales y temporales". Mateucci, Silvia, D. en *El paisaje desde la ecología de paisajes*, Fronteras, 2010, [44].

derar el contexto o la posición que este ambiente ocupaba dentro de una región más extensa. La Ecología del Paisaje se aplica en una amplia gama de escalas, desde estudios acerca de la respuesta de un escarabajo a la estructura del parche de su entorno, en metros cuadrados, la influencia de los patrones de topografía y vegetación en el uso del hábitat de herbívoros a múltiples escalas, o los efectos de los arreglos de uso de la tierra sobre la dinámica de los nutrientes en una cuenca, por dar algunos ejemplos, [40]. Los estudios a nivel de paisaje abordarán diferentes preguntas, así como el paisaje a considerar o definido, dependerá del organismo o conjunto de organismos estudiado, y la escala de análisis.

Otra característica de la Ecología del Paisaje, es que frecuentemente se centra en extensiones territoriales que son mucho más grandes que las que se han estudiado tradicionalmente, o desde el punto de vista de un observador humano. En este sentido, esta disciplina aborda muchos tipos diferentes de dinámicas ecológicas en grandes áreas, [40].

La ocurrencia de paisajes, a diferentes escalas, se puede determinar registrando los elementos presentes a lo largo de transectas o parcelas distribuidas al azar o regularmente en un área dada. Por ejemplo, una línea de parcelas a través de una extensión agrícola puede contener sucesivamente, campos cultivados, caminos, parches de bosque, cursos de agua. Así, una parcela podrá presentar varios elementos del paisaje, aunque en distinta proporción de cada uno de ellos, y eventualmente se empezarán a encontrar otros elementos hasta que la composición cambie lo suficiente para conformar un paisaje diferente, es decir nuevo mosaico de elementos que se repiten. Estos límites se pueden plasmar en la confección de mapas de cobertura como herramienta principal de análisis de los paisajes, mediante Teledetección, [45].

La contribución de otras disciplinas hacia la Ecología del Paisaje, estriba en varias teorías y modelos (Teoría Jerárquica y Teoría de Percolación, será retomada más adelante, Metapoblaciones, Fuente-Sumidero, y Biogeografía de Islas, son algunas). Estos conocimientos han ocupado un lugar importante en la formulación de un marco para la Ecología del Paisaje. A pesar de haberse desarrollado en diferentes contextos, y de tener distintos orígenes, estas ideas han tenido el objetivo común de interpretar la complejidad y la heterogeneidad del entorno. Su contribución a un cuerpo disciplinar en Ecología del Paisaje es insoslayable, ofreciendo numerosas herramientas y representando un paradigma a través de la complejidad del paisaje, [43].

3.2. Sobre fragmentación de paisajes

Existen diferentes transformaciones que operan en un paisaje, y lo hacen en una gama espacio-temporal de escalas. El disturbio o perturbación y la fragmentación son algunos de estos procesos, están relacionados entre sí, y determinan la heterogeneidad del paisaje. A su vez, interactúan con factores bióticos y abióticos, [41], [43].

Por perturbación entendemos cualquier evento relativamente discreto en el tiempo que interrumpe el ecosistema, la comunidad o la estructura de la población y cambia la disponibilidad de recursos, sustrato o el entorno físico. Se pueden citar como ejemplos los incendios, erupciones volcánicas, inundaciones y tormentas. El disturbio puede caracterizarse por atributos como su magnitud, su frecuencia y su extensión espacial, [40].

Los paisajes son moldeados, mantenidos y/o modificados por la ocurrencia de perturbaciones. En este sentido, puede considerarse como el proceso básico responsable de muchos otros procesos, como la fragmentación. Algunas perturbaciones clásicamente estudiadas son la formación de gaps o claros en bosques, al caer árboles añosos, generando nuevas condiciones en el sitio. Otro caso son los incendios en sabanas y bosques xerófilos, como los que ocurren extensamente en el Gran Chaco. Es importante resaltar que las actividades humanas y sus derivados producen cambios y perturbaciones que pueden diferir mucho en magnitud, frecuencia y extensión, respecto de disturbios naturales, cuya ocurrencia es menos frecuente, y de menor magnitud y extensión que las antrópicas, [43].

La fragmentación, consiste en un proceso en el cual una gran unidad se transforma progresivamente en “parches” más pequeños, geoméricamente modificados y separados entre sí por otras cubiertas, perdiendo la continuidad original. El grado de aislamiento dependerá del tamaño y forma de los parches, de la presencia y calidad de cubiertas que puedan funcionar como conectores entre los parches, y de la distancia entre ellos. Los estudios sobre paisajes fragmentados, en los últimos años, han generado valiosa información acerca de sus severas implicancias sobre la biodiversidad, [43], [45], [46].

Forman, [45], quien ha contribuido con valiosos conceptos para caracterizar paisajes fragmentados, propone un esquema de parche-corredor-matriz para describir los elementos presentes en un paisaje. Se trata de un ejemplo simplificado, que proporciona herramientas para analizar, comparar y tomar decisiones en la gestión del territorio. Esencialmente, enuncia que cada punto en un paisaje está dentro de un parche, un corredor o una matriz, alternativamente, a lo largo de la extensión territorial analizada. Los parches corresponden a las zonas de vegetación natural (en nuestro caso de interés “Bosque”) que se diferencian de su vecindad por su forma y son elementos no lineales.

La matriz, es el elemento dominante del paisaje, es el más extenso y conectado, y puede corresponder a zonas de no-habitat, donde se han producido disturbios, cuando ha cambiado el uso del suelo, por ejemplo.

Los corredores, son porciones de vegetación natural o semi natural, de carácter lineal, que atraviesan el paisaje conectando a los parches entre sí. Tienen características similares al parche, o al menos proporcionan algún tipo de hábitat más adecuado para las especies que la matriz, en

situaciones de disturbio (por ejemplo, ofrecen refugios o mayor disponibilidad de recursos alimenticios). Varían principalmente en eje longitudinal, y tanto la presencia como las características de los corredores, condicionarán la capacidad de proporcionar conectividad a los parches, [43].



Figura 1: Fotografía que muestra un paisaje que consiste en una matriz de pastos, y un elemento lineal o corredor de árboles. Se ven los límites a ambos lados del corredor, y los distintos tipos de pastos que conforman la matriz. Modificada de Forman, 1995, [47]

Los parches varían en su tamaño y forma, y esto tendrá implicancias en su capacidad de albergar especies y mantener los ecosistemas con características similares al paisaje interior o intacto. Por un lado, los parches de gran extensión presentan mayor número de especies (riqueza) y de interacciones biológicas y con el entorno. Los parches de menor tamaño, por otro lado, pueden funcionar como trampolines (stepping stones) para la dispersión, y/o recolonización de especies, y aportar heterogeneidad al paisaje, actuando de manera complementaria a las grandes extensiones de vegetación natural, [45]. Una forma compacta y redondeada de parche, será más efectiva para conservar condiciones de tipo interior, minimizando el perímetro expuesto a efectos exteriores. El borde, o la parte del parche que está en contacto con las condiciones exteriores (matriz o corredor) tiene características muy diferentes a las que se encuentran en el interior del parche, a mayor distancia. Tanto las interacciones biológicas, como las condiciones ambientales, serán diferentes en una región interior del parche o en un borde. Por ejemplo, las alteraciones de las condiciones microclimáticas y las interacciones biológicas pueden aumentar la mortalidad de las plantas, lo que resulta en diferentes patrones de número y composición de especies que los que se encuentran en el interior de bosques continuos. Cuando se inicia un proceso de borde, la dinámica de regeneración y los cambios posteriores en la composición de las especies pueden sellar los espacios abiertos, modificando la influencia de la matriz en el bosque. Por otro lado, la perturbación exógena, como eventos

de fuego o contaminación, puede aumentar la influencia de los bordes, erosionando los fragmentos en el tiempo, [46]. Así, el tamaño y la forma del parche son atributos importantes que influyen en los flujos bióticos y abióticos. Mientras más irregular sea el parche, más bordes se encontrarán, [45]. Una manera de cuantificar el efecto borde es comparar la relación área perímetro de los parches. Esta relación implica que dada un área fija A , la longitud L del borde del objeto puede ser mínima si satisface la ecuación (1) o es mayor que esta, en incluso puede ser muchísimo mayor (o infinita) si el borde es muy rugoso, [48]

$$L = 2\sqrt{A\pi} \quad (1)$$

donde L = perímetro del parche y A el área. De esta manera, la relación área - perímetro será diferente según la forma y tamaño del parche, y las condiciones al interior cambiarán: un parche con menos perímetro respecto del área, tendrá menos efecto borde. Esto tiene tremendas implicancias para la dispersión de plantas y los movimientos de los animales.

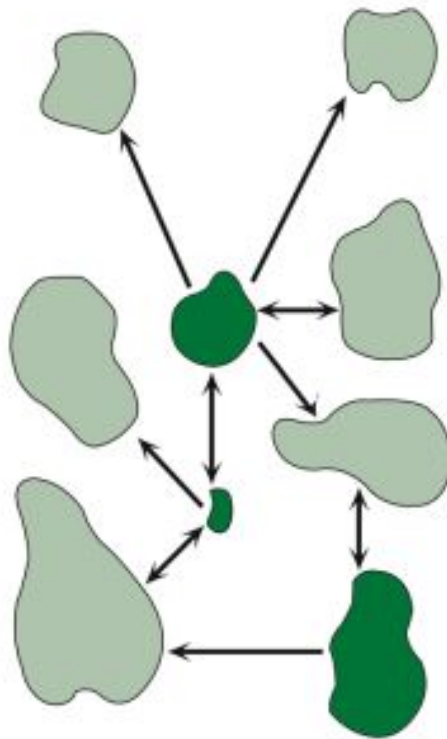


Figura 2: Esquema de diferentes conformaciones de parches. En el ejemplo, los colores representan diferentes tipos de habitats y las flechas flujos hipotéticos entre parches. Modificado de Turner, M., 2015, [40]

Las preferencias en la alimentación (generalista o especialista), tolerancia a disturbios, las estrategias de polinización y dispersión de frutos (polinización biótica o abiótica, dispersión zoócora, en el caso de depender para la dispersión de vertebrados o invertebrados, por ejemplo aves u hormigas, o anemócora, cuando la dispersión es mecánica, por el viento), el tipo de crecimiento (lento o rápido), tolerancia a la sombra en sus estadíos iniciales, capacidad de regeneración, los patrones de herbivoría y de competencia, son algunos de los factores que darán la respuesta a la fragmentación y condicionarán las interacciones entre especies en cada caso. Esto hace difícil generalizar los efectos ecológicos de la fragmentación, que deben ser abordados de manera puntual, según la especie o grupos de especies con estrategias o rasgos ecológicos similares, [45], [46], [49], [50], [51], [52].



Figura 3: Fotografía que muestra un remanente de bosque de *Eucalyptus sp.*, y la matriz circundante, compuesta por vegetación baja, pastos. Notese las partes expuestas del parche. Modificada de Forman, 1995, [47]

Las transformaciones del paisaje, en su conjunto, rara vez ocurren de manera aislada, y se suceden en el tiempo, frecuentemente según un grado creciente de disturbio, observándose paisajes del tipo perforado en estadios iniciales, mientras que la fragmentación predomina en las fases intermedias y tardías de la transformación. En casos extremos, incluso se observa la desaparición completa de cubiertas, que reemplazan al paisaje original. Tal es la condición de grandes extensiones de Espinal en nuestra provincia, hoy desplazado principalmente por cubiertas culturales y uso del suelo agrícola- ganadero, [19], [30], [35], [45], [49].

3.3. El modelo conceptual de fragmentación de Riitters

Riitters [53], propone un modelo conceptual para clasificar los remanentes de un área de bosque en categorías llamadas *interior*, *perforada*, *borde* y *parche*, según su proporción y disposición espacial en un paisaje. Esto se determina partiendo de mapas de cobertura, que se reducen a mapas binarios de valores 1-0, por reasignación de clases, donde el valor 1 corresponde a la clase bosque, y el 0 la clases no bosque. Estos mapas "bosque-no bosque" se procesan mediante softwares específicos que cuentan los píxeles de interés, en este caso los píxeles asignados como "bosque".

De estos procesos, se obtienen métricas de paisaje, que luego son utilizadas para clasificar el estado del bosque. Definimos P_f como la proporción de píxeles en la ventana que corresponden a bosque y P_{ff} como la proporción de todos los pares de píxeles adyacentes que incluyen al menos un píxel de bosque, para los cuales ambos píxeles son de bosque. De esta manera, P_{ff} puede estimar aproximadamente, la probabilidad condicional de que, dado un píxel de bosque, su vecino también sea bosque, [53]. Estas métricas estructurales de un paisaje P_f , o **cantidad**, y P_{ff} **adyacencia**, propuestas por Riitters, permitir resumir la información respecto de la densidad y continuidad espacial de esos píxeles en la imagen. Estos cálculos serán tratados pormenorizadamente en la sección 3.4

Una vez obtenidos los valores de estos índices y la relación existente entre ellos, se pueden clasificar los patrones espaciales en los tipos mencionados, graficándolos en el espacio P_f - P_{ff} de los parámetros, [53]. Las regiones del parámetro propuestas por Riitters establecen umbrales en los cuales tienen sentido las configuraciones.

Estos umbrales se derivan conceptualmente de la Teoría de Percolación de Stauffer, [54], [55]. Esta teoría, formulada para estudiar el comportamiento de fluido que se propaga aleatoriamente a través de un medio, ha encontrado una aplicación interesante en Ecología del Paisaje. Brevemente, Stauffer propone sistemas de grillas homogéneas en las que los espacios o celdas están en dos estados posibles, ocupados y vacíos, y pueden formar grupos o clusters de ocupación. Cada celda se ocupará con una cierta probabilidad p o estará vacía con probabilidad $1-p$. En el modelo, este patrón se distribuye al azar en la grilla. Las celdas ocupadas contiguas podrán formar grupos de ocupación o clusters de distintos tamaños. Según esta teoría, existe un valor de p crítico para el cual se puede llegar de un extremo a otro del sistema (la grilla), sólo a través de desplazarse entre celdas ocupadas, que sean contiguas o adyacentes (por vecindad). La Figura 4 ilustra diferentes casos en una grilla hipotética, observándose para la condición de $p = 0.6$ la formación de un cluster continuo; ésta es la condición de percolación del sistema. Este umbral de percolación, es el tomado por Riitters en su modelo de sistema-paisaje, dando sentido a la continuidad o discontinuidad observadas en parches, [53].

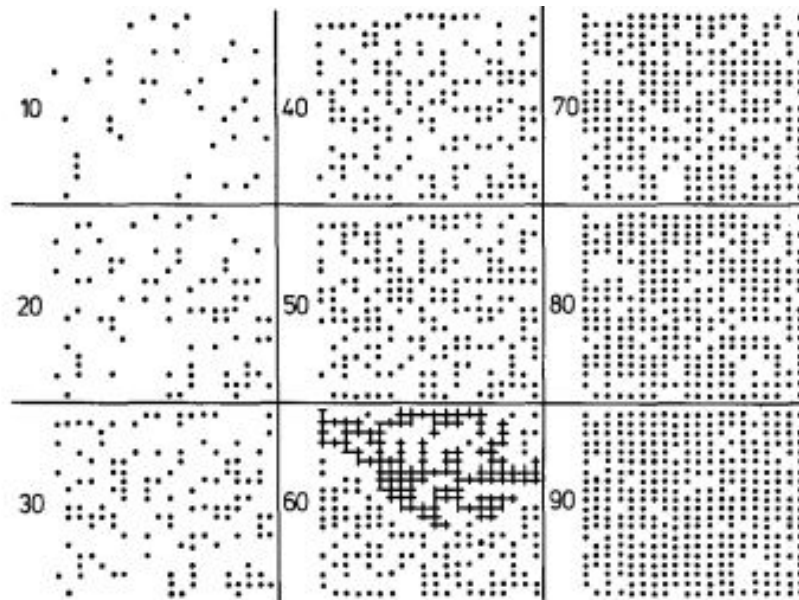


Figura 4: Ejemplos de percolación en grillas de 20x20 con valores de p crecientes. Las celdas ocupadas se muestran como cruces y las vacías no se muestran. Los valores de p van desde $p=10$ a 90, y se indican en cada recuadro. Las cruces superpuestas en el recuadro de $p=60$ distinguen un cluster, en el que podemos desplazarnos en un camino continuo de celdas ocupadas adyacentes, la condición de percolación. Modificado del original de Stauffer, [55]

Si bien este desarrollo no fue originalmente del campo de la Ecología sino de la Física, sus conceptos resultaron de utilidad y fueron adaptados para abordar preguntas similares, como la distribución de una cierta clase de elemento en el espacio-paisaje, en el que los píxeles de bosque fueran celdas ocupadas de una grilla hipotética. Las salvedades más evidentes que deben mencionarse son que a diferencia de las grillas, en la naturaleza es difícil encontrar escenarios tan homogéneos, y que la ocurrencia de bosque no es igualmente probable en cualquier lugar del paisaje, pues depende de otros factores, como restricciones latitudinales, altitudinales, restricciones locales, o restricciones impuestas por la historia de uso de un sitio.

En la Figura 5 se esquematiza el modelo conceptual de Riitters. Se grafica el espacio de los parámetros P_f y P_{ff} , que se refieren a la cantidad y la conectividad estructural del bosque, respectivamente. Las regiones significan los valores y límites de los parámetros, que definen áreas como “interior”, “perforado”, “borde” y “parche”, según sean las métricas en cada caso.

Para extender este tipo de análisis a diferentes escalas dentro de una misma imagen binaria, se utilizan “ventanas móviles” de varios tamaños, por ejemplo, 3x3 píxeles, 5x5 píxeles, e incrementos sucesivos y de este modo, se puede explorar si hay cambios en el patrón a esas escalas, [37], [53].

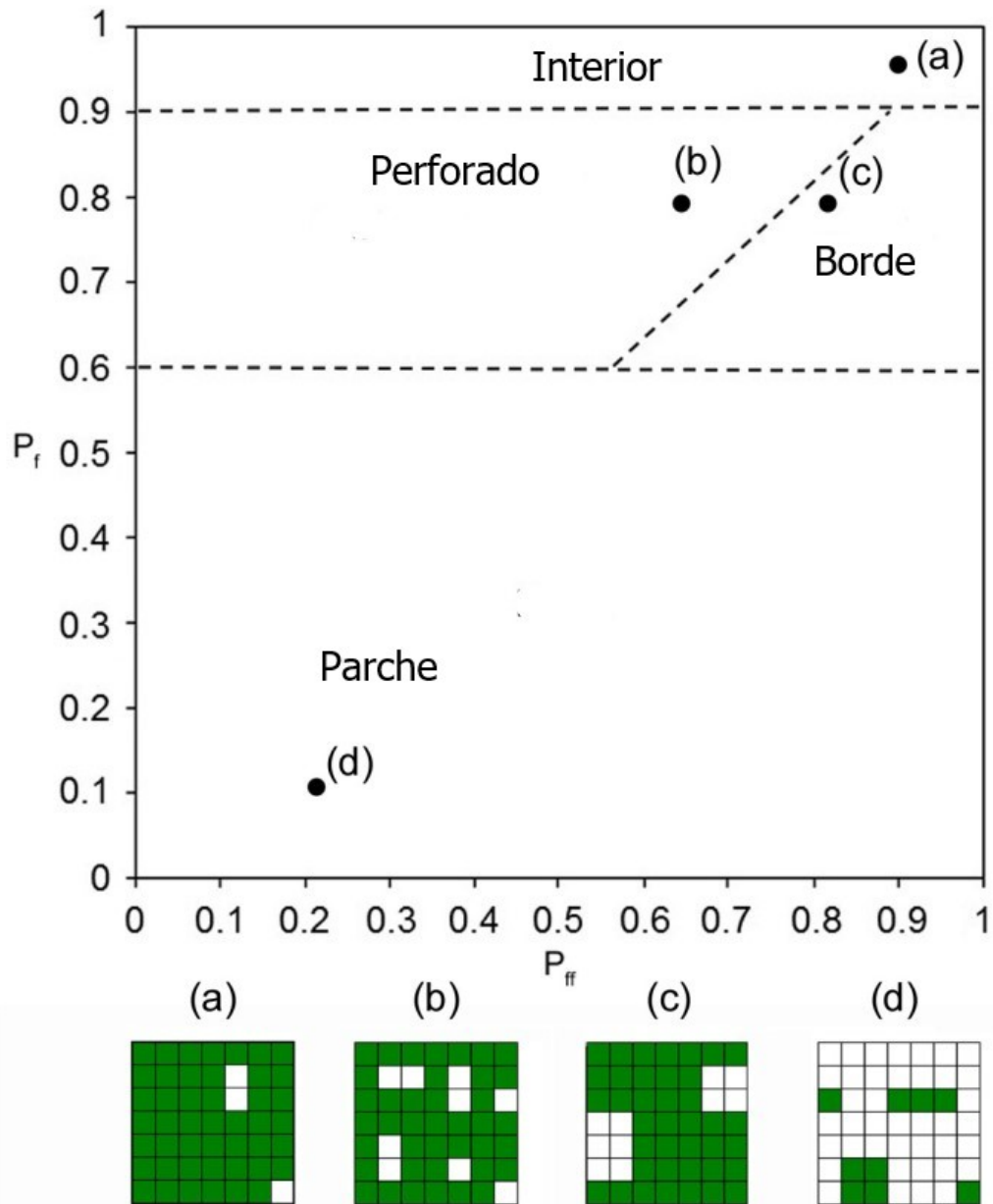
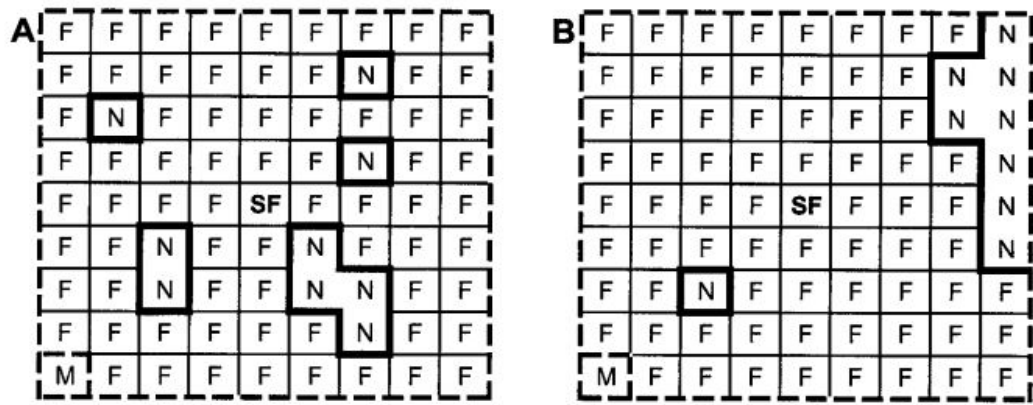


Figura 5: Modelo de Riitters. Se presentan cuatro ejemplos de paisajes binarios con diferente grado y forma de perturbación (a – d). Se ubican los ejemplos en el espacio P_f y P_{ff} para diferentes combinaciones de cantidad y conectividad estructural: (a) paisaje de bosque no perturbado o interior, (b) bosques perturbados por regiones no boscosas "perforados", (c) bosques en los que las áreas perturbadas se agrupan, "borde" (d) bosque muy fragmentado "parches". En verde: bosques; blanco: no bosques. Modificado de Carranza *et.al.*, [37].

3.4. Cálculo de métricas de paisaje

Las métricas se obtienen utilizando softwares específicos que realizan una convolución sobre la imagen binaria. Los parámetros básicos que el software cuantifica son la cantidad de píxeles de bosque y su ocurrencia adyacente dentro de la imagen total o de "ventanas" de área fija. Para el caso de que el tipo de muestreo de la imagen sea mediante ventanas de área fija, las métricas obtenidas de cada ventana, se asignan al píxel central de la misma. Este procedimiento se repite píxel a píxel, así, estas ventanas móviles van recorriendo toda la imagen, avanzando 1 píxel a la vez. Entonces, el valor de un píxel que resulta del mapa derivado, se refiere a la fragmentación entre píxeles alrededor del píxel central de cada ventana móvil. El tamaño de la ventana puede ser modificado y determinado por el investigador, de este modo se generan varias escalas posibles de análisis, que representarían diferentes situaciones en el paisaje. También la imagen se puede muestrear mediante grillas regulares, o de manera radial, fijando un radio.

Las métricas fundamentales se muestran en la Figura 6. En el ejemplo que sigue, se calcula el valor de Pf y Pff, en dos paisajes hipotéticos, que tienen igual cantidad de píxeles de bosque, pero que presentan diferente configuración espacial, perforado y borde, respectivamente. Sea Pf la proporción de píxeles de bosque en la ventana. Los píxeles del bosque se indican como F y los píxeles de no bosque se representan como N. En este ejemplo, 71 de los 80 píxeles son bosque y por lo tanto Pf es igual a $71/80 = 0.88$ para los dos paisajes. Definimos a Pff estrictamente como la proporción de todos los pares de píxeles adyacentes que incluyen al menos un píxel de bosque, en la cual ambos píxeles son de bosque. Para este cálculo se consideraron direcciones cardinales al píxel en cuestión. Pff significa la probabilidad condicional de que siendo x un píxel de bosque, su vecino también sea bosque. Se cuentan que 28 pares de píxeles incluyen al menos un píxel de bosque y 110 son pares bosque-bosque. El cálculo viene dado $Pff = 110/(110+28) = 0.797$ para el caso del paisaje perforado. El otro escenario (borde) tiene los siguientes valores: 121 pares de píxeles bosque-bosque, 13 pares de píxeles bosque-no bosque. El cálculo viene dado como $121/(121+13) = 0.903$, [56]. Para facilitar la comprensión del cálculo de estos índices, la explicación utiliza la regla de adyacencia de 4- vecinos entre las celdas analizadas.



	A	B
Proporción (Pf)	$71 / 80 = 0.888$	$71 / 80 = 0.888$
Frecuencia tipos de borde		
{ F, N } Líneas sólidas oscuras	28	13
{ F, F } Líneas sólidas suaves	110	121
{ N, N } Sin líneas	4	8
{ Missing } M	38	38
Total	180	180
Conectividad (Pff)	$110 / (110 + 28) = 0.797$	$121 / (121 + 13) = 0.903$

Figura 6: Cálculo de métricas PF y Pff, en dos paisajes hipotéticos (A) perforado y (B) borde, con igual cantidad de píxeles de bosque. (F) indica píxel de bosque, (N) píxel de no bosque y (M) sin datos. (SF) es el píxel central sobre el que se realiza el análisis. Modificado de Riitters, [56]

3.5. Algunos significados del modelo de Riitters

Del modelo citado, se pueden deducir ciertas implicancias, graficadas en la Figura 7.

La primera y más importante, es que existe un umbral de proporción mínima de píxeles de bosque en el paisaje para el cual un bosque tiene sentido de continuidad. Por debajo de ese valor, el bosque existe en forma de parche y los píxeles que no son bosque son los que forman una ruta continua a través de la imagen, invirtiéndose la lógica de la matriz. En ese caso, el bosque estaría lo suficientemente disgregado y el tipo de cobertura *percolando* sería la que no corresponde a bosque, es decir la matriz, regiones azul y celeste. Riitters, y otros autores utilizan como referencia el valor $P_f=0.6$ para establecer este umbral. En segundo lugar, por el contrario, siempre que el bosque esté por encima de este valor crítico, los píxeles del bosque forman ese camino continuo, y cobran sentido las configuraciones de borde y perforaciones del bosque. Cuando P_{ff} es mayor que P_f , la deducción es que el bosque está agrupado; la probabilidad de que un vecino inmediato (píxel inmediato) también sea bosque es mayor que la probabilidad promedio de bosque dentro de la ventana, por lo que estamos ante una situación de borde, región naranja. Por el contrario, cuando P_{ff} es menor que P_f , lo que se deriva es que los píxeles que corresponden a bosque son los que se encuentran agrupados, y resulta en la conformación perforada, región amarilla. La diferencia $P_f - P_{ff}$ caracteriza un gradiente de agrupamiento de bosque que representa un paisaje perforado, a configuración del tipo borde, en la cual los píxeles de no bosque están agrupados. Cuando $P_{ff} = P_f$, el modelo no puede distinguir la agrupación de píxeles de bosque o de píxeles de no bosque. Esto se vé en el gráfico de espacio P_{ff} - P_f como una recta de pendiente =1, y queda como una región "indeterminada" por el modelo. La condición interior se da en casos de parches continuos y sin píxeles de no bosque, con valores de P_f y $P_{ff} =$ cercanos o =1, región verde. [38],[53],[56].

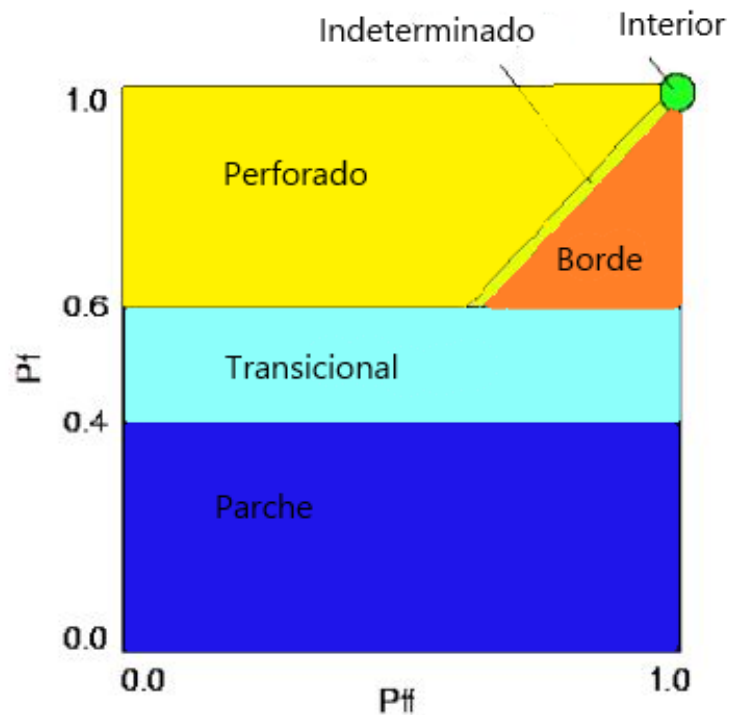


Figura 7: Gráfico con las regiones de los parámetros Pf y Pff que determinan las categorías enunciadas por Riitters. Modificado de Riitters, [53]

Los procesos de fragmentación, que se han descrito para muchos ecosistemas naturales en el mundo, constituyen una de las causas más importantes de pérdida de biodiversidad. Estudios recientes indican que la fragmentación tiene consecuencias ambientales y ecológicas negativas a largo plazo, afectando funciones ecosistémicas tales como ciclos hidrológicos, dinámica de suelos y regulación del clima, [50], [51], [53], [57], [58].

La influencia de los seres humanos en los paisajes de todo el mundo es insoslayable y existe un consenso creciente de que los humanos hemos transformado los patrones y procesos de los ecosistemas en la mayor parte de la biósfera terrestre. Ellis *et. al.* 2010, reportan que la biósfera terrestre hizo una transición crítica de mayormente salvaje a mayormente antropogénico a principios del siglo XX. Para los ecólogos del paisaje, está claro que las actividades humanas y el uso de la tierra deben considerarse un impulsor clave del patrón del paisaje, [40], [59].

Como se mencionó previamente, las características del paisaje pueden ser estudiadas utilizando mapas de clases de cobertura derivados de imágenes satelitales [53], [60]. Sin embargo, los mapas de cobertura terrestre indican sólo la ubicación y los tipos de cubiertas, y se necesita un procesamiento adicional para cuantificar y mapear los procesos de fragmentación. La cuantificación de la estructura del paisaje tiene como propósito reducir su complejidad a uno o varios valores numéricos o métricas. La identificación y cuantificación de esta estructura, puede ayudar a comprender las relaciones entre el patrón espacial y los procesos subyacentes, [44].

4. Materiales y Métodos

4.1. Área de estudio

El área de estudio de esta tesis comprende un área de 4184 km², que contiene la cuenca del Embalse San Roque, Departamento Punilla, Córdoba, Argentina central, Figura 8. Esta cuenca se encuentra en el borde oriental de las Sierras de Córdoba. Estas forman parte del extremo austral de la Provincia Geomorfológica de las Sierras Pampeanas y comprenden cuatro unidades estructurales principales: la Sierra del Norte-Ambargasta, las Sierras Chicas-Las Peñas, las Sierras Grandes-Comechingones y las Sierras de Pocho-Guasapampa. Estas sierras son bloques del antiguo macizo central argentino separados por la tectónica terciaria. Con rumbo general norte-sur, se caracterizan por la alternancia de cumbres dentadas y formas planas, por la presencia de disecciones profundas generadas por los cursos de agua, y por la ocurrencia de relieves volcánicos. El sistema serrano posee una extensión de 430 km, con un ancho promedio de 110 km y alturas que van desde los 600 hasta los 2790 m.s.n.m, en el Cerro Champaquí,[27].

El clima es monzónico semi-húmedo a semiárido. Las precipitaciones se concentran de septiembre a abril, según un gradiente de humedad decreciente en sentido E-O con 900 mm anuales al este y menos de 600 mm anuales al oeste. La temperatura es templada, con una media anual de 17° C a 500 m.s.m. y 7.4 ° C a 2700 m.s.m., y ocasionales nevadas en invierno, sobretudo en zonas serranas [25],[35], [61]. La cuenca se desarrolla en un gradiente altitudinal que va desde los 643 a los 2350 m.s.m., ocupando una superficie de 1600 km². El Valle de Punilla, se extiende entre los bloques elevados y es donde están ubicados la mayoría de los asentamientos urbanos.

El embalse San Roque fue concebido para abastecer de agua potable y para riego, de la ciudad de Córdoba, así también como para amortiguar eventos de inundación. Actualmente es el principal aporte hídrico de la ciudad, proveyendo agua potable a cerca del 70 % de su población, [62].

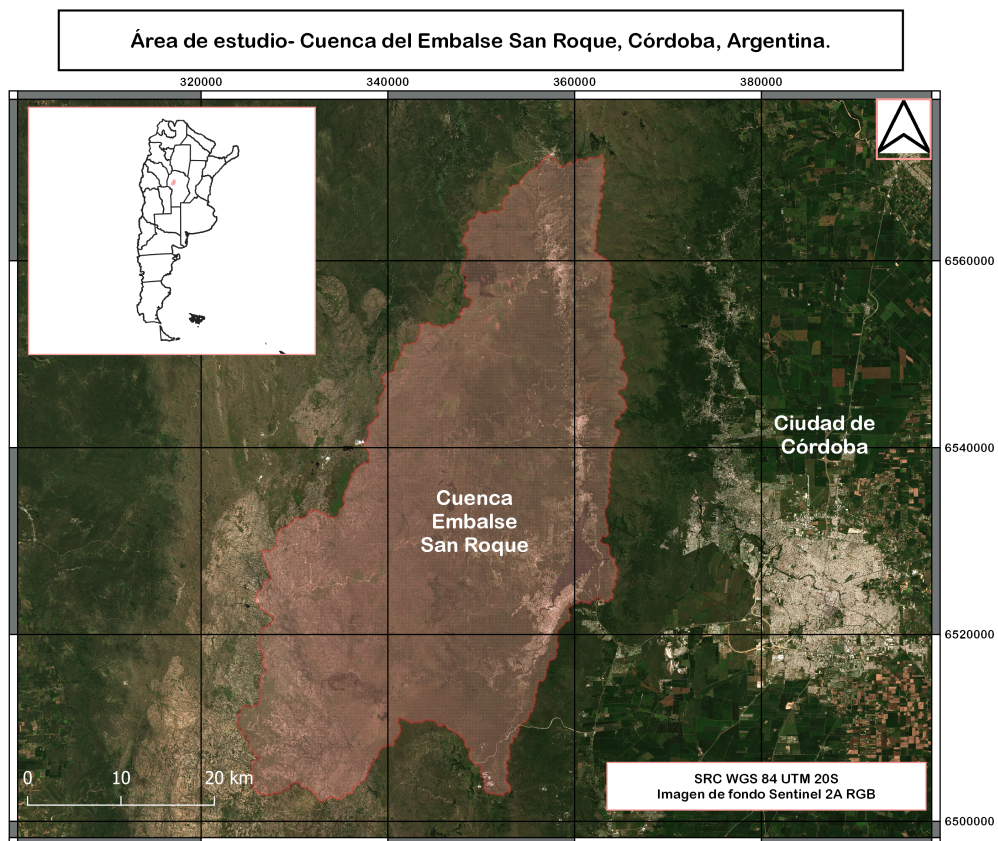


Figura 8: Área de estudio, cuenca del embalse San Roque, provincia de Córdoba. Elaborado a partir de datos vectoriales IGN. Imagen de fondo, escena Sentinel 2A.

Reserva Forestal Sierras de Punilla, Argentina central

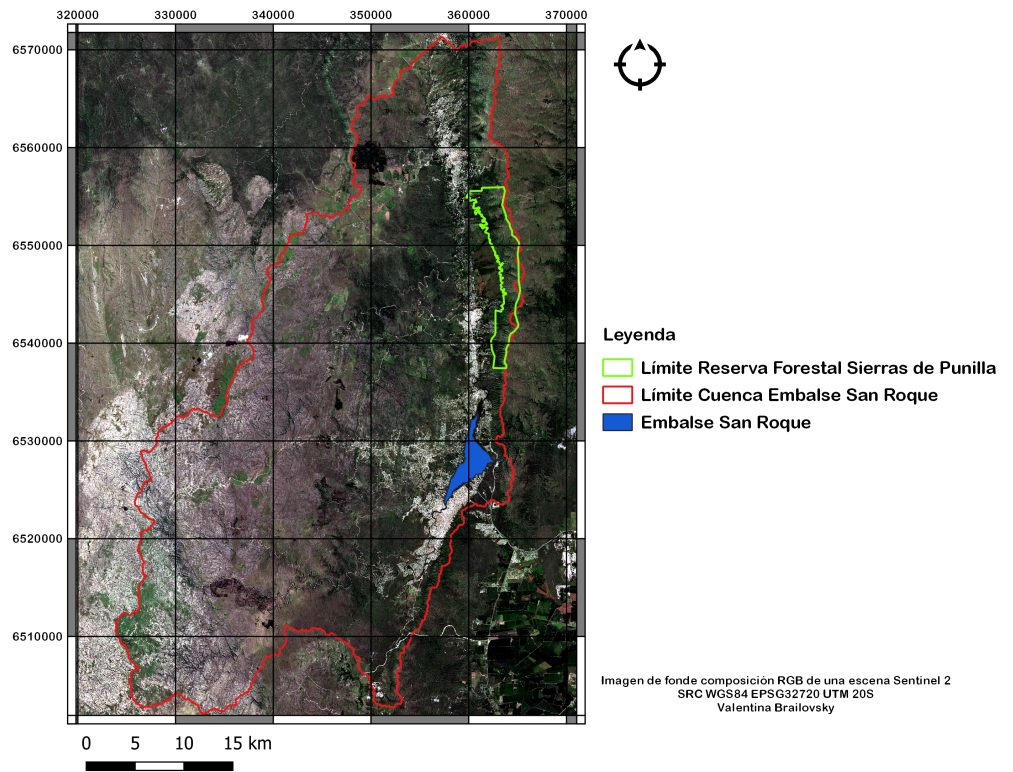


Figura 9: Subarea de estudio, Reserva Forestal Sierras de Punilla. Elaborado a partir de datos vectoriales IGN e IDECOR.

Según los estudios realizados por Ángel Lulio Cabrera desde la segunda mitad del S.XX, y publicados en versión definitiva en 1976 bajo el título *Regiones Fitogeográficas Argentinas*, [63], [64], la vegetación del país puede dividirse en un sistema jerárquico de Dominios, Provincias y Distritos Fitogeográficos. Esta división, se hace siguiendo criterios de elementos florísticos dominantes de comunidades que se suponen climáticas, y presencia de taxones exclusivos (endemismos), a nivel de familias y géneros. Con estos criterios se caracterizan las unidades de paisaje. Las Sierras de Córdoba, corresponden a la porción austral de bosques xerófilos, dentro del Gran Chaco Sudamericano, Figura 9, denominada Provincia Chaqueña, Distrito Serrano, [25], [64].

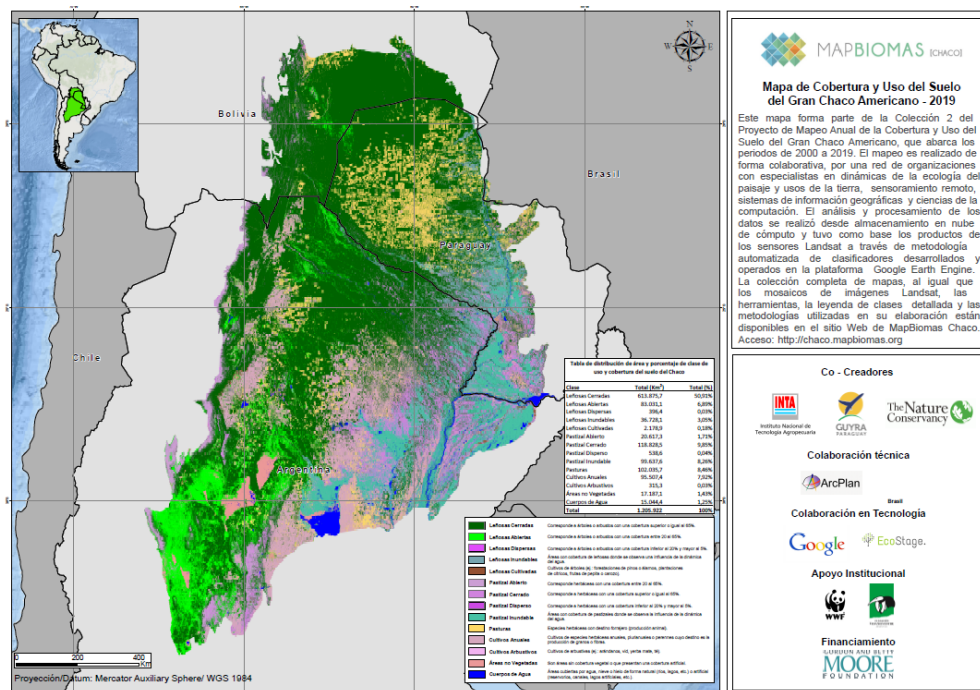


Figura 10: Ubicación del Gran Chaco Sudamericano en Argentina y países limítrofes. Se observa en el mapa el detalle de las coberturas presentes. Fuente: MapBiomias, 2019.

Esta vegetación domina la cubierta de las laderas de las montañas del centro y noroeste argentinos, y forma complejos ecotonos con los ecosistemas de alta montaña, así también, transiciona con los bosques bajos en las planicies, siendo sus especies características *Lithraea molleoides*, *Schinopsis marginata*, *Zanthoxylum coco*. El gradiente altitudinal y latitudinal, determinan la composición florística a escala regional, mientras que características edáficas, y la historia de uso y disturbio, marcan características específicas, a escala local, [25], [27],[65].

Como antecedentes en los estudios de la vegetación de la provincia de Córdoba, puede mencionarse el trabajo sobre la vegetación de la provincia, de Federico Kurtz, quien escribió el capítulo de Flora en la *Geografía de la Provincia de Córdoba* de Río y Achaval, vol.1 publicada en 1904, [66]. Kurtz menciona 4 regiones principales: monte, pampeana, serrana y alpina. Estos estudios corresponden a la vegetación existente a comienzos del S. XX, de gran valor histórico, y nivel de detalle. El denso bosque serrano o montano, que describe Kurtz, se extendía hasta los 1700 m.s.m. por faldeos, valles y siguiendo los cauces de los ríos que bajan de la sierra. En sus palabras, el coco *Zanthoxylum coco*, es la especie característica de las sierras, y es su distribución lo que marca los

límites a las montañas⁴.

Hacia finales del siglo pasado, Luti *et. al.*, [67] realizaron relevamientos en toda la provincia, siguiendo el criterio de Cabrera, mencionando en la vegetación un gradiente de humedad hacia el Este para los bosques chaqueños de llanura: el Chaco Occidental y Chaco Oriental.

Para las sierras, Luti *et.al.*, proponen una división en pisos altitudinales. Se describen tres pisos, a saber: Bosque Serrano, Matorral o Romerillar, y Pastizales con Bosquecillos de altura. El primero de ellos, Bosque Serrano, se encuentra entre 500 y 1300 m.s.n.m, en valles, gargantas y pendientes pronunciadas. Especies leñosas características de este piso son *Lithraea molleoides*, *Zantoxylum coco*, *Vachellia caven*, *Schinus marginata*, *Schinus fasciculatus*, *Condalia montana*, entre otras. El Matorral o Romerillar se ubica a partir de los 1300 m.s.m y forma un cinturón de especies arbustivas, con dominancia del género *Baccharis*. En la parte superior, por sobre los 1700 m.s.n.m se encuentra el piso de los pastizales y bosques subandinos en las quebradas húmedas, con especies emblemáticas como *Polylepis australis* y *Maytenus boaria*, [68], [25].

⁴.. Descendiendo los faldeos del macizo central de nuestra sierra, por ejemplo de las Pampa de San Luis o la de Olain a la Punilla, se encuentra pronto en una zona de magnífico monte, que no distingue precisamente por estar compuesto de un crecido número de especies, si no por la exuberancia de su vegetación, el espléndido y con frecuencia caprichoso desarrollo de sus árboles, arbustos, enredaderas y matas, y por la frescura, ilustrada por la abundante vegetación epífita de los rasos que de vez en cuando la interrumpen. Este monte contornea la sierra desde los Cerros Pértigo y Molleyaco al Norte, la Serrezuela al Noroeste, el Cerro Colorado al Nordeste hasta Achiras al sud, con una zona silvestre que asciende hasta los 1700 sobre el nivel del mar, y se presenta a veces interceptada por regiones peñascosas, faldas áridas y desnudas, o cubiertas por líquenes o las Carquejas. De este gigantesco centro forestal emanan fajas verdes que acompañan a los ríos, arroyos o aguas subterráneas, en forma de bosque ribereños de anchura variable, los cuales uniéndose más abajo en determinados puntos, dan origen a extensos montes en la llanura.. Kurtz, F, en Geografía de la Provincia de Córdoba, 1904, [66].

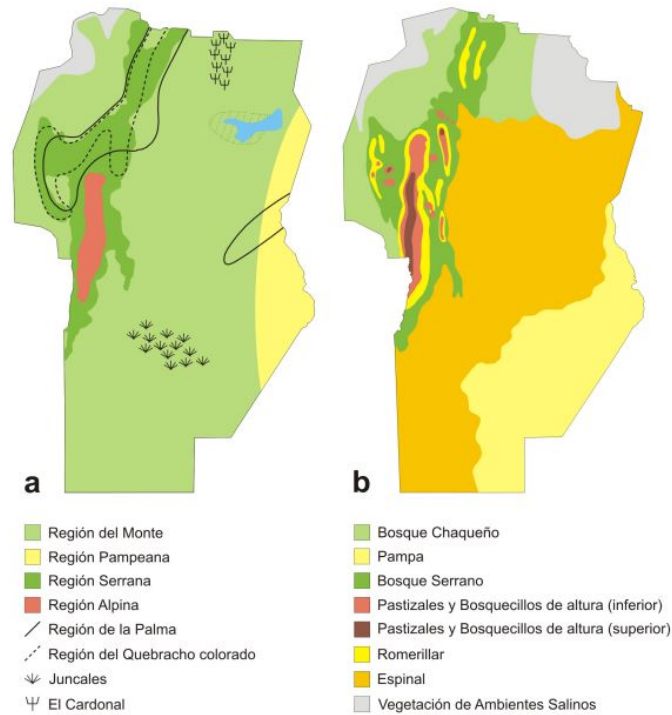


Figura 11: Bosquejos de los mapas de Kurtz, año 1904 (a) y (b) Luti *et.al.*, año 1979 . Los colores no corresponden a los originales, y se muestran con fines comparativos. Las denominaciones de las clases de cobertura son las definidas por sus autores. Tomado y modificado de Zak, M *et.al.* 2019, [27]

Si bien esta categorización en pisos ha sido utilizada ampliamente, otros autores han estudiado las causas de la composición florística actual, y sus patrones espaciales. Según el trabajo de Giorgis *et.al.*, 2017 entre los pisos serrano y andino, no existiría romerillar o matorral serrano y el bosque no encontraría restricciones climáticas para su ocurrencia por encima de los 1300 m.s.m. Sería un piso transicional, en el cual los elementos chaqueños van siendo reemplazados por elementos andinos, conforme avanza el gradiente altitudinal. Los autores señalan también la importancia de considerar otros modeladores de la distribución y fisonomía de la vegetación nativa, como la práctica de fuego y la ganadería, utilizadas desde la conquista española hasta nuestros días. La presencia y reciente expansión de especies exóticas invasoras también es una característica en los ambientes serranos de la provincia. Estas descripciones se ubican más en concordancia con las realizadas por Kurtz, donde como ha sido mencionado, el bosque serrano se extendía como un continuo hasta los 1700 m.s.n.m. Se debe marcar que los estudios de Luti *et.al.*, tuvieron lugar cuando sobre el territorio ya habían sucedido grandes transformaciones del paisaje, producto de las actividades humanas del S. XX, cambiando los patrones originales observados por Kurtz. En este sentido, es que pueden encontrar causa los pisos de vegetación descritos por Luti. Estos patrones continúan cambiando conforme lo hacen los modelos productivos y de desarrollo urbano.

En cuanto a su diversidad florística⁵, se citan para las Sierras de Córdoba, alrededor de 900

⁵.Los escasos componentes principales del monte serrano, son pues, los siguientes: Molle de beber, Coco, Los Algarrobos, Tala, Tala falso, Manzana del campo, Sauce, Jarilla, varias Mimóseas, pero estas especies se encuentran en tantas combinaciones distintas, unidas a tal número de arbustos y matas, decoradas por epífitas y festoneadas por

especies, pertenecientes a 106 familias. Las más representadas son Poaceae, Asteraceae y Fabaceae. Se pueden encontrar distintas formas de vida como árboles, arbustos, enredaderas, epífitas, cactáceas, gramíneas, hierbas anuales, hierbas perennes, y especies parásitas. Se debe mencionar que alrededor del 10 % de las especies citadas son especies exóticas, [65].

La composición florística y fisonomía cambian con el gradiente de elevación y en menor medida con la latitud, que hacen variar las condiciones ambientales; a su vez estos gradientes han determinado y determinan diferencias de presión o disturbio a los que está sometida la vegetación (patrones de fuego, pastoreo y avance de las urbanizaciones), modelando el paisaje, [22], [25], [27],[34], [65], [69] .

Según Zak *et. al.* [21], los cambios de la cobertura del bosque xerofítico subtropical de Chaco en la zona central de Argentina no se pueden considerar en términos de un solo factor. Los autores sostienen que la drástica deforestación se explica en términos del efecto sinérgico de los cambios climáticos, socioeconómicos, y tecnológicos. Dichos forzantes subyacentes o indirectos han desencadenado la expansión agrícola, que se presenta como la causa directa más importante de la pérdida del bosque, en zonas bajas. En tanto para las Sierras de Córdoba, estos ecosistemas están amenazados debido a la creciente urbanización y la invasión por especies exóticas. A ello se suman los incendios forestales, cuya ocurrencia ha aumentado la frecuencia y la intensidad en los últimos años, el sobrepastoreo y la tala, que producen pérdida de suelos y mantienen la vegetación en estados sucesionales tempranos, a veces llevándolos a situaciones de mucha degradación, [27],[34], [28], [70].

enredaderas, que el bosque serrano nunca ofrece un aspecto monótono..., Kurtz, F. en Geografía de la Provincia de Córdoba, 1904, [66].

4.2. Mapas de Cobertura y uso de suelo de los años 1999 y 2009

Los mapas correspondientes a los años 1999 y 2009 fueron, realizados por Zak [71] y Cabido *et. al.*, [30] a partir de imágenes de la serie Landsat. Brevemente, estos mapas se realizaron utilizando imágenes satelitales y de una serie de relevamientos a campo, distribuidos en todo el territorio provincial. Como primer paso, los autores realizaron una clasificación no supervisada para definir clusters o clases espectrales. Se realizaron los relevamientos florísticos, basados en las clases obtenidas de la clasificación no supervisada, sobre los que se aplicó análisis multivariado. Los resultados fueron utilizados para definir los sitios de entrenamiento para realizar una clasificación supervisada, utilizando el algoritmo de Maximum Likelihood, o Máxima Probabilidad o Verosimilitud. Se ilustra en la figura 9, el procedimiento seguido por los autores. Estos mapas fueron provistos por los autores con una resolución espacial de 60 m de pixel.

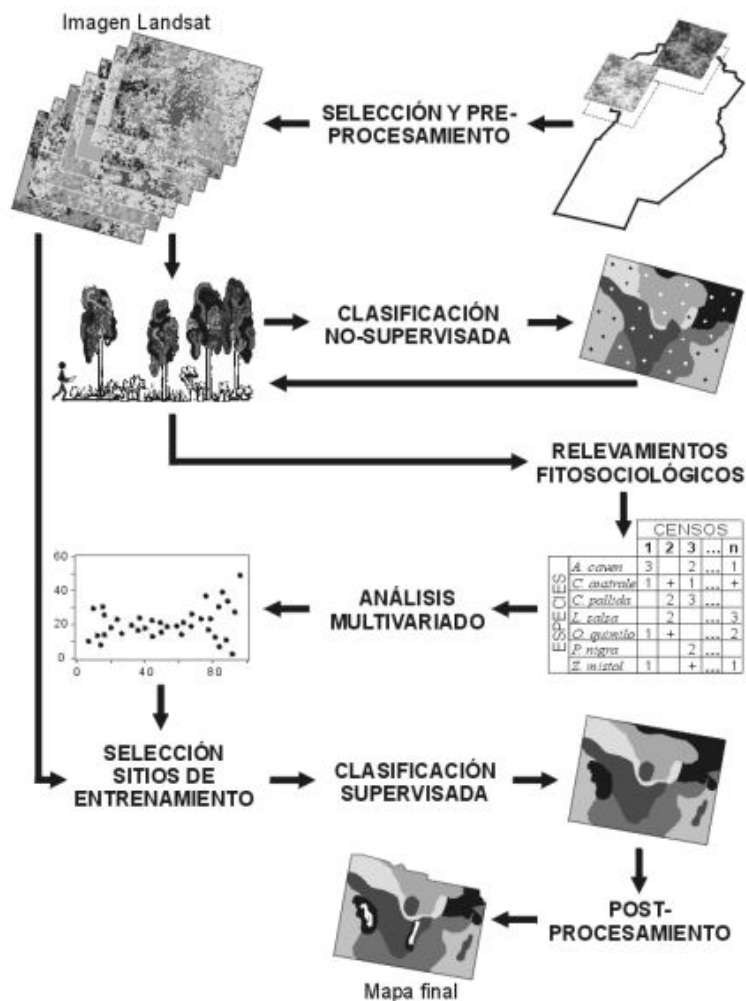


Figura 12: Esquema metodológico seguido por Zak y Cabido para la confección de mapas años 1999 y 2009. Modificado de Zak *et. al.*, 2019. [32].

4.3. Elaboración del mapa de Cobertura y uso de suelo del año 2020

Para la generación de este mapa se utilizaron imágenes del satélite Sentinel-2A. Se seleccionó una escena del 27/02/2020, correspondiente a la estación de crecimiento de la vegetación, con porcentaje de nubes menor a 10% en la escena. En el área de estudio se identificaron 7 clases de cobertura de suelo: BN, AR, PA, BE, RO, CU, UR (ver más adelante). Para la clasificación supervisada, se representaron las coberturas existentes en el terreno mediante 227 polígonos de tamaño entre 3x3 y 5x5 píxeles de la imagen Sentinel. Estos se delimitaron por interpretación visual de imágenes de Google Earth y de un vuelo fotogramétrico del IGN del año 2014 para el área de estudio, más puntos propios tomados de relevamiento a campo durante el período 2018-2019-2020. Los polígonos fueron utilizados como sitios de entrenamiento y validación del algoritmo de clasificación .

4.4. Descripción de clases de cobertura y uso de suelo

La demarcación de los polígonos persiguió la mejor representación posible de la heterogeneidad ambiental presente. Las clases fueron definidas a priori, teniendo como referencia las clases utilizadas por Zak y Cabido, y las exploraciones a campo, de modo que los resultados de los 3 mapas fueran comparables, [32], [71] . El término cobertura de suelo se refiere a la descripción del material físico en la superficie de la Tierra, diferenciándose así del término uso de suelo, el cual está definido por las actividades antrópicas o sus derivados en un territorio . El criterio utilizado para determinar las clases de cobertura de la vegetación, fue fundamentalmente fisonómico, [18], [25], [30], [70], ver ANEXO para fotografías ilustrativas.

- Bosque nativo (BN): vegetación natural leñosa formada por árboles o arbustos de más de 5 m de altura, habitualmente una mezcla de ambos⁶. La proyección de las copas de los árboles presentes, cubren más del 20% del suelo. Aunque puedan encontrarse parches de bosques más cerrados y otros de aspecto más ralo, según la cobertura total de árboles, esta distinción no fue hecha en la categoría.
- Arbustal nativo (AR): parches en los que domina la vegetación natural leñosa arbustiva, entre 1 y 5 m de altura. Puede tener árboles (emergentes) pero en una cobertura menor al 20% de las copas proyectadas. Podemos encontrar matorrales cerrados y otros del tipo abierto, dependiendo de su porcentaje de cobertura. Aunque estas son diferencias que existen en el terreno, fueron consideradas para esta clasificación, bajo la misma categoría. Se aclara que la cobertura del tipo Arbustal , podría diferir de uno de Bosque sólo en el porcentaje de cobertura de árboles de más de 5 m de altura, pero no en su composición florística. Esto es importante en relación con la dinámica de sucesión de los bosques chaqueños. Así, podemos considerar a un arbustal como un bosque en un estado sucesional anterior, teniendo una composición de especies similar a la de un bosque maduro, en el cual estas especies aún no adquieren su fisonomía final, pero que eventualmente tienen la potencialidad de hacerlo, [25].
- Pastizal (PA): vegetación predominantemente baja, pasturas naturales o no naturales, principalmente gramíneas. Puede contener un porcentaje menor a 20% de suelo desnudo o roca

⁶En referencia a la estructura del bosque, este presenta tres estratos diferentes de acuerdo a las alturas: herbáceo, sotobosque y dosel superior, donde encontramos los árboles maduros. En las descripciones fisonómicas de las clases se mencionan sólo los dos últimos, ya que el estrato herbáceo no es detectable con este sistema de teledetección, y se asume presente formando la parte baja del bosque, estando cubierto por los otros estratos

expuesta.

- Rocas (RO): áreas sin cobertura vegetal, con presencia de roca expuesta total o parcialmente.
- Bosque exótico (BE): Parches continuos o con dominancia de especies forestales implantadas para explotación maderera, típicamente coníferas, a veces con presencia de especies nativas. No hace referencia a áreas invadidas por otras especies exóticas invasoras (EEI), presentes también en la cuenca, que suelen formar rodales monoespecíficos característicos, por ejemplo *Ligustrum lucidum*, *Ulmus minor*.
- Cultivo (CU): áreas con cultivos de especies herbáceas anuales, plurianuales o perennes, incluye todas las modalidades o secuencias de cultivos en el tiempo (rotaciones o alternancias) y el espacio (cultivos combinados o intercalados).
- Urbano (UR): áreas con una cubierta no natural, resultante de las actividades humanas tales como construcciones urbanas, caminos, complejos deportivos, industrias, etc. Se incluyen también los sitios de extracción o canteras, o donde hay materiales depositados sobre las cubiertas de suelo originales, como basurales a cielo abierto.

Se probaron diferentes combinaciones de bandas espectrales de la escena, para realizar la clasificación: color real, NDVI, EVI, eligiendo finalmente la combinación 8/4/3, correspondiente al Infrarojo cercano (NIR) /Rojo (R) /Verde (G), denominada "falso color". Esta combinación es utilizada ampliamente para clasificar vegetación, que es el objetivo de esta tesis, aprovechando la respuesta diferencial de los pigmentos y el agua contenida en la vegetación, para las bandas rojo e infrarrojo cercano. Para comparar la respuesta espectral de las distintas combinaciones de bandas a utilizar, se computó la separabilidad espectral de los sitios de entrenamiento de las clases, agrupados como Regiones de Interés, o ROIs. Se muestra en ANEXO la tabla de separabilidad espectral de las ROIs. Este procedimiento de analizar la separabilidad espectral se realizó de manera cíclica, hasta seleccionar el conjunto de ROIs más ajustado y probando diferentes bandas o combinaciones de bandas espectrales.

Finalmente para la clasificación, se probaron diferentes algoritmos, Supported Vector Machine y Maximum Likelihood, utilizando este último para la clasificación final. Se utilizó un polígono del Embalse San Roque, del IGN, para enmascarar los píxeles correspondientes al espejo de agua, ya que para la época de la escena el embalse se encontraba con procesos de floraciones algales, visualizándose áreas de color verde, que se confundían con vegetación en las clasificaciones. Luego de realizada la clasificación supervisada, se utilizó un filtro de mayoría de 9x9 píxeles, para disminuir el efecto denominado **sal y pimienta** en la clasificación.

Tanto en los mapas de los años 1999 y 2009, como en el del año 2020, los píxeles correspondientes a áreas por sobre los 1700 m.s.m. fueron enmascarados, para asegurar la correspondencia del Bosque Serrano a la vegetación analizada, y no otros tipos de vegetación, como bosques de altura o sub andinos, de *Polylepis australis*, y *Maytenus boaria*. Se utilizó un Modelo Digital de Elevación, de resolución 5 m, del Instituto Geográfico Nacional, (IGN). El mapa de Cobertura y uso de suelo del año 2020 fue remuestreado a 60 m de pixel, para que su resolución espacial coincidiera con la de los mapas históricos.

4.5. Análisis estructural del Paisaje

Una vez obtenidos los mapas, se extrajeron las métricas o índices de paisaje, utilizando el software FRAGSTATS v.4,[72] . Para ello, se transformaron los mapas originales, mediante una reasignación de clases, en imágenes binarias conformadas por píxeles de bosque y no bosque. Fueron incluidas y asignadas con el valor =1 todas las clases que representan bosques nativos, incluyendo bosques del tipo abiertos. También se construyeron otras imágenes binarias categóricas: Semi Natural que incluyó todas las demás clases de vegetación, incluyendo arbustales, pastizales, y bosques exóticos; y Cultural, en la cual las clases incluidas fueron Cultivo y Urbano. Nótese que una clase sólo puede tomar el valor =1 en sólo una de las tres binarias. Las binarias categóricas Semi Natural y Cultural fueron utilizadas para el análisis contextual del bosque.

Para la binaria Bosque, se computaron los siguientes índices estructurales, en el recorte del área de estudio.

- Pland, cantidad de píxeles de bosque en la imagen, como porcentaje del total.
- Padj, la adjacencia de píxeles de bosque, como porcentaje. Expresa la probabilidad condicional de que un píxel de bosque sea adyacente a otro píxel de bosque.
- Número de parches, NP Se calcula siguiendo la regla de vecindad indicada por el investigador. Nótese que esta métrica es particularmente sensible a la elección de regla de vecindad.
- Área media de parche Es el área original del parche en m², luego dividida por 10000, para la expresión de su valor final en Hectáreas Ha.
- LPI (Large Patch Index) es igual al área (m²) del parche más grande en el paisaje dividido por el área total del paisaje (m²), multiplicado por 100 (para convertirlo en un porcentaje); en otras palabras, LPI es igual al porcentaje del paisaje que corresponde al parche más grande.
- TE (Borde total) o borde total, es igual a la suma de las longitudes (m) de todos los segmentos de borde que involucran el tipo de parche de interés. Si hay un borde de paisaje, incluye segmentos de límites de paisaje colindantes de diferentes clases.

Resulta conveniente exceder el tamaño del área a analizar, a los fines de minimizar efecto de márgenes de las imágenes en el conteo de píxeles. El área total fue de 4148 km². En adelante, las métricas Pf se escriben como Pland y Pff como Padj, siguiendo las denominaciones utilizadas en el software FRAGSTATS v.4,[72]. Para la extracción de las métricas, se decidió seguir la regla de vecindad de 8-vecinos (direcciones cardinales y diagonales). Este grupo de métricas se denominan **métricas de clase** y se refieren a la clase de interés del investigador, [72]. Los resultados de correr el software Fragstats arrojan las métricas de las dos clases de la imagen binaria, un subset que corresponde a las clase 1 (en este caso, la clase de interés, Bosque) y otro subset correspondiente a la clase 0. Las métricas se extrajeron sin sub muestreo, correspondiendo los valores a la imagen completa.

Las métricas estructurales que se extraen de los mapas, son valores absolutos, a partir del conteo de píxeles en las imágenes. La incertidumbre asociada a los valores, tiene origen en la precisión que arroja el proceso de clasificación supervisada, es decir, la incertidumbre de que un píxel asignado como bosque por el algoritmo de clasificación, sea un píxel de bosque real en el territorio.

5. Resultados

5.1. Mapa de Cobertura y uso del suelo para el año 2020

En la Figura 13 se ve el mapa obtenido a partir de la clasificación supervisada. De las coberturas presentes, las clases predominantes fueron Pastizal y Arbustal nativo, con porcentajes levemente superiores al 30 % del total de la superficie del área, Tabla I. Los arbustales ocuparon zonas bajas a medias en altitud, mientras que los pastizales se ubicaron tanto en zonas bajas, como de transición y/o cercanas a los sitios de máxima elevación, donde las condiciones de altitud no permiten el desarrollo de otros tipos de vegetación, o lo hacen muy dificultoso. En tercer lugar, encontramos la clase de Rocas/Suelo Desnudo, ubicada mayormente en la máxima elevación del área, en cercanías al sector de Los Gigantes. El Bosque nativo ocupó un lugar bastante marginal entre las cubiertas, con un 8,4 % del total, ocurriendo principalmente en las laderas de las sierras, el perilago y riberas de los ríos Cosquín, Yuspe, San Antonio. El Bosque exótico fue una clase pobremente representada, con una cobertura menor al 2%, ubicándose principalmente en 2 sectores, al NO del área, y en la localidad de Copina, donde es posible observar los bosques de Coníferas en el paisaje. Las clases que se refieren a cubiertas no naturales y/o vegetación no espontánea, como Urbano y Cultivo, estuvieron cercanas al 3 % de la superficie, en áreas bajas.

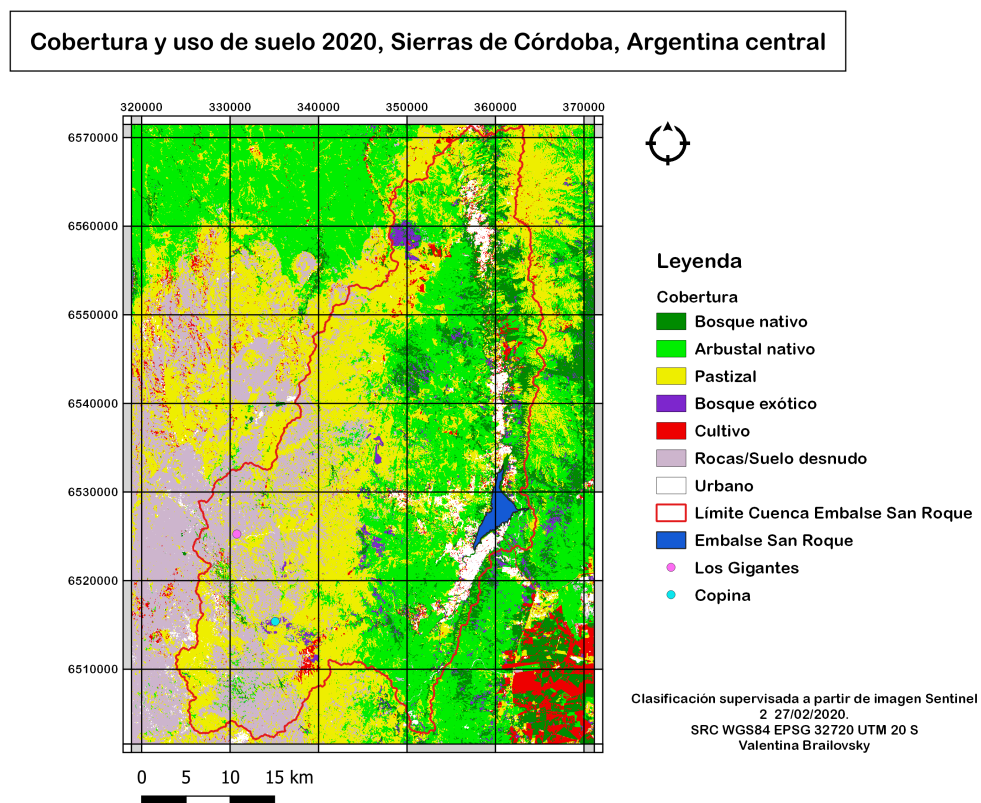


Figura 13: Mapa de Cobertura y uso de suelo del área de estudio, año 2020.

Tabla I. Porcentajes de las clases de Cobertura y uso de suelo del área de estudio, año 2020.

Clase	Cobertura %	Superficie km2
Bosque Nativo	8,4	347,6
Arbustal nativo	32,9	1363,7
Pastizal	33,2	1378,4
Bosque exótico	1,7	71,7
Cultivo	3,2	131,0
Rocas/Suelo Desnudo	17,6	728,6
Urbano	2,7	113,8
Embalse San Roque (máscara)	0,3	13,4
Total	100	4148,2

5.2. Precisión de la clasificación supervisada

La clasificación arrojó una precisión global del 80 % y un índice Kappa de 0,76. La figura 14 muestra la matriz de confusión obtenida, para la clasificación realizada. Para interpretar los valores de la matriz de confusión mencionaremos que existen dos tipos de errores que se pueden cometer en la clasificación. Puede darse la situación donde los píxeles se clasifican incorrectamente como una clase conocida cuando deberían haberse clasificado como otra clase. Un ejemplo podría ser donde la imagen clasificada identifica un píxel como bosque, pero según los datos de verdad de campo proporcionados al clasificador, se trata de otra cubierta. La clase bosque tendría píxeles extra que no debería tener según los datos de referencia. Estos errores se conocen como de comisión o errores de tipo 1, y determinan la Precisión del usuario. Los datos para calcular esta tasa de error se leen en las filas de la tabla. El otro caso se da cuando en la imagen clasificada se identifican píxeles en una clase, cuando en realidad pertenecen a otra, según la verdad de campo. En este caso, a la clase en cuestión le faltarían píxeles. Estos errores son los denominados de omisión, o de tipo 2 y determinan La Precisión del productor. Los datos para calcular esta tasa de error se leen en las columnas de la tabla. Por último, en la columna Total se muestra el número de puntos que se identificaron como una clase dada, según el mapa clasificado. El índice de acuerdo Kappa proporciona una evaluación global de la clasificación. La Figura 14 muestra que las clases de cobertura que presentaron mayores Precisiones del productor fueron Pastizal, Exótico , Rocas/Suelo desnudo, cercanos a 100 %. Las clases Urbano y Arbustal, presentaron valores mayores a 85 % de Precisión del productor. La clase Bosque nativo, en tanto, obtuvo un 65 % de Precisión del productor respecto de la verdad de campo. Se explica por la asignación errónea de píxeles de Bosque nativo a la clase Bosque exótico principalmente, y un pequeño porcentaje a la clase Arbustal. Podemos deducir de estos valores, que la clase Bosque nativo se encuentra subestimada, según esta evaluación de la clasificación. La clase Cultivo, obtuvo una Precisión del productor del 39 %. Esto se debe a la confusión con la clase Pastizal, asignando a esta última píxeles de la clase Cultivo. La Precisión del usuario de la clase Pastizal, fue del 50 %.

Matriz de Confusión de la Clasificación Supervisada, algoritmo Maximum Likelihood										
Clase	Verdad de campo (%)									
Clase	Urbano	Cultivo	Exotico	Roca	Pastizal	Arbustal	Nativo	Precisión productor %	Precisión usuario %	
Urbano	87,26							87,26	100	
Cultivo		39,06						39,06	100	
Exotico			100				34,04	100	45,14	
Roca				99,05				99,05	100	
Pastizal	10,83	55,47			0,95	100	14,67	100	50,25	
Arbustal	1,91					85,33	1,06	85,33	95,52	
Nativo		5,47					64,89	64,39	94,82	

Figura 14: Matriz de confusión de la clasificación supervisada, utilizando la verdad de campo. Se resalta la diagonal principal de la matriz, con el porcentaje de precisión por clase.

5.3. Cobertura de Bosques Nativos en el período 1999-2020

La figura 15, ilustra los cambios en la cobertura de Bosques nativos del área de estudio.

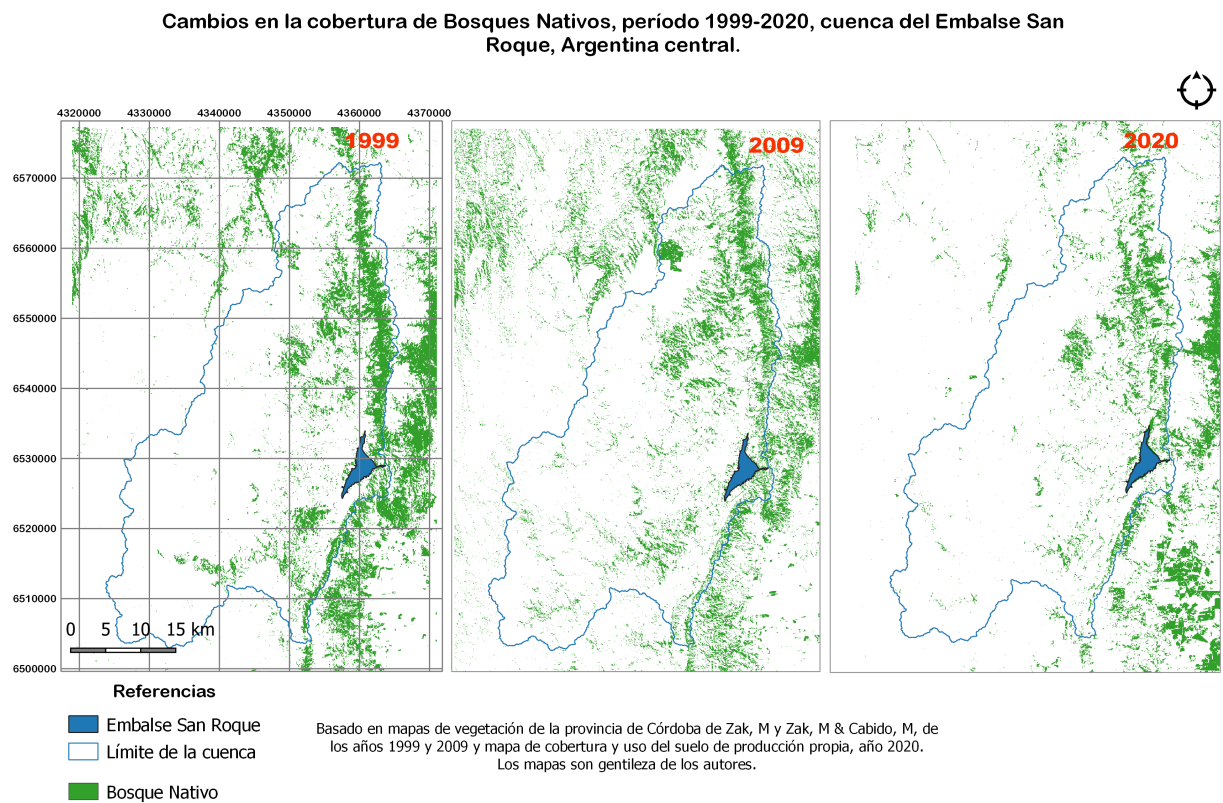


Figura 15: Cambios en la cobertura de Bosques nativos en la cuenca del embalse San Roque, años 1999-2009-2020. Basado en mapas de vegetación de Zak Cabido, [71], [30] y en el realizado para esta tesis. Los mapas son gentileza de los autores y fueron utilizados sólo con fines académicos. No está permitida su reproducción sin permiso expreso

Se obtuvieron los porcentajes de cobertura de la clase BN, para las tres fechas. El porcentaje de cobertura de BN en el año 1999 fue de 15,3%, representando una superficie de 634,1 km². Para el año 2009 este porcentaje disminuyó a 14,7% ocupando 609,1 km². Para el año 2020, la cobertura de Bosque nativo tiene un porcentaje de 8,4%, y ocupa una superficie de 348,4 km², Tabla II. Se observa una aceleración en la pérdida de BN en el área, hacia la segunda década de análisis. La superficie neta de pérdida de BN para el período analizado fue de 285,7 km². Estos valores representan una tasa promedio de pérdida anual, de 0,06% cobertura para los primeros 10 años, y de 0,57% para siguientes 11 años, escalando casi un orden de magnitud. En superficie, la pérdida representa un promedio de 2,5 km² anuales para el primer decenio, y 26,1 km² anuales para el segundo decenio.

Tabla II. Cambios temporales en la cobertura de BN.

Mapa Año	Porcentaje de cobertura de BN	Superficie km ²
1999	15,3	634,1
2009	14,7	609,1
2020	8,4	348,4

5.4. Contexto de la ocurrencia de los Bosques Nativos: otras coberturas

Para dimensionar el contexto espacial de ocurrencia de los Bosques nativos en el área, se construyeron mapas categóricos de las cubiertas, reagrupando las clases de los mapas originales, según su uso y origen. Las categorías son mutuamente excluyentes en los mapas construidos. En la figura 16 se presentan las contribuciones de las otras clases de coberturas, categorizadas según sean cubiertas naturales, semi naturales, y/o culturales. Los resultados muestran que las categorías más representadas en el territorio fueron las denominadas Semi Natural, de ocurrencia espontánea o de baja intervención antrópica, o producto de degradación de cubiertas naturales. Las cubiertas de tipo Cultural, representaron un valor bastante marginal, con 6,7% del total. El Boque Nativo tuvo un 8,4% del total, superando el porcentaje de las cubiertas culturales, Tabla III.

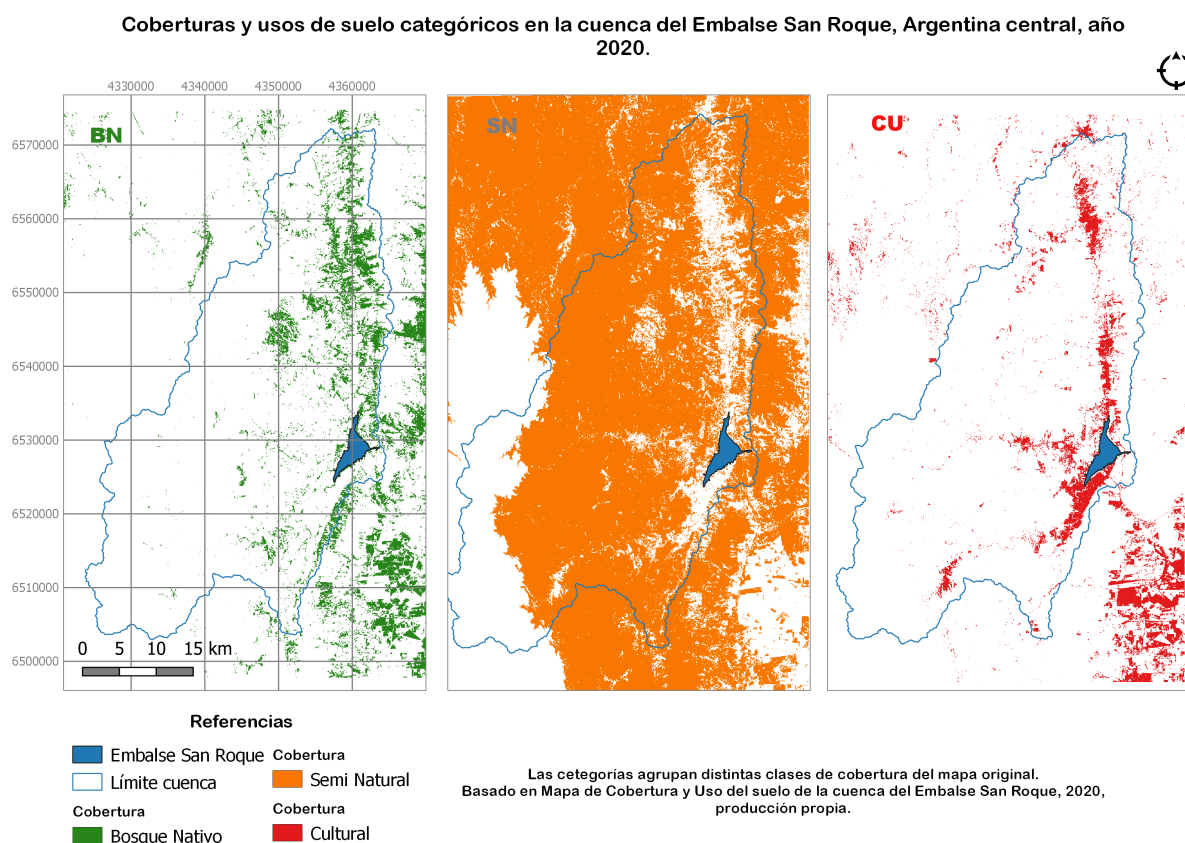


Figura 16: Coberturas y usos de suelo categóricos, área de la Cuenca del Embalse San Roque. Según mapa de Cobertura y uso original, 2020.

Tabla III. Coberturas de suelo categóricos de la cuenca del Embalse San Roque, año 2020

Cobertura	Porcentaje	Superficie km ²
Boque nativo (BN)	8,4	348,4
Semi natural (SN)	85	3539
Cultural (CU)	6,7	244

5.5. Análisis de métricas estructurales

Una vez obtenidos los mapas binarios de la categoría BN, se computaron los siguientes índices estructurales, utilizando el software FRAGSTATS [72], según procedimiento especificado en sección 4.

En primer lugar, se analizaron la cantidad y adyacencia de píxeles de la clase Bosque. De los resultados se desprende que la proporción o porcentaje de bosque, se redujo casi al 50 % del valor que tenía en el año 1999, mientras que la adyacencia no se modificó sustancialmente (Tabla IV).

En segundo lugar, se caracterizaron los parches de los mapas de las 3 fechas (Tabla V). En relación al número de parches que el procesamiento arrojó, este aumentó casi en un 100 % del valor inicial que tenía en el mapa del año 1999. La proporción de paisaje que representó el parche más grande, también se redujo de 6.4 a 4.2 en el año 2009, disminuyendo su valor hasta 1.2 para el año 2020. En relación a la cantidad de borde del paisaje, la zona de contacto entre clases de cobertura, este valor se incrementó de 3610440 de metros en 1999 a 5240820 m en el año 2009, y 6265200 m en 2020. la tendencia siempre fue en aumento, alcanzo casi a duplicar el valor inicial, para la última fecha. El área media de los parches registró una tendencia a la baja, para el primer decenio analizado, pasando de 8.2 a 4.1 ha, y luego se observa la tendencia de aumento del área media, en 2020, alcanzando un valor de 6.5 ha. Esta métrica presenta altos valores de desvío estándar, (ver salida de procesamiento en ANEXO) indicando que el tamaño de los parches individuales presenta mucha variabilidad .

Tabla IV. Resumen de métricas estructurales principales de los mapas de BN, Cuenca del embalse San Roque, período 1999-2020.

Mapa Año	Pland	Padj
1999	15,3	74,7
2009	14,7	61,7
2020	8,4	71,8

Tabla V. Resumen de métricas de los parches de BN en la Cuenca del Embalse San Roque, período 1999-2020.

Mapa Año	Número de parches	LPI	Borde total m	Área media de parche ha
1999	2615	6,4	3610440	8,2
2009	5034	4,2	5240820	4,1
2020	5154	1,1	6265200	6,5

5.6. Caracterización del área de Reserva Forestal Sierras de Punilla

Los índices Pland y Padj se obtuvieron sin sub muestreo, y sus valores fueron graficados en el espacio de los parámetros Pland-Padj, según modelo de Riitters. Nótese en el gráfico de la Figura 17 las zonas demarcadas, correspondientes a los tipos de configuraciones espaciales.

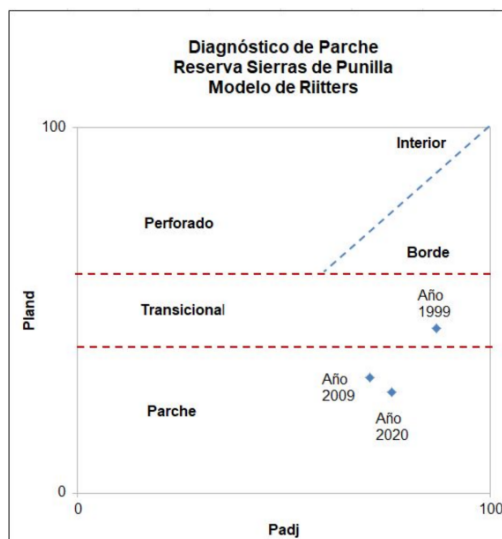


Figura 17: Tipo de conformación espacial de BN para los años 1999 y 2009 y 2020, del área de la Reserva Forestal Sierras de Punilla, según modelo de Riitters.

Según esta caracterización, para el año 1999 se obtiene una conformación del tipo transicional, para el año 2009 se observa una conformación del tipo parche, y para el 2020 esta tendencia se acentúa, mostrando una conformación también del tipo parche, aunque con menor valor de Pland, 27,7, Tabla VI. En cuanto a la caracterización de los parches en el área, Tabla VII, el número se incrementó de 135 a 363 en el período 1999 - 2009 y disminuyó a 261 parches, para el año 2020. Esto indica una fragmentación en el primer período, perdiéndose luego algunos de esos parches en la segunda década. El LPI tuvo disminuyó su valor casi un 50 % en el período 1999-2009, llegando en el año 2020, a tener el 15,6% del valor que tenía en el año 1999. En cuanto a la presencia de bordes, hubo un aumento de bordes hacia el año 2009, y una disminución para el año 2020, aunque la tendencia neta fue de aumento. Este cambio fue similar al analizar el área media de parche, disminuyendo en el primer período y aumentando en el segundo, con un cambio neto de 54,7 ha a 12,3 ha en la totalidad del período analizado, tabla VII.

La Figura 18 muestra el detalle de la Cobertura de Bosque nativo para el área de la Reserva , en el período analizado. Se reconoce en el mapa el aumento de la cantidad de parches presentes, y la pérdida de conectividad del paisaje.

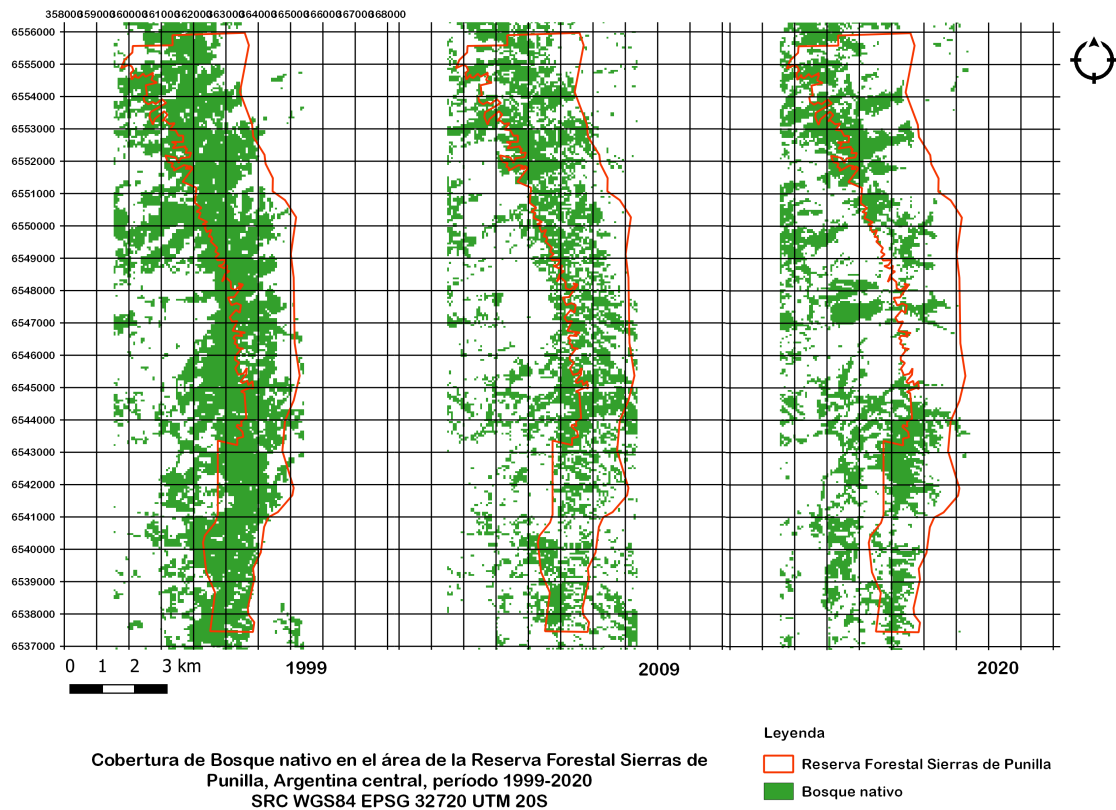


Figura 18: Evolución del paisaje en el área de la Reserva Forestal Sierras de Punilla

Tabla VI. Resumen de métricas estructurales principales del área de Reserva Sierras de Punilla, años 1999-2020.

Mapa	Año	Pland	Padj
	1999	45	87
	2009	31,6	70,7
	2020	27,7	76

Tabla VII. Resumen de métricas de los parches computados, Reserva Sierras de Punilla, 1999-2020.

Mapa Año	Número de parches	LPI	Borde total m	Área media de parche ha
1999	135	42,2	444900	54,7
2009	363	23,3	705000	10,1
2020	261	6,6	513500	12,3

6. Discusión

El mapa obtenido, basado en información satelital y puntos de relevamiento a campo, muestra que la distribución de coberturas en el terreno es heterogénea y está determinada principalmente por el gradiente altitudinal, la ocurrencia de incendios forestales en zonas serranas, y la degradación por cambio de uso de suelo en favor de urbanizaciones, principalmente, ya que las zonas productivas en la cuenca se encuentran limitadas por los tipos edáficos y la pendiente, [25], [65], [34],[69] [28],[22], [70] .

El resultado de la clasificación supervisada sobre la imagen, si bien tuvo una precisión global del 80% , presentó una precisión algo menor para la clase Bosque Nativo, subestimando su porcentaje real en el área de estudio. Esto se debió a la confusión del clasificador entre las clases BE y BN, asignando erróneamente píxeles de la clase BN a BE, errores de omisión. Se podría mejorar el resultado de la clasificación tomando más puntos de muestreo y/o probando otro tipo de clasificadores, o complementar la información con la utilización de otro tipo de imágenes. En este sentido, se podrían utilizar imágenes de radar, aprovechando los beneficios de los satélites de la serie SAO-COM 1A y 1B, cuya construcción marcó un hito en el sector científico-tecnológico estatal, [73]. Otra alternativa sería definir clases de cobertura mixtas, en los casos en los que las clases de cobertura presentan una confusión clara y marcada, por ejemplo pastizal/arbustal o pastizal/roquedal, que eventualmente representan mejor las características reales del terreno, en el cual existe un mosaico de coberturas. También podría pensarse en una clase que se denomine Bosque nativo mixto, y que en ella esté contemplada la presencia de invasiones biológicas. Si bien las clases de cobertura son consideradas unidades homogéneas, existen ciertas diferencias florísticas y/o fisonómicas más finas, que no han podido ser captadas en este trabajo, debido a la metodología utilizada. Sería interesante en este sentido, un muestreo a campo con censos para captar heterogeneidades comunitarias, de composición, y/o para determinar estructura de la vegetación.

Un trabajo reciente de Cingolani *et. al.*, [70] ubica los porcentajes de cobertura de bosques nativos para las Sierras de Córdoba, similares a los obtenidos en esta tesis, aunque en su trabajo los porcentajes se refieren a bloques, según franjas altitudinales. Para la franja de altitudes medias de las sierras (rango de 600 a 1300 m.s.m., piso serrano) el valor obtenido por los investigadores es menor a 7%, comparables a los aquí reportados, 8,4%, para el área analizada. Respecto de las otras coberturas se observan valores similares, aunque hay una diferencia considerable para la clase Cultivo, que los autores informan en porcentajes más altos, siempre considerando que su trabajo está centrado en toda la extensión de ambientes serranos de Córdoba. En el área de estudio que nos ocupa, las zonas productivas están restringidas a los valles y planicies de altura, por la pendiente y la aptitud de suelo.

Los resultados de esta tesis, indican que la cantidad de Bosque Nativo se redujo prácticamente a la mitad en 21 años de evolución del paisaje , acelerándose su pérdida en el período 2009-2020, 6 puntos porcentuales en los últimos 11 años.

Las tasas promedio de pérdida de Bosque nativo que se obtuvieron, analizando los mapas históricos y el mapa del año 2020, mostraron una pérdida de 0,06% de cobertura para los primeros 10 años, y de 0,57% para siguientes 11 años, escalando casi un orden de magnitud. En superficie, la pérdida representa un promedio de 2,5 km² anuales para el primer decenio, y 26,1 km² anuales para

el segundo decenio. Estos valores son menores a los reportados por Zak *et. al.*, [21]. Los autores encontraron que en promedio, la pérdida anual era de 2,2% de superficie de bosques xerófilos en tierras bajas, en los 30 años posteriores de un mapa de referencia original de Sayago del año 1969. Estos valores corresponden a un estudio regional en el extremo sur del Gran Chaco sudamericano, y los autores señalan que esta tasa igualaba o era mayor, al promedio de pérdida global de bosques. Los autores se valieron como punto de referencia histórico de cobertura de bosques, de un mapa de papel realizado por Sayago, en el año 1969.

Aunque los Bosques nativos ocuparon poca superficie, según el reciente trabajo de Cingolani *et. al.*, [70] los autores encontraron especies arbóreas presentes en casi todas las unidades de vegetación descriptas, reforzando la idea de que existe la posibilidad de regeneración de los Bosques Nativos. Los autores señalan la salvedad de que los ejemplares encontrados muchas veces son de tamaño reducido, lo que sugiere que existe el potencial para recuperar las coberturas de bosque, pero deben ser implementadas estrategias de manejo adecuadas para que esta regeneración sea exitosa y se sostenga en el tiempo. Por ejemplo, puede mencionarse la exclusión de ganadería, en ciertas áreas como una estrategia para evitar la herbivoría sobre las plántulas o ejemplares jóvenes de las especies arbóreas. Los autores también señalan la importancia de adecuar las estrategias para controlar las especies exóticas invasoras, que aunque no estén presentes en gran porcentaje aún, implican un riesgo para los ecosistemas serranos, [70].

En el área de estudio de esta tesis, todas las métricas estructurales computadas como tamaño de parche, cantidad de borde total, número de parches, proporción y adyacencia, indican la fragmentación del bosque. Además de la disminución neta de cobertura de bosque, se observa aumento de número de parches, de 2615 a 5154, así también como disminución del área media de los parches, de 8,2 a 6,4 /ha indicando la disminución de la continuidad espacial y del área efectiva de los parches. El borde total aumentó de 3610 km a 6265 en el período analizado. El efecto borde puede tener consecuencias drásticas en la flora y en la fauna, debiendo considerar especies o grupos funcionales de especies para determinar el efecto en cada caso, dificultando las generalizaciones sobre sus efectos a mediano y largo plazo. En todo caso, abre nuevos interrogantes sobre el efecto en las poblaciones que viven en los parches, [74] [53], [56],[?]. Un trabajo de hace pocos años de Aguilar *et. al.*, [75] en el cual se mide la riqueza de especies de los mismos parches de bosque para las Sierras de Córdoba, concluye que si bien en los parches analizados la cobertura de bosque se mantiene constante, no lo hace de la misma manera el contexto de coberturas en el que estos parches ocurren. Los autores encuentran que la pérdida y ganancia de especies en los parches estuvo relacionada al tamaño del parche y a la matriz circundante, aumentando la pérdida en parches de pequeño tamaño y en parches de mayor tamaño, pero con contextos cambiantes. Los autores destacan la importancia de preservar no sólo el área del fragmento, sino la calidad y disponibilidad de hábitat circundante, para la dinámica de extinción e inmigración de especies de plantas en los remanentes de bosque.

Un trabajo reciente de Huais *et. al.*, [74], realizado para zonas serranas, también sugiere que la fragmentación ha afectado la reproducción y regeneración de varias especies de plantas. Los autores concluyen que el subconjunto particular de especies cuyo mecanismo de polinización es autoincompatible, es decir, que no pueden autopolinizarse y necesitan polen de otro individuo, pueden verse particularmente afectadas en casos severos de fragmentación, al verse dificultada la dispersión del polen para polinizaciones exitosas, cuando las poblaciones se mantienen aisladas por los parches,

[74]. Los investigadores remarcan que aún analizando tiempos cortos de procesos de fragmentación, puede observarse una notable pérdida de especies de plantas, particularmente las raras o de baja abundancia, con pérdida de hábitat, así como efectos de borde que sugieren un impacto negativo en plantas nativas y polinizadas por animales. También se sugiere que tales cambios tienen un efecto en cascada en los niveles tróficos más altos, afectando la diversidad de vertebrados e invertebrados, las interacciones multitróficas, y, en última instancia, el funcionamiento del ecosistema, [46], [74].

En relación a lo anteriormente expuesto por Huais *et. al.*, [74], resulta interesante tomar la métrica de Large Patch Index, que indica el porcentaje de territorio que representa el parche de bosque más extenso: este índice, presentó valores siempre muy bajos, indicando la ausencia de grandes extensiones continuas de cobertura de bosques, con un valor de 6,4 en el año 1999 y 1,1 para el año 2020. Esto indica la ausencia para el área de estudio, de continuidades significativas de bosque. Este hecho, tiene relevancia particularmente en la distribución de especies raras o de baja abundancia, siguiendo la curva de acumulación de especies/área.

En cuanto a la fragmentación y a las métricas computadas, se observó que si bien el modelo de Riitters para caracterizar los parches de bosque, aporta una información muy concreta para su diagnóstico, [53], [56], en paisajes que presentan tan baja cobertura de bosques como nuestra área de estudio, y distribuidos tan discontinuamente en el paisaje, quizás esas métricas no aportan información exhaustiva *per se*. Resulta interesante entonces, tomar también otras métricas que incorporen más información sobre los parches. Tomando el caso de la Reserva Sierras de Punilla, al tratarse de una área mucho menos extensa, y con una cobertura mayor, más conservada, el análisis se enriqueció con la aplicación del modelo de Riitters, y cobra más sentido pensar en las configuraciones posibles de un parche de interés. En el análisis realizado, se observa que la conformación local pasó del tipo transicional a fragmentado, con disminución de los valores de Pland de 45 a 27,7 y de Padj de 87 a 76 entre los años 1999 y 2020. No obstante, se destaca que la proporción de bosque presente es mayor que la general del área, constituyendo un valioso relicto de bosque más o menos continuo. Se destaca que aplicar el modelo de Riitters puede ser una herramienta de análisis muy valiosa en áreas en las que se estén llevando adelante estrategias para la restauración ecológica, o en monitoreo post fuego, a nivel local.

Como ha sido expresado, la cuantificación de la estructura del paisaje tiene como propósito reducir su complejidad a uno o varios valores numéricos o métricas. La identificación y cuantificación de esta estructura, puede ayudar a comprender las relaciones entre el patrón espacial y los procesos subyacentes. Existen numerosas metodologías para evaluar patrones espaciales en un paisaje, o sistema. Es importante mencionar que las utilizadas en esta tesis no conforman la totalidad ni completitud de los índices que se han desarrollado en la historia de la Ecología del Paisaje, desde su advenimiento. Además de las métricas utilizadas en este trabajo, que comprenden tanto medidas de composición, como índices de estructura y métricas de parche, también existen otras formas de cuantificar y representar el paisaje. Tal es el caso de las medidas de textura, las de conectividad, los análisis de grafos y redes, [40]. Otro aspecto que se puede tener en cuenta, es evaluar la fractalidad de un área. La dimensión fractal es un valor que resulta de aplicar un algoritmo básico de box counting y se obtiene a partir de la transformación de un mapa en una imagen binaria, aplicando el algoritmo, [76]. Esta metodología ha cobrado interés entre las ciencias geográficas, y desde entonces se ha utilizado para evaluar tanto áreas urbanas como áreas naturales, delimitando tipos de áreas según su dimensión fractal derivada del mapa. El análisis de fractalidad de un área puede

revelar variaciones que habían pasado desapercibidas. En este sentido, puede recuperarse el trabajo de Sun *et. al.*, en el que los investigadores utilizaron las dimensiones fractales de áreas fronterizas del Amazonas para monitorear procesos de deforestación (clareado del paisaje). Sería interesante explorar los resultados que se obtendrían de aplicar estos algoritmos a bosques chaqueños, que presentan una dinámica de sucesión ecológica diferente a la de los bosques tropicales. El aporte de este tipo de análisis, en conjunto, puede ayudar a comprender “grados de deforestación” de los Bosques Nativos, y comparar así cómo están ocurriendo esos procesos en diferentes áreas. En la Reserva Sierras de Punilla, la aproximación a nivel de paisaje sobre su estado de fragmentación, podría servir como información inicial acerca de los bosques nativos y coberturas nativas allí presentes. Esta reserva fue creada por ley en el año 2018,[77] y aún no cuenta con planes de manejo ni con diagnósticos exhaustivos, y está emplazada en una zona que está experimentando nuevas presiones antrópicas de cambio de uso de suelo, sobretodo en la región norte. Se hace la aclaración que en las laderas de este sector de la Reserva se produce una fragmentación natural del bosque, dada por el gradiente altitudinal, y por sus características topográficas, albergando las quebradas húmedas de la cara sur sectores de bosque mejor conservados, por ser de difícil acceso. Por otra parte, los incendios forestales, tienen mayores consecuencias en micrositios abiertos que en estas quebradas. Las presiones antrópicas también están actuando diferencialmente en la Reserva, siendo los pastizales altos y las laderas de bosque abierto más accesibles al ganado, mientras que las quebradas generan un efecto de exclusión de ganadería, como señala Giorgis *et. al.*, [25]. Estudios a nivel local pueden ayudar a determinar con mayor detalle las características de la fragmentación en cada sitio.

7. Conclusiones

Las herramientas de Teledetección, utilizadas en conjunto con métricas y conceptos de la Ecología del Paisaje, resultaron un abordaje con alto potencial para describir la cantidad y estructura de Bosques Nativos presentes, y su dinámica en el tiempo.

Los resultados de este trabajo muestran la drástica reducción del Bosque Nativo del área de estudio. Estos Bosques Nativos pertenecen a las máximas categorías de conservación, roja y amarilla, de carácter intangible, detalladas según la Ley de Ordenamiento territorial de Bosques Nativos (Secretaría de Ambiente de la Provincia de Córdoba, Ley 9814/2010) y Ley Nacional 26331/2007 de Presupuestos Mínimos para la Conservación de Bosques Nativos, incluso posteriormente a la sanción de estas leyes, la degradación de los bosques se ha acelerado, como muestran los resultados de esta tesis.

Se sugiere que la gestión para la conservación del Chaco Serrano debería centrarse en todos los remanentes de Bosque Nativo, dada su situación extrema de baja representación en el paisaje. Cada remanente resulta importante a la hora de gestionar el territorio, en toda la extensión del paisaje, para preservar estos valiosos ecosistemas, necesarios para asegurar los bienes ambientales comunes, y la integridad de la trama de la vida, [1], [2].

El agua que abastece a la mayoría de la población de la Ciudad Córdoba, proviene de las cuencas serranas, que captan el agua de lluvia mayoritariamente en la parte media-alta de las cuencas (entre los 550 y los 2890 m.s.n.m), y la distribuyen paulatinamente a lo largo del año por sus vertientes, arroyos y ríos que desembocan en grandes lagos artificiales, tomas subterráneas o de subálveo. Esto es posible siempre y cuando las cuencas se encuentren en buenas condiciones ambientales, es decir con su cobertura de vegetación nativa, y bosques de ribera, que tienen acción protectora, proporcionando una red de contención del suelo, a la vez que permiten la infiltración a niveles inferiores, donde se acumula el agua hasta saturarse, y cuyo excedente abastece los cursos de agua de manera directa, liberándose el resto del año en forma paulatina y subterránea (lo que explica que los ríos y arroyos que abastecen de agua a los pueblos y ciudades de Córdoba posean caudales regulares incluso en la estación seca). Las cubiertas urbanas en la zona perilacunar, y el escaso Bosque Nativo aún presente en la cuenca, determinan un factor de presión antrópica fuerte sobre los cursos de agua de la cuenca, impactando finalmente en el Embalse, punto donde se termina recogiendo el agua. La presencia de efluentes y el desmonte con fines urbanos despoja la zona perilacunar del bosque ribereño, que filtra partículas y disminuye el impacto de los procesos erosivos naturales. [28],[29]. Esta característica respecto del estado de la cuenca, se agrava en el contexto del Cambio Climático, en el que los regímenes de precipitaciones se modifican y pueden aumentar la frecuencia de fenómenos meteorológicos de alta intensidad, modificando el caudal de ríos y arroyos de manera violenta, perdiendo estos sistemas capacidad de amortiguación ante estos fenómenos, [2], [78].

Gran parte de la superficie de la cuenca, y del Bosque Nativo presente en ella, se desarrollan en áreas declaradas como Areas Naturales Protegidas (provinciales, nacionales y municipales), pero que al momento de la redacción de este manuscrito, se encuentran desfinanciadas, o sin plan general y efectivo de manejo, incluso muchas veces sin Guardaparques asignados, [77]. Este hecho redobla el compromiso de control sobre el territorio, a la vez que ofrece una oportunidad real para la conservación de los ecosistemas naturales.

La situación actual de los Bosques Nativos de la provincia está determinada por los cambios producidos en el uso del suelo observados desde hace más de dos décadas en el Gran Chaco, a escala regional, [35], [21]. En relación a factores más específicos a escala local, los procesos de urbanización y construcción de obras viales con escasa o nula planificación (incluso algunas de ellas incumplen parcial o totalmente la legislación ambiental existente) y recurrentes incendios forestales, son los principales impulsores de estos cambios, [27], [29], [28], [34],[69], [36]. El monitoreo de la superficie urbanizada en el área de la cuenca, a partir de datos satelitales, realizado por Castellano Francucci, [36], aporta valiosa información respecto de los forzantes de los cambios en el paisaje, dando cuenta de que la superficie edificada total aumentó de 14,56 a 109,52 km² en el período 1972-2020. Esta información se complementa con el trabajo de Gavier *et. al.* [79], en el que los autores concluyen que el avance de *Ligustrum lucidum*, una de las principales especies exóticas invasoras leñosas, está asociado al avance de las áreas urbanas en las Sierras Chicas. Se podría pensar en un efecto conjunto, si no sinérgico de estos dos forzantes, en la modificación de la composición florística en ambientes serranos.

Los resultados de esta tesis, son conservadores teniendo en cuenta que los mapas de cobertura de los que se partió para hacer el análisis de fragmentación tienen resoluciones menores que las que se cuentan en la actualidad. De todas maneras, resultaba inevitable hacer la comparación, a fin de trazar una pequeña línea de tiempo en la evolución del paisaje, y revalorizar la importancia del trabajo original de los investigadores que se aproximaron a estas herramientas, en un primer momento. Otro aspecto a mencionar, respecto del abordaje de esta tesis, radica en que el análisis de fragmentación fue realizado solamente con 3 puntos temporales, debido a la disponibilidad de los mapas de cobertura existentes para la región. Esto no permitió hacer un seguimiento más exhaustivo de la trayectoria específica de los cambios observados en el paisaje. La dimensión temporal de los cambios permite tener datos sobre las tasas a las que están ocurriendo los procesos de pérdida de Bosque, y asociarlos a otros factores ambientales, económicos o sociales para buscar allí sus causas y ensayar estrategias para la conservación de estos ambientes naturales.

Resulta de gran importancia entonces, realizar monitoreos ambientales periódicos, lo más precisos y detallados posible, aprovechando las herramientas espaciales de las que se dispone en la actualidad. Aunque existen productos globales de monitoreo de vegetación, la escala y las especificidades locales, hacen necesario generar productos propios, que contemplen estos elementos. Algunos ejemplos de trabajo de monitoreo lo constituyen la plataforma IDECOR, que genera mapas base de toda la provincia, y se encuentran disponibles para su descarga y utilización, [?]. Otro ejemplo es el grupo de trabajo de MapBiomass, que monitorea el Gran Chaco a escala regional, y la plataforma MAP, que lo hace sobre las áreas protegidas de la provincia, en un entorno accesible para los usuarios, [?], [77].

Conocer el papel de las intervenciones humanas en la estructuración del paisaje y cómo éstas afectan la dinámica de la vegetación en el tiempo, permitirá comprender cómo funcionan los mecanismos de retroalimentación entre disturbio y vegetación, y cómo estos mecanismos interactúan con otros factores de disturbio, por ejemplo los físicos. El paisaje que es perturbado constantemente, tendrá una sucesión ecológica particular, que debe ser abordada a fin de promover acciones tendientes a restaurar y de qué manera, los ecosistemas, [80], [70]. En este sentido, Cingolani *et.al.*, [70], mencionan que la recomendación es restaurar del 20 % al 40 % de las superficies boscosas, para

recuperar multifuncionalidad de los ecosistemas.

Además de las razones ecológicas, se evidencia una demanda social hacia las autoridades, de promover el desarrollo territorial participativo y que contemple el cuidado de los ambientes naturales, a nivel local. Esto se plasma en la autoorganización de los ciudadanos en Asambleas y ONGs en defensa de los Bosques y el Agua, de gran crecimiento en todas las localidades de la cuenca en los últimos años, [28].

Algunos de los puntos utilizados para confeccionar los polígonos de entrenamiento y validación del algoritmo, fueron aportados de manera desinteresada a IDECOR, para la realización del Mapa de Cobertura y Uso de Suelo (Landcover 2020). El aporte se realizó en ocasión de la convocatoria de muestreo colaborativo. Se destaca que este tipo de muestreos permite contar con mayor volumen de datos de "verdad de campo", al tratarse de un esfuerzo colectivo, trabajando de manera conjunta, distintos sectores de la administración pública.

La Ecología de Paisajes podría ser una herramienta práctica para gestionar los territorios, ayudando a su ordenamiento ambiental y convirtiéndolos en un espacio de vida sustentable. En este sentido, esta tesis aporta otros aspectos, para el abordaje de la cuenca. Por último, resulta pertinente resaltar que ningún proceso se da de manera aislada, y debemos pensar en los territorios y las sociedades como un sistema indisoluble. Al concebir el mundo viviente como un tejido entrelazado, comenzamos a cambiar y ampliar el centro de atención, de la indagación y de la acción, haciéndolos más implicados en las conexiones, y más interdisciplinarios y socialmente inclusivos, [44].

En este sentido, Sandra Díaz, [1] enuncia y propone como marco conceptual la metáfora de **la trama de la vida** ya que **pone de relieve nuestro profundo parentesco evolutivo y la dependencia física y cultural del resto del mundo viviente**. Aunque no tiene la intención de reemplazar el término "biodiversidad" en la investigación ecológica, una metáfora que resuena mejor con otras disciplinas y sectores de la sociedad puede suscitar nuevas preguntas, atraer la imaginación del público de manera inspiradora y movilizar acciones significativas. Este es un paso necesario para reunir una gama más amplia de la sociedad para producir nuevos conocimientos y estimular la acción por un futuro mejor. Las metáforas con las que se significan los procesos han sido fundamentales para muchos cambios sociales en el pasado, señala la autora. Las narrativas actuales sobre cómo deben ser los modos de producción de alimentos e insumos, y los consumos, deben ser cuestionadas y modificadas. Existen formas alternativas de producción y consumo, alejados del modelo de acumulación y la obsolescencia de los productos, que deberían ser incorporados de manera urgente, [1], [44].

Las políticas de estado deben garantizar la protección, planificación y cuidado del ambiente, así también como los mecanismos para la participación ciudadana en las decisiones que comprometan la gestión de los territorios y el futuro de las sociedades.

Referencias

- [1] S. Díaz, “A fabric of life view of the world,” *Science*, vol. 375, no. 6586, pp. 1204–1204, 2022.
- [2] S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio, H. T. Ngo, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. Butchart, K. M. Chan, *et al.*, “Pervasive human-driven decline of life on earth points to the need for transformative change,” *Science*, vol. 366, no. 6471, 2019.
- [3] S. Díaz, U. Pascual, M. Stenseke, B. Martín-López, R. T. Watson, Z. Molnár, R. Hill, K. M. Chan, I. A. Baste, K. A. Brauman, *et al.*, “Assessing nature’s contributions to people,” *Science*, vol. 359, no. 6373, pp. 270–272, 2018.
- [4] S. M. Díaz, J. Settele, E. Brondízio, H. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. Brauman, S. Butchart, *et al.*, “The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policy makers,” *Document*, 2019.
- [5] P. Kandus, N. Morandeira, and F. Schivo, “Bienes y servicios ecosistémicos de los humedales del delta del paraná,” *Wetlands International: Fundación Humedales*, 2010.
- [6] S. Díaz, S. Demissew, C. Joly, W. M. Lonsdale, and A. Larigauderie, “A rosetta stone for nature’s benefits to people,” *PLoS Biology*, vol. 13, no. 1, p. e1002040, 2015.
- [7] P. Jaureguiberry, N. Titeux, M. Wiemers, D. E. Bowler, L. Coscieme, A. S. Golden, C. A. Guerra, U. Jacob, Y. Takahashi, J. Settele, *et al.*, “The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss,” *Science Advances*, vol. 8, no. 45, p. eabm9982, 2022.
- [8] E. Chuvieco Salinero, *Teledetección ambiental: la observación de la Tierra desde el espacio*. Ariel, 2006.
- [9] M. Drusch, U. Del Bello, S. Carlier, O. Colin, V. Fernandez, F. Gascon, B. Hoersch, C. Isola, P. Laberinti, P. Martimort, *et al.*, “Sentinel-2: Esa’s optical high-resolution mission for gmes operational services,” *Remote sensing of Environment*, vol. 120, pp. 25–36, 2012.
- [10] ESA, “Senhub.” <https://sentinel-hub.com/>.
- [11] ESA , *ESA’s Optical High-Resolution Mission for GMES Operational Service*. ESA, 2012.
- [12] USGS, “Landsat missions.” <https://www.usgs.gov/landsat-missions>.
- [13] A. Bastarrika, M. Alvarado, K. Artano, M. P. Martinez, A. Mesanza, L. Torre, R. Ramo, and E. Chuvieco, “Bams: A tool for supervised burned area mapping using landsat data,” *Remote Sensing*, vol. 6, no. 12, pp. 12360–12380, 2014.
- [14] E. Chuvieco, I. Aguado, S. Jurdao, M. L. Pettinari, M. Yebra, J. Salas, S. Hantson, J. de la Riva, P. Ibarra, M. Rodrigues, *et al.*, “Integrating geospatial information into fire risk assessment,” *International Journal of Wildland Fire*, vol. 23, no. 5, pp. 606–619, 2014.
- [15] A. Singh, “Review article digital change detection techniques using remotely-sensed data,” *International journal of remote sensing*, vol. 10, no. 6, pp. 989–1003, 1989.
- [16] J. P. Argañaraz, G. G. Pizarro, M. Zak, M. A. Landi, and L. M. Bellis, “Human and biophysical drivers of fires in Semiarid Chaco mountains of Central Argentina,” *Science of the Total Environment*, vol. 520, pp. 1–12, 2015.

- [17] A. Banskota, N. Kayastha, M. J. Falkowski, M. A. Wulder, R. E. Froese, and J. C. White, “Forest monitoring using landsat time series data: A review,” *Canadian Journal of Remote Sensing*, vol. 40, no. 5, pp. 362–384, 2014.
- [18] MapBiomias, “Mapbiomas.” <https://chaco.mapbiomas.org/>.
- [19] M. Cabido, A. Acosta, M. Carranza, and S. Díaz, “La vegetación del Chaco Árido en el W de la provincia de Córdoba, Argentina,” *Documents phytosociologiques*, vol. 14, pp. 447–456, 1992.
- [20] T. Kuemmerle, M. Altrichter, G. Baldi, M. Cabido, M. Camino, E. Cuellar, R. L. Cuellar, J. Decarre, S. Díaz, I. Gasparri, *et al.*, “Forest conservation: remember gran chaco,” *Science*, vol. 355, no. 6324, pp. 465–465, 2017.
- [21] M. R. Zak, M. Cabido, and J. G. Hodgson, “Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future?,” *Biological conservation*, vol. 120, no. 4, pp. 589–598, 2004.
- [22] Medina, Matías E and Balena, Imanol and Vázquez, Esteban and Coriale, Nelson and Pastor, Sebastián, “Bosques, claros y cultivos: una aproximación tecnológico-funcional a las hachas o azuelas líticas de las Sierras de Córdoba (Argentina),” *Latin American Antiquity*, vol. 30, no. 1, pp. 142–157, 2019.
- [23] G. Peralta, F. M. Berteá, and L. Cagnolo, “Rethink roads through the chaco serrano forest,” *Science*, vol. 374, no. 6572, pp. 1208–1209, 2021.
- [24] M. Cabido, M. R. Zak, A. Cingolani, D. Cáceres, and S. Díaz, “Cambios en la cobertura de la vegetación del centro de Argentina.¿ Factores directos o causas subyacentes?,” *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas*, Universidad Nacional de Buenos Aires, Buenos Aires, pp. 271–300, 2005.
- [25] M. A. Giorgis, A. M. Cingolani, D. E. Gurvich, P. A. Tecco, J. Chiapella, F. Chiarini, and M. Cabido, “Changes in floristic composition and physiognomy are decoupled along elevation gradients in central Argentina,” *Applied vegetation science*, vol. 20, no. 4, pp. 558–571, 2017.
- [26] D. M. Cáceres, E. Tapella, F. Quétier, and S. Díaz, “The social value of biodiversity and ecosystem services from the perspectives of different social actors,” *Ecology and Society*, vol. 20, no. 1, 2015.
- [27] M. R. Zak and O. Giayetto, *Hacia el ordenamiento territorial de la provincia de Córdoba: bases ambientales*. Baez ediciones, 2019.
- [28] J. U. Deon, “Desmontando bosque, sumando luchas sociales: territorialidades y alternativas en el desastre ambiental argentino,” *Íconos. Revista de Ciencias Sociales*, no. 70, pp. 151–169, 2021.
- [29] E. B. Martina, F. R. Barri, and J. U. Deon, “Desarrollo urbanístico en las sierras de Córdoba: Consecuencias y resistencias en un territorio hidrosocial en disputa,” 2020.
- [30] Cabido, Marcelo and Zeballos, Sebastián R and Zak, Marcelo and Carranza, María L and Giorgis, Melisa A and Cantero, Juan J and Acosta, Alicia TR, “Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests,” *Applied Vegetation Science*, vol. 21, no. 2, pp. 298–311, 2018.

- [31] P. A. Tecco, A. I. Pais-Bosch, G. Funes, P. I. Marcora, S. R. Zeballos, M. Cabido, and C. Urceley, “Mountain invasions on the way: are there climatic constraints for the expansion of alien woody species along an elevation gradient in Argentina?,” *Journal of Plant Ecology*, vol. 9, no. 4, pp. 380–392, 2015.
- [32] M. R. Zak and M. Cabido, “Spatial patterns of the Chaco vegetation of central Argentina: Integration of remote sensing and phytosociology,” *Applied Vegetation Science*, vol. 5, no. 2, pp. 213–226, 2002.
- [33] G. I. Gavier and E. H. Bucher, *Deforestación de las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina) en el período 1970-1997*, vol. 101. Academia Nacional de Ciencias Córdoba, 2004.
- [34] J. P. Argañaraz, A. M. Cingolani, L. M. Bellis, and M. Giorgis, “Fire incidence along an elevation gradient in the mountains of central Argentina,” *Ecología Austral*, vol. 30, no. 2, pp. 268–281, 2020.
- [35] M. R. Zak, M. Cabido, D. Cáceres, and S. Díaz, “What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors,” *Environmental Management*, vol. 42, no. 2, pp. 181–189, 2008.
- [36] D. C. Francucci, “Análisis satelital de la urbanización en la cuenca del embalse San Roque (1972-2020) y su relación con aspectos geomorfológicos y geográficos,” *Tesis de Maestría*, 2022.
- [37] M. L. Carranza, L. Hoyos, L. Frate, A. T. Acosta, and M. Cabido, “Measuring forest fragmentation using multitemporal forest cover maps: Forest loss and spatial pattern analysis in the Gran Chaco, central Argentina,” *Landscape and Urban Planning*, vol. 143, pp. 238–247, 2015.
- [38] L. Frate, A. T. Acosta, M. Cabido, L. Hoyos, and M. L. Carranza, “Temporal changes in forest contexts at multiple extents: three decades of fragmentation in the Gran Chaco (1979-2010), Central Argentina,” *PloS one*, vol. 10, no. 12, p. e0142855, 2015.
- [39] J. A. Wiens, M. R. Moss, D. Mladenoff, and M. Turner, *Foundation papers in landscape ecology*. Columbia University Press, 2007.
- [40] M. G. Turner and R. H. Gardner, *Introduction to landscape ecology and scale*. Springer, 2015.
- [41] M. G. Turner, “Landscape ecology: what is the state of the science?,” *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, vol. 36, pp. 319–344, 2005.
- [42] J. Szabó, L. Dávid, and D. Lóczy, *Anthropogenic geomorphology: a guide to man-made landforms*. Springer Science & Business Media, 2010.
- [43] A. Farina, *Principles and methods in landscape ecology*, vol. 21. Springer, 1998.
- [44] S. D. Matteucci, “El paisaje desde la ecología de paisajes,” *Fronteras*, vol. 9, no. 9, pp. 32–35, 2010.
- [45] R. T. Forman, “Some general principles of landscape and regional ecology,” *Landscape ecology*, vol. 10, no. 3, pp. 133–142, 1995.
- [46] L. Cagnolo, M. Cabido, and G. Valladares, “Plant species richness in the Chaco Serrano Woodland from central Argentina: ecological traits and habitat fragmentation effects,” *Biological conservation*, vol. 132, no. 4, pp. 510–519, 2006.

- [47] R. T. Forman, *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, 1995.
- [48] B. Mandelbrot, “How long is the coast of britain? statistical self-similarity and fractional dimension,” *science*, vol. 156, no. 3775, pp. 636–638, 1967.
- [49] J. Bogaert, R. Ceulemans, S.-V. Eysenrode, *et al.*, “Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation,” *Environmental management*, vol. 33, no. 1, pp. 62–73, 2004.
- [50] W. F. Laurance, S. G. Laurance, L. V. Ferreira, J. M. Rankin-de Merona, C. Gascon, and T. E. Lovejoy, “Biomass collapse in amazonian forest fragments,” *Science*, vol. 278, no. 5340, pp. 1117–1118, 1997.
- [51] W. F. Laurance, P. Delamônica, S. G. Laurance, H. L. Vasconcelos, and T. E. Lovejoy, “Rain-forest fragmentation kills big trees,” *Nature*, vol. 404, no. 6780, pp. 836–836, 2000.
- [52] G. Carreño-Rocabado, M. Peña-Claros, F. Bongers, S. Díaz, F. Quétier, J. Chuvina, and L. Poorter, “Land-use intensification effects on functional properties in tropical plant communities,” *Ecological applications*, vol. 26, no. 1, pp. 174–189, 2016.
- [53] K. Riitters, J. Wickham, R. O’Neill, B. Jones, and E. Smith, “Global-scale patterns of forest fragmentation,” *Conservation Ecology*, vol. 4, no. 2, 2000.
- [54] D. Stauffer and A. Aharony, *Introduction to percolation theory*. CRC press, 2018.
- [55] D. Stauffer, “Scaling theory of percolation clusters,” *Physics reports*, vol. 54, no. 1, pp. 1–74, 1979.
- [56] K. H. Riitters, J. D. Wickham, R. V. O’neill, K. B. Jones, E. R. Smith, J. W. Coulston, T. G. Wade, and J. H. Smith, “Fragmentation of continental united states forests,” *Ecosystems*, vol. 5, no. 8, pp. 0815–0822, 2002.
- [57] I. C. Change, “Land: An ipcc special report on climate change,” *Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems*, p. 41, 2019.
- [58] P. C. Stouffer, R. O. Bierregaard Jr, C. Strong, and T. E. Lovejoy, “Long-term landscape change and bird abundance in amazonian rainforest fragments,” *Conservation Biology*, vol. 20, no. 4, pp. 1212–1223, 2006.
- [59] E. C. Ellis, K. Klein Goldewijk, S. Siebert, D. Lightman, and N. Ramankutty, “Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000,” *Global ecology and biogeography*, vol. 19, no. 5, pp. 589–606, 2010.
- [60] M. L. Carranza, M. Carboni, S. Feola, and A. T. Acosta, “Landscape-scale patterns of alien plant species on coastal dunes: the case of iceplant in central italy,” *Applied Vegetation Science*, vol. 13, no. 2, pp. 135–145, 2010.
- [61] R. A. Miatello, M. E. Roqué, T. L. Racagni, H. B. Oddone, R. G. Capitaneli, J. B. Vázquez, A. López Robles, D. F. Sosa, M. P. Sáez, E. H. Bucher, *et al.*, *Geografía física de la provincia de Córdoba*, vol. 1. Editorial Boldt, 1979.

- [62] A. Germán, M. Shimoni, G. Beltramone, M. I. Rodríguez, J. Muchiut, M. Bonansea, C. M. Scavuzzo, and A. Ferral, “Space-time monitoring of water quality in an eutrophic reservoir using sentinel-2 data-a case study of san roque, argentina,” *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, vol. 24, p. 100614, 2021.
- [63] A. L. Cabrera, “Territorios fitogeográficos de la república argentina,” *Boletín de la sociedad Argentina de Botánica*, vol. 4, no. 1-2, 1951.
- [64] A. L. Cabrera, *Regiones Fitogeográficas Argentinas*. Acme, 1976.
- [65] M. A. Giorgis, M. V. Palchetii, R. Morera, M. Cabido, J. O. Chiapella, and A. M. Cingolani, “Flora vascular de las montañas de córdoba (argentina): características y distribución de las especies a través del gradiente altitudinal,” *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, vol. 56, no. 3, pp. 327–345, 2021.
- [66] M. E. Río and L. Archával, *Geografía de la Provincia de Córdoba*, vol. 1. Compañía sud-americana de billetes de banco, 1904.
- [67] R. Luti, M. Bertrán De Solís, M. Galera, M. Muller de Ferreira, M. Bersal, M. Nores, M. Herrera, and J. Barrera, *Vegetación*. Boldt, 1979.
- [68] M. A. Giorgis, A. M. Cingolani, F. Chiarini, J. Chiapella, G. Barboza, L. Ariza Espinar, R. Morero, D. E. Gurvich, P. A. Tecco, R. Subils, *et al.*, “Composición florística del bosque chaqueño serrano de la provincia de córdoba, argentina,” *Kurtziana*, vol. 36, no. 1, pp. 9–43, 2011.
- [69] M. Marinelli and S. Viotto, “Elaboración de la base de datos de incendios 1987-2018 para las sierras de córdoba mediante imágenes landsat,” *IV Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología Ambiental*, 2019.
- [70] Cingolani, Ana M and Giorgis, Melisa A and Hoyos, Laura E and Cabido, Marcelo, “La vegetación de las montañas de córdoba (argentina) a comienzos del siglo xxi: un mapa base para el ordenamiento territorial,” *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 2022.
- [71] M. Zak, “Patrones espaciales de la vegetación de la provincia de Córdoba. Análisis complementario de información satelital y datos de campo,” *Universidad Nacional de Córdoba*, 2008.
- [72] K. McGarigal, “Fragstats help,” *University of Massachusetts: Amherst, MA, USA*, p. 182, 2015.
- [73] “Conae.” <https://www.argentina.gob.ar/ciencia/conae/>.
- [74] P. Y. Huais, G. Grilli, and L. Galetto, “Forest connectivity boosts pollen flow among populations of the oil-producing *nierembergia linariifolia*,” *Landscape Ecology*, vol. 37, no. 9, pp. 2435–2450, 2022.
- [75] R. Aguilar, A. Calviño, L. Ashworth, N. Aguirre-Acosta, L. M. Carbone, G. Albrieu-Llinás, M. Nolasco, A. Ghilardi, and L. Cagnolo, “Unprecedented plant species loss after a decade in fragmented subtropical chaco serrano forests,” *PLoS One*, vol. 13, no. 11, p. e0206738, 2018.
- [76] S. Encarnação, M. Gaudiano, F. C. Santos, J. A. Tenedório, and J. M. Pacheco, “Fractal cartography of urban areas,” *Scientific Reports*, vol. 2, no. 1, p. 527, 2012.
- [77] “Monitoreo areas protegidas.” <https://monitoreoareasprotegidas.net.ar/>.

- [78] S. Díaz, S. Demissew, J. Carabias, C. Joly, M. Lonsdale, N. Ash, A. Larigauderie, J. R. Adhikari, S. Arico, A. Báldi, *et al.*, “The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people,” *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 14, pp. 1–16, 2015.
- [79] G. I. Gavier-Pizarro, T. Kuemmerle, L. E. Hoyos, S. I. Stewart, C. D. Huebner, N. S. Keuler, and V. C. Radeloff, “Monitoring the invasion of an exotic tree (*ligustrum lucidum*) from 1983 to 2006 with landsat tm/etm+ satellite data and support vector machines in córdoba, argentina,” *Remote Sensing of Environment*, vol. 122, pp. 134–145, 2012.
- [80] A. M. Cingolani, D. Renison, M. R. Zak, and M. R. Cabido, “Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units,” *Remote sensing of environment*, vol. 92, no. 1, pp. 84–97, 2004.

Anexo: material complementario

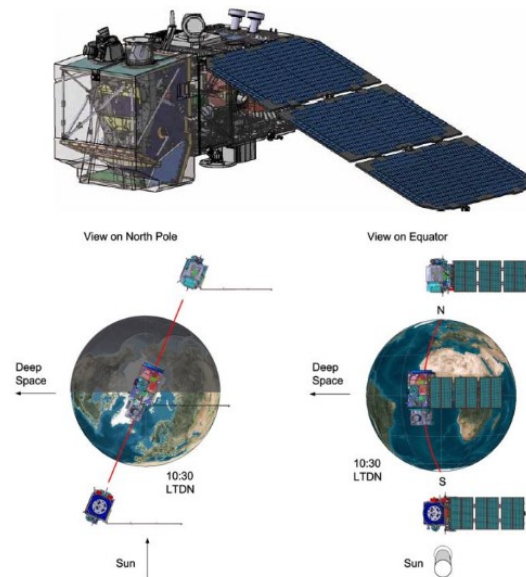


Figura 19: Satélite Sentinel-2 (Astrium GmbH, Germany). Ilustración del satélite (arriba) y su trayectoria orbital (abajo). Modificado de Drusch *et. al.*, 2012, [9]

Bandas espectrales del satélite Sentinel 2, especificando sus resoluciones.

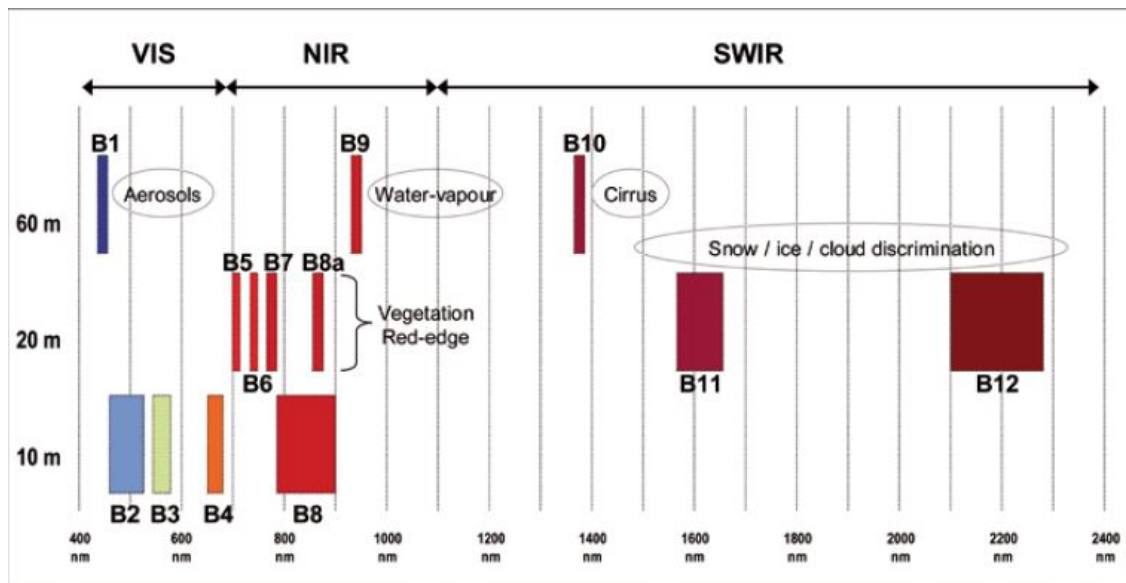


Figura 20: Detalle de las bandas espectrales del sensor de Sentinel-2. Se muestran las longitudes de onda, y su resolución espacial. Modificado de Drusch,*et. al.*, 2012, [?]

Imágenes ilustrativas del área de estudio

Algunas imágenes que ilustran la diversidad fisonómica del paisaje.



Figura 21: Ejemplos de fisonomías que toma la clase Bosque Nativo: distribución diferencial en laderas y quebradas, bosque cerrado, bosque abierto. Fotografías Valentina Brailovsky



Figura 22: Ladera de sierra, a la altura de la Reserva Sierras de Punilla. De izquierda a derecha, se ve la transición entre cubiertas de BN, AR y PA en la sierra. Derecha, Arbustal nativo. Nótese la degradación del ambiente y la presencia de especies exóticas invasoras en el fondo de la imagen.



Figura 23: Diversidad: De arriba hacia abajo y de izquierda a derecha, se ilustran las siguientes especies: *Lippia turbinata*, *Sacoila lanceolata*, *Mintostachys mollis*, *Amphilophium carolinae*, *Lithraea molleoides*. Fotografías Valentina Brailovsky.

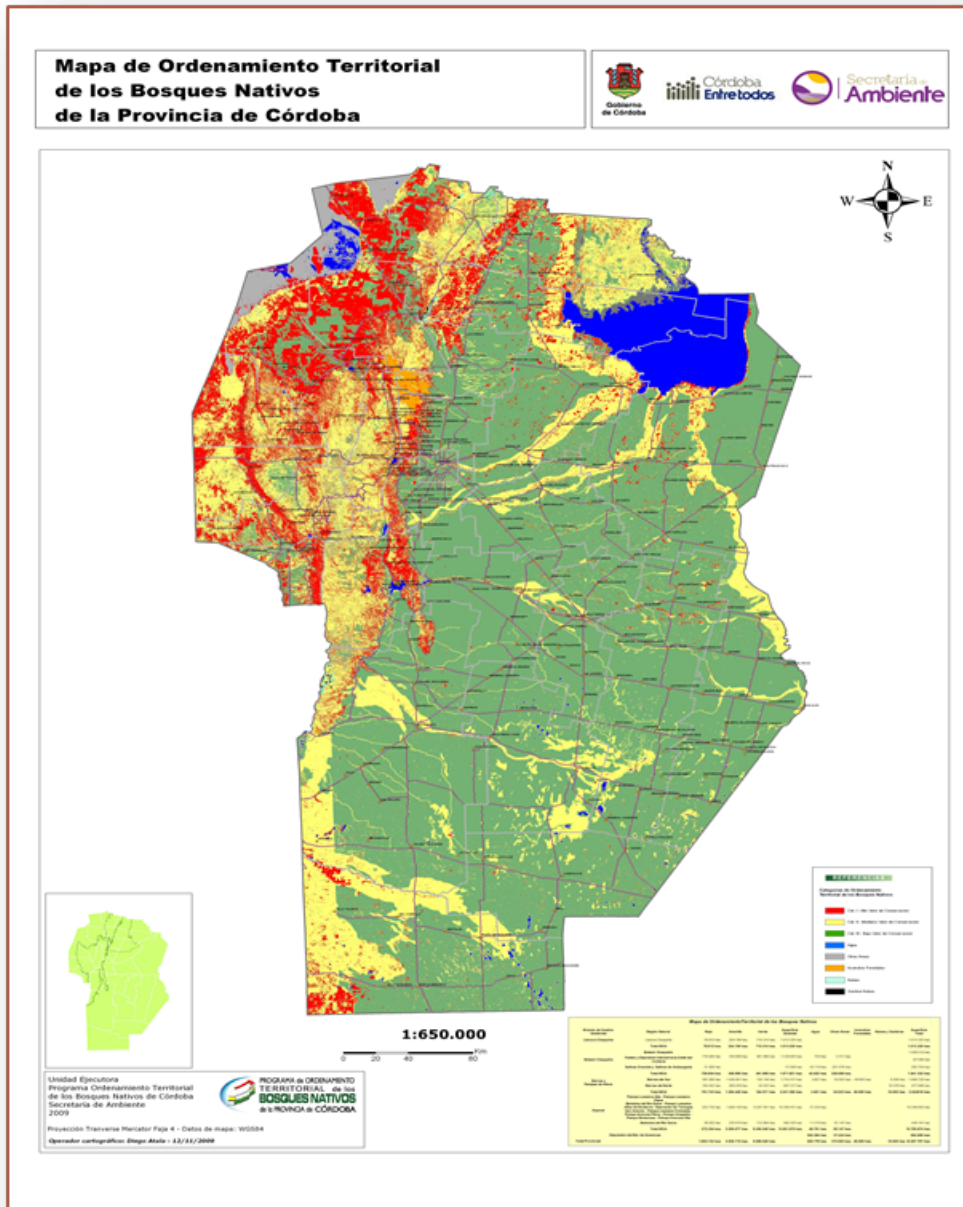


Figura 24: Mapa de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos para la delimitación de las categorías de conservación (roja, amarilla, verde.), año 2009. Fuente: Secretaría de Ambiente de la Provincia de Córdoba. Requiere actualización, según está previsto por Ley 9814.

Separabilidad espectral de las clases

Mediante una matriz con el valor de Jeffries-Matusita de todos los pares de ROIs correspondientes a las clases de la imagen. Un valor de 2 indica separabilidad máxima.

	Bosque Nativo	Arbustal	Pastizal	Rocas/Suelo Desnudo	Exótico	Cultivo	Urbano
Bosque Nativo	-	1.23615918 1.52153111	1.70245357 1.98556407	1.99633360 2.00000000	0.99238510 1.10755130	1.58346374 1.99999723	1.78868855 2.00000000
Arbustal	1.23615918 1.52153111	-	1.42783760 1.66269687	1.97335636 1.99999800	1.44523729 1.51228099	1.58346374 1.99999723	1.82012546 2.00000000
Pastizal	1.70245357 1.98556407	1.42783760 1.66269687	-	1.79329147 1.99850304	1.79971912 1.84623362	0.82961522 1.24163945	1.53918497 1.99998963
Rocas/Suelo Desnudo	1.99633360 2.00000000	1.97335636 1.99999800	1.79329147 1.99850304	-	1.97740222 1.99999059	1.65044899 1.98763654	1.53824070 1.96804117
Exótico	0.99238510 1.10755130	1.44523729 1.51228099	1.79971912 1.84623362	1.97740222 1.99999059	-	1.81078696 1.98399681	1.79588444 2.00000000
Cultivo	1.58346374 1.99999723	1.71756013 1.98163232	0.82961522 1.24163945	1.65044899 1.98763654	1.81078696 1.98399681	-	1.22847274 1.97154771
Urbano	1.78868855 2.00000000	1.82012546 2.00000000	1.53918497 1.99998963	1.53824070 1.96804117	1.79588444 2.00000000	1.22847274 1.97154771	-

Figura 25: Valores de índice de Jeffries-Matusita de los polígonos utilizados para entrenar el algoritmo de clasificación. A partir de pares de clases.

Reasignación de clases para la construcción de mapas categóricos

Estas nuevas categorías, compatibilizan las clases de coberturas originales de los mapas antiguos y del mapa 2020.

Reasignación de clases de cobertura en los mapas de los años 1999 -2009- 202. Se muestran los nombres originales de los autores de las clases de interés, y su presencia o ausencia en las imágenes transformadas binarias.

Mapa/Año	Clase original	Binaria Bosque	Binaria Semi Natural	Binaria Cultural	
1999	2_P_Bosques	1	0	0	
	14_S_Bosque	1	0	0	
	15_S_Bosque_Abierto_Matorral	1	0	0	
	16_S_Matorral	0	1	0	
	17_S_Pastizal_Matorral	0	1	0	
	19_Forestaciones	0	1	0	
	20_Roca	0	1	0	
	10_PyS_Cultural	0	0	1	
	2009	1_Bosques_nativos	1	0	0
		2_Bosques_Abiertos	1	0	0
3_Forestaciones		0	1	1	
4_Matorrales_con_emergentes		0	1	0	
5_Matorrales_sin_emergentes		0	1	0	
6_Matorrales_Abiertos		0	1	0	
7_Roquedal_Arbustal		0	1	0	
8_Roquedal_Pastizal		0	1	0	
9_Pastizal		0	1	0	
19_Cultural		0	0	1	
2020	1_Bosque_Nativo	1	0	0	
	2_Arbustal	0	1	0	
	3_Pastizal	0	1	0	
	4_Rocas_Suelo_Desnudo	0	1	0	
	5_Bosque_Exótico	0	1	0	
	6_Cultivo	0	0	1	
	7_Urbano	0	0	1	

Figura 26: Reasignación de clases para los mapas categóricos.

Matriz de confusión de la clasificación supervisada

Confusion Matrix: C:\Users\GIS\Documents\Valentina\A_INSUMOS_TESIS\Resultados\clas_max_likely_rule

Overall Accuracy = (824/1034) 79.6905%
Kappa Coefficient = 0.7596

Class	Ground Truth (Pixels)				
	testing_Urbano	testing_Cultivo	testing_Exótico	testing_Rocas	testing_Pastiza
Unclassified	0	0	0	0	0
train_Urbano	137	0	0	0	0
train_Cultivo	0	50	0	0	0
train_Exótico	0	0	79	0	0
train_Rocas	0	0	0	209	0
train_Pastiza	17	71	0	2	102
train_Arbusta	0	0	0	0	0
train_Nativo	3	7	0	0	0
Total	157	128	79	211	102

Class	Ground Truth (Pixels)		Total
	testing_Arbusta	testing_Nativo	
Unclassified	0	0	0
train_Urbano	0	0	137
train_Cultivo	0	0	50
train_Exótico	0	96	175
train_Rocas	0	0	209
train_Pastiza	11	0	203
train_Arbusta	64	3	67
train_Nativo	0	183	193
Total	75	282	1034

Class	Ground Truth (Pixels)		Total
	testing_Arbusta	testing_Nativo	
Unclassified	0	0	0
train_Urbano	0	0	137
train_Cultivo	0	0	50
train_Exótico	0	96	175
train_Rocas	0	0	209
train_Pastiza	11	0	203
train_Arbusta	64	3	67
train_Nativo	0	183	193
Total	75	282	1034

Class	Ground Truth (Percent)				
	testing_Urbano	testing_Cultivo	testing_Exótico	testing_Rocas	testing_Pastiza
Unclassified	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
train_Urbano	87.26	0.00	0.00	0.00	0.00
train_Cultivo	0.00	39.06	0.00	0.00	0.00
train_Exótico	0.00	0.00	100.00	0.00	0.00
train_Rocas	0.00	0.00	0.00	99.05	0.00
train_Pastiza	10.83	55.47	0.00	0.95	100.00
train_Arbusta	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
train_Nativo	1.91	5.47	0.00	0.00	0.00
Total	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

Class	Commission (Percent)	Omission (Percent)	Commission (Pixels)		Omission (Pixels)	
			Commission	Omission	Commission	Omission
train_Urbano	0.00	12.74	0/137	20/137		
train_Cultivo	0.00	60.94	0/50	78/128		
train_Exótico	54.86	0.00	96/175	0/79		
train_Rocas	0.00	0.95	0/209	2/211		
train_Pastiza	49.75	0.00	101/203	0/102		
train_Arbusta	4.48	14.67	3/67	11/75		
train_Nativo	5.18	35.11	10/193	99/282		

Class	Prod. Acc. (Percent)	User Acc. (Percent)	Prod. Acc. (Pixels)		User Acc. (Pixels)	
			Prod. Acc.	User Acc.	Prod. Acc.	User Acc.
train_Urbano	87.26	100.00	137/157	137/137		
train_Cultivo	39.06	100.00	50/128	50/50		
train_Exótico	100.00	45.14	79/79	79/175		
train_Rocas	99.05	100.00	209/211	209/209		
train_Pastiza	100.00	50.25	102/102	102/203		
train_Arbusta	85.33	95.52	64/75	64/67		
train_Nativo	64.89	94.82	183/282	183/193		

Figura 27: Captura de pantalla de salida de software ENVI

Resultados de correr el software FRAGSTATS, para el área de estudio.

```
.LID , TYPE , CA , PLAND , NP , PD , LPI , TE , LSI , AREA_MN , AREA_SD , PLADJ
C:\Users\GIS\Documents\Valentina\A_Marcel\Cuenca_Under 1700\1999_under1700\cuenca_under1700_bosque_1999.tif , cls_0 , 118866.2400 , 84.6793 , 719.0000 ,
0.5122 , 83.5306 , 3610440.0000 , 28.5896 , 165.3216 , 4369.7135 , 95.0213
C:\Users\GIS\Documents\Valentina\A_Marcel\Cuenca_Under 1700\2009_under1700\cuenca_under1700_bosque_2009.tif , cls_1 , 21506.0400 , 15.3207 , 2615.0000 ,
1.8629 , 6.4018 , 3610440.0000 , 61.8487 , 8.2241 , 179.6047 , 74.6866

.LID , TYPE , CA , PLAND , NP , PD , LPI , TE , LSI , AREA_MN , AREA_SD , PLADJ
C:\Users\GIS\Documents\Valentina\A_Marcel\Cuenca_Under 1700\2009_under1700\cuenca_under_1700_bosque_2009.tif , cls_0 , 119568.2400 , 85.2557 , 655.0000 ,
0.4670 , 84.6147 , 5240820.0000 , 40.1431 , 182.5469 , 4633.2005 , 93.0322
C:\Users\GIS\Documents\Valentina\A_Marcel\Cuenca_Under 1700\2009_under1700\cuenca_under_1700_bosque_2009.tif , cls_1 , 20678.4000 , 14.7443 , 5034.0000 ,
3.5894 , 4.2385 , 5240820.0000 , 91.6521 , 4.1077 , 86.3846 , 61.7053

.LID , TYPE , CA , PLAND , NP , PD , LPI , TE , LSI , AREA_MN , AREA_SD , PLADJ
C:\Users\GIS\Documents\Valentina\A_INSUMOS_TESIS\binarias2020\binaria_F_BN_2020.tif , cls_0 , 365614.9200 , 91.5914 , 869.0000 , 0.2177 , 91.1972 ,
6265200.0000 , 26.9201 , 420.7306 , 12342.0096 , 97.3281
C:\Users\GIS\Documents\Valentina\A_INSUMOS_TESIS\binarias2020\binaria_F_BN_2020.tif , cls_1 , 33565.3200 , 8.4086 , 5154.0000 , 1.2911 , 1.1194 ,
6265200.0000 , 86.2897 , 6.5125 , 81.5591 , 71.7264
```

Figura 28: Procesamiento para la binaria Bosque, años 1999-2009-2020

Resultados de correr el software FRAGSTATS, área de Reserva Sierras de Punilla

```
.LID , TYPE , PLAND , NP , PD , LPI , TE , AREA_MN , AREA_SD , PLADJ
::\Users\GIS\Documents\Valentina\A_INSUMOS_TESIS\binarias2020\binaria_bn_reserva_sp_1999.tif , cls_0 , 54.9749 , 194.0000 , 1.6729 , 23.8354 , 444939.6870
, 32.8622 , 244.2733 , 88.5867
::\Users\GIS\Documents\Valentina\A_INSUMOS_TESIS\binarias2020\binaria_bn_reserva_sp_1999.tif , cls_1 , 45.0251 , 135.0000 , 1.1641 , 42.2585 , 444939.6870
, 38.6772 , 420.0319 , 86.9119
::\Users\GIS\Documents\Valentina\A_INSUMOS_TESIS\binarias2020\binaria_bn_reserva_sp_2009.tif , cls_0 , 68.3518 , 145.0000 , 1.2492 , 48.1515 , 705000.0000
, 54.7150 , 493.3237 , 85.9470
::\Users\GIS\Documents\Valentina\A_INSUMOS_TESIS\binarias2020\binaria_bn_reserva_sp_2009.tif , cls_1 , 31.6482 , 363.0000 , 3.1274 , 20.3647 , 705000.0000
, 10.1197 , 124.7536 , 70.6831
```

```
Archivo Edición Formato Ver Ayuda
.LID , TYPE , PLAND , NP , PD , LPI , TE , AREA_MN , AREA_SD , PLADJ
C:\Users\GIS\Documents\Valentina\A_INSUMOS_TESIS\binarias2020\binaria_BN_Reserva_SP_2020.tif , cls_0 , 72.2629 , 91.0000 , 0.7840 , 70.9478 , 513540.0000
, 92.1719 , 858.3380 , 90.0983
C:\Users\GIS\Documents\Valentina\A_INSUMOS_TESIS\binarias2020\binaria_BN_Reserva_SP_2020.tif , cls_1 , 27.7371 , 261.0000 , 2.2486 , 6.6032 , 513540.0000
, 12.3352 , 73.7365 , 75.5563
```

Figura 29: Salida de software FRAGSTATS, del procesamiento para el área de Reserva Sierras de Punilla, años 1999-2009-2020.