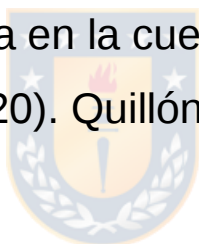




Universidad de
Concepción Dirección
de Postgrado
Facultad de Arquitectura, Urbanismo y
Geografía Programa de Magíster en Análisis
Geográfico

Análisis de los efectos del cambio de cobertura de suelo en los
procesos de erosión hídrica en la cuenca del estero Coyanco
(1986-2020). Quillón-Chile.



Trabajo Final para optar al grado de Magíster en Análisis Geográfico

Franco Renán Cuevas Caamaño

Profesora guía: Dra. Edilia Jaque Castillo
Profesor Co-Guía: M. Sc. Rodrigo Fuentes.

CONCEPCIÓN-CHILE 2021

AGRADECIMIENTOS

En estas líneas quisiera dar las gracias primero que todo a mi familia por su apoyo incondicional en este proceso, a los amigos y amigas que de forma directa o indirecta contribuyeron en este proyecto, y a todos quienes de alguna manera apoyaron en esta etapa.

Dedico especial agradecimiento para la Edilia Jaque Castillo y M. Sc. Rodrigo Fuentes por su confianza y apoyo en todo momento, ayudando a orquestar el presente estudio, así como por incentivar a publicar en una revista científica.

Finalmente agradezco a la Dra. Paula Quijada por su apoyo y preocupación en todo momento, sus palabras de ánimo y su cercanía humana.



RESUMEN

En la actualidad la degradación de los paisajes corresponde a una problemática creciente en Chile, siendo la erosión de los suelos uno de sus principales factores. A nivel internacional, diversos autores establecen una relación entre la erosión y el cambio de cobertura de suelo. Este último, por su masividad y significancia ha sido establecido como prioridad en la evaluación ecosistémica del milenio.

La cuenca del estero Coyanco, ubicada en la región del Ñuble, Chile, experimentó entre los años 1986 y 2020 importantes transformaciones en la distribución de sus coberturas de suelo. A la vez que la erosión hídrica aumento un 42% desde niveles de erosión “Severos” en 1986, a “Muy severos” en 2020. Así, el objetivo de esta investigación es analizar entre los años 1986 a 2020 la dinámica y distribución de erosión, en relación con el proceso de cambio de cobertura de suelo mediante el modelo de RUSLE y el análisis de cambio de cobertura de suelo por medio de imágenes satelitales, matriz de transición e indicadores de porcentaje de cambio, para establecer una relación entre las principales transformaciones del paisaje y los procesos erosivos.

En conclusión, es posible establecer que los procesos y dinámicas de cambio de cobertura de suelo, así como también el arreglo espacial (patrón) del paisaje, estarían relacionados con los procesos de erosión hídricos en la cuenca. En concordancia, es posible determinar, en un inicio, transformaciones ligadas al sector agropecuario, seguido de un fuerte incentivo a la forestación. Todo a vez, asociado a cambios en el uso del suelo sobre una cuenca con niveles de erosión muy severos.

Palabras claves: RUSLE, cobertura de suelo, plantaciones forestales, tala rasa.

ÍNDICE

I. ANTECEDENTES	8
1.2. Introducción	8
1.2. Motivación y relevancia del tema	10
II. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	11
III. OBJETIVOS	13
3.1 Objetivo general	13
3.2 Objetivos específicos.....	13
IV. MARCO TEÓRICO	14
4.1 Cambio de uso/cobertura de suelo	14
4.1.2. Uso o cobertura de suelo.....	15
4.2 Erosión.....	15
4.2.1 Tipos de erosión hídrica	17
4.2.2 Factores incidentes en la erosión hídrica.....	19
4.2.3 Erosión antrópica y cambio de cobertura de suelo.....	20
V. METODOLOGIA	21
5.1 Área de estudio	21
5.2 Fuentes de información	22
5.3 Técnicas.....	24
5.3.1 Cambio de cobertura de suelo (RUSLE- Factor C).	24
5.3.2 Ecuación universal de pérdida de suelo RUSLE Método RUSLE	26
5.3.3 Análisis entre cambio de cobertura de suelo y erosión hídrica.....	30
VI. RESULTADOS.....	32
6.1 Cambio de cobertura de suelo.....	32
6.1.1 Uso/cobertura Forestal (Plantación Forestal y Tala rasa)	34

6.1.2 Bosque nativo.....	36
6.1.3 Suelos agrícolas	37
6.1.4 Matorrales	38
6.1.6 Suelos descubierto y praderas	39
6.1.7 Suelos urbanos	41
6.1.9. Otras coberturas	41
6.2 Erosión hídrica modelo RUSLE.	43
6.2.1 Uso forestal (Plantación forestal y Tala rasa).....	46
6.2.2 Bosque nativo.....	47
6.2.3 Suelos agrícolas	47
6.2.4 Matorrales	47
6.2.6 Suelo descubierto y praderas	48
6.2.7 Suelo urbano	49
6.2.9 Otras coberturas	50
VII. DISCUSIÓN	52
7.1 Caracterización de las coberturas de suelo	52
7.2 Pérdida de suelo RUSLE.....	54
VIII. CONCLUSIONES	57
8.1 Cambio de cobertura de suelo.....	57
8.2 Pérdida de suelo RUSLE	60
8.3 Consideraciones finales.....	63
IX. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	65
X. ANEXOS	75

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura N°1: Tipos de erosión por acción hídrica	19
Figura N° 2: Área de estudio, cuenca del Estero Coyanco.....	22
Figura N°3: A; Ubicación de estaciones hidrometeorológicas, B; Serie de suelos.....	23
Figura 5: Proceso metodológico para determinar el cambio de cobertura de suelo (Factor C en el método RUSLE)	31
Figura N° 6: Coberturas de suelo en la cuenca del estero Coyanco en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.	32
Figura 7: Procesos de cambio de cobertura de suelo.....	34
Figura N° 8: Evolución del uso forestal (Cobertura de plantaciones forestales y tala rasa) en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.	36
Figura N° 1: Evolución temporal de las principales coberturas de suelo en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.....	37
Figura N° 10: Evolución temporal de los suelos descubiertos y praderas en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.	40
Figura N° 11: Evolución temporal de coberturas de suelo de menor magnitud en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.....	43
Figura N° 12: Erosión anual en toneladas RUSLE en la cuenca del estero Coyanco, en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.	44
Figura N° 13: Grados de erosión hídrica en toneladas por hectárea anuales según categorías propuestas por CIREN (2010).	45
Figura N° 14: Comportamiento de diferentes coberturas de suelo en los años 1986, 2001, 2016 y 2020. Izquierda: Cambio de cobertura de suelo. Derecha: Erosión hídrica anual en toneladas por hectárea.	48
Figura N° 15: Comportamiento de las coberturas de suelo descubierto y praderas en los años 1986, 2001, 2016 y 2020. Izquierda: cambio de cobertura de suelo en hectáreas. Derecha: Erosión hídrica anual en toneladas por hectárea.	49
Figura N° 16: Comportamiento de diferentes coberturas de suelo en los años 1986, 2001, 2016 y 2020. Izquierda: Cambio de cobertura de suelo en hectáreas. Derecha: Erosión hídrica anual en toneladas por hectárea.....	51
Figura 17: Izquierda: Zonas con suelo descubierto y matorrales. Derecha: zonas de praderas y matorrales.....	53

Figura N° 18: Comparación de resultados obtenidos por Valdevenito (2020) para la cuenca del río Claro, con respecto a los valores obtenidos para la cuenca del estero Coyanco en el presente estudio	56
Figura 19: Incendios forestales en las laderas del cerro Cayumanque verano de 2012.	59
Figura 20. Formación de cárcavas en la cuenca del estero Coyanco.	61
Figura N° 21: Erosión en toneladas por hectárea de las coberturas de tala rasa y suelo quemado, suelos descubierto y praderas y el resto de las coberturas clasificadas en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.	63

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla N° 1: Niveles de erosión en toneladas/ hectárea /año	16
Tabla N° 2: Estaciones meteorológicas (Factor R- RUSLE).....	75
Tabla N° 3: características de las imágenes Landsat empleadas para clasificación supervisada del análisis de cambio de cobertura de suelo	75
Tabla N° 4: Matrices de confusión para validación de coberturas de suelo clasificadas en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.	76
Tabla N° 5: Matrices de transición de cambio de cobertura de suelo entre los años 1986 a 2001, 2001 a 2016 y 2016 a 2020.	77

I. ANTECEDENTES

1.2. Introducción

Las relaciones entre la erosión y la cobertura del suelo han sido ampliamente abordadas por diversos autores (Morgan y Duzant, 1997; Shrestha, 1997; González et al., 2007; Quan et al., 2011; Sharma et al., 2011; Wijitkosum, 2012; Castro, 2018). En relación con la erosión, esta es sumamente compleja de analizar y ha sido estudiada mediante diversas metodologías y modelos desde la década de 1950 hasta hoy. Ejemplo de ello es el método USLE (Wischmeier y Smith, 1978). Con respecto a la cobertura de suelo, este corresponde a uno de los elementos, que a través del tiempo, mejor evidencia las transformaciones de la superficie terrestre por parte de la acción humana (Reyes et al., 2012,). En la mayoría de los países, el principal cambio de uso/cobertura de suelo, en una perspectiva extendida en el tiempo, es la conversión de superficie forestal a cobertura y uso agrícola (Barbier et al., 2010). Bajo este paradigma y en función de brindar cobertura a sus necesidades, el humano ha transformado directamente, alrededor de la mitad de la superficie terrestre (Hooke et al., 2012).

Por su significancia en la modificación de los ecosistemas terrestres, el cambio de cobertura de suelo, ha sido establecido como prioridad en la evaluación ecosistémica del milenio (ONU, 2008; Sotelo-Caro et al., 2015). En específico, uno de los objetivos propuestos apunta a profundizar en la comprensión de las causas directas y subyacentes que promueven los cambios de cobertura de suelo, haciendo énfasis en la evaluación de las tendencias actuales y futuras que gatillan las modificaciones en las diferentes coberturas (Sahagún-Sánchez y Reyes-Hernández, 2018).

Como consecuencia directa de las alteraciones derivadas del cambio de cobertura de suelo, se espera que durante el siglo XXI, la erosión aumente de forma considerable (Ozsahin et al., 2018), esto debido a que a nivel mundial, la creciente demanda de tierra para producir bienes y servicios representa la más importante interacción del sistema tierra/humano. Dicha interacción, está alterando la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, a la par que modifica la relación entre los ecosistemas y su interacción con el cambio climático (Vitousek et al., 1997).

De esta forma, el cambio climático derivado de las actividades antropogénicas, tales como el cambio de cobertura de suelo, además de procesos como el calentamiento global, podría ocasionar efectos directos e indirectos sobre los procesos de erosión a diversas escalas. Estos afectos a su vez (naturales y

antropogénicos) provocarían una intensificación de la erosión, generando con ello, degradación acelerada de los suelos (Ozsahin et al., 2018).

De forma más concreta, autores como Boardman et al., (2003), han enfatizado que entre los elementos claves en las perturbaciones del suelo y los procesos erosivos, se encuentran cambios en las coberturas de suelo, destacando el trinomio; Urbanización, agricultura y deforestación.

En Chile, autores como Lara et al., (1989); Echeverría et al., (2006); Pauchard et al., (2006); Altamirano et al., (2007); Aguayo et al., (2009), etc., o instituciones como la Corporación Nacional Forestal (CONAF) y la Comisión Nacional de Medio Ambiente (CONAMA), han dado cuenta de las transformaciones en materia de uso/cobertura de suelo, tanto a nivel local como regional, explorando las consecuencias ecológicas y sociales que evidencian importantes transformaciones a escala de paisaje para el Centro y Sur de Chile. Tales transformaciones iniciaron con la habilitación de terrenos para la agricultura, la cual comienza con el auge agrícola durante la fiebre del oro en California, USA y Australia, situación que intensificó la industria agrícola en Chile, “convirtiéndose en una actividad altamente rentable en dicho periodo” (Llorca-Jaña et al., 2017) y que posteriormente, cambia con el auge y expansión de las plantaciones forestales por medio del Decreto de ley N° 701, el cual se ve incentivado por un fuerte subsidio estatal (Aguayo et al., 2009).

Frente a estos procesos, se presenta la disponibilidad de modelos de simulación de cambio de cobertura de suelo, como un insumo que permite proveer el comportamiento de dichas modificaciones a escala de paisaje, a la par con la aplicación del modelo USLE desarrollado por Wischmeier y Smith (1978) y su versión modificada RUSLE, para calcular erosión hídrica laminar y de arroyos a escala de cuenca, incorporando a su vez los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y Percepción Remota, los cuales representan una importante oportunidad para anticipar, prevenir y mitigar dinámicas insostenibles en los actuales procesos de cambio sobre el territorio (Henríquez y Azócar, 2007).

De esta forma, la presente investigación, apunta a evaluar bajo la metodología propuesta por Ozsahin et al., (2018), la dinámica espacio/temporal de los procesos de cambio de cobertura de suelo y su relación con los procesos de erosión hídricos para la cuenca del estero Coyanco, con el objetivo de analizar aquellos procesos relacionados a las métricas del paisaje, estableciendo como unidad de estudio, la cuenca hidrográfica.

1.2. Motivación y relevancia del tema.

La motivación por realizar esta investigación nace del interés personal y profesional por desentrañar los diferentes procesos ocurridos en la cuenca del estero Coyanco. Las métricas multitemporales y los cambios desencadenados por la acción antropogénica sobre un territorio, donde los cambios de cobertura de suelo, la degradación del paisaje y los relictos de un ambiente que un día estuvo en equilibrio, han dejado interrogantes que, a juicio personal y/o interés, ameritan ser investigados.

La pertenencia para con la zona Centro y Sur de Chile, y el amor por la ciencia, han generado un interés, que, en instancias de comenzar esta investigación, ya visualizan el camino a seguir y los pasos posteriores al término de ésta.

Respecto a la relevancia del tema y su pertinencia en las ciencias geográficas, la presente investigación posee los cuatro fundamentos de la geografía: -Causalidad-; Por integrar factores gatillantes y desencadenantes, -Extensión-Localización-; Por estar en un espacio claramente definido (Cuenca del estero Coyanco, región del Ñuble), -Comparación-; Por la sincronidad del estudio, en comparación a los trabajos realizados por autores como Lara et al., (1989); Echeverría et al., (2006); Pauchard et al., (2006); Aguayo et al., (2009); Altamirano et al., (2007), etc, además de instituciones como la Corporación Nacional Forestal (CONAF), Comisión Nacional de Medio Ambiente (CONAMA) y el Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN), y -Correlación- por analizar los efectos del cambio de cobertura de suelo en los procesos de erosión hídricos, investigando la correlación entre ambos.

Además de poseer los cuatro fundamentos de la Geografía, se integran elementos espaciales pertinentes con la disciplina, tales como; Historia y origen de procesos, naturaleza social del espacio y planificación espacial/territorial, abordando las métricas del paisaje en un caso de estudio del secano interior en las regiones del Biobío y Ñuble.

II. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La magnitud, extensión y velocidad de las alteraciones antropogénicas sobre la superficie de la tierra, no tienen precedentes en la historia de la humanidad (Steffen y IGBP, 1997). Ya en el siglo XVIII, el conde Leclerc en su libro "Histoire Naturelle, générale et particulière", menciona que la humanidad ha dejado "Huella sobre toda la faz de la tierra" (Leclerc, 1778).

A escala global, se estima que alrededor de 70 millones de km² o bien, más del 50% de la superficie terrestre libre de hielo, ha sido directamente modificada por la acción humana (Hooke et al., 2012), calculando que entre los años 1700 y 1992, 1.621 millones de hectáreas fueron habilitadas para la agricultura. De ellas, 885 millones correspondían a bosques vírgenes, 565 millones a sabana, praderas y estepas, 150 millones a matorrales y 21 millones a tundras y desiertos (Ramankutty y Foley, 1999). En términos de cambio global, Hooke et al., (2012) describe alteraciones en la atmósfera, los océanos y el clima terrestre, pero además, agrega cambios menores y locales, que por su masividad y colectividad simbiótica, serian de importancia global.

A nivel de biodiversidad, Ruiz et al., (2014) menciona que las modificaciones humanas son las más determinantes en la fragmentación de los ecosistemas, acelerando la pérdida de hábitat y la reducción de la diversidad biológica, donde la fragmentación genera cambios en los procesos ecológicos, como el llamado efecto "borde" generado en zonas de transición entre dos hábitats naturales significativamente distintos (Granados, 2014), además de procesos como la degradación intensificada de los suelos (Murcia, 1995).

Respecto de la degradación de los suelos, autores como Ozsahin et al., (2018) reconocen la relación existente entre la erosión y los cambios de cobertura de suelo, donde la intensidad de la erosión tiene una fuerte correlación con el uso de la tierra, incluso más fuerte que la relación entre la erosión y la variabilidad de las precipitaciones o la pendiente (Castro, 2018). En esta línea, uno de los grandes efectos del cambio de cobertura del suelo, tiene relación con la deforestación resultante de la intervención de los bosques, generando finalmente un ambiente antropizado, producto de la transformación de la cobertura del terreno y la intensificación del uso de éste, generando como consecuencia degradación en los suelos (Alves, 2002; Lambin et al., 2003; Echeverria et al., 2007).

En líneas paralelas, autores como Iroumé y Palacios, (2013), observan una relación entre el proceso de reemplazo de bosque nativo, el aumento de plantaciones forestales y la disminución de la escorrentía aguas

debajo de la zona en que ocurre el reemplazo de bosque nativo, lo que según Altamirano et al., (2007), sería parte de un desacoplamiento espacial entre la sociedad y los ecosistemas.

A nivel nacional, la erosión constituye uno de los problemas ambientales más significativos (Araneda et al., 1999; Bonilla et al., 2010), especialmente porque el recurso suelo, resulta ser no renovable a escala humana y es altamente vulnerable a actuaciones antrópogenicas y condiciones de variabilidad climática y cambio climático global (Yoma, 2003; (CIREN, 2010_a).

Actualmente, Chile posee una superficie de 36,5 millones de hectáreas con algún grado de erosión (48,7% del territorio nacional), de los cuales 18,1 millones de hectáreas se encuentran en las categorías de erosión severa o muy severa. Para la región del Biobío, se calcula que 1,8 millones de hectáreas, se encuentran con algún grado de erosión (31,9% de la región), de los cuales el 21,3% se encontraría en niveles de erosión moderada a muy severa (CIREN, 2010_b) .

Por otra parte, respecto de la erosión potencial, 2,5 millones de hectáreas (71,4% de la región) presentan un riesgo de erosión entre moderado y muy severo, con una fuerte predominancia del potencial erosivo “Muy severo” (38,1% de la región), ubicándose esta clase mayormente en el secano interior de la cordillera de la Costa (CIREN, 2010_b).

La cuenca del estero Coyanco por su parte, no se encuentra ajena a la problemática descrita, pues se ubica entre dos regiones con importantes problemas de erosión, situación respaldada por autores como Francke, 2002; Bonilla et al., 2010 y el Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN, 2010), que además de reconocer la erosión en ambas regiones, agregan un componente especial que posee la cuenca, el cual correspondería a encontrarse en una zona de secano interior a sotavento, situación que agravaría los procesos erosivos. Por otra parte, y en relación con el cambio de cobertura de suelo en la cuenca, autores como Lara et al., 1989; Echeverría et al., 2006; Pauchard et al., 2006; Altamirano et al., 2007; Aguayo et al., 2009, o instituciones como CONAF y CONAMA, confirman la presencia de importantes transformaciones en las coberturas de suelo para la zona Centro y Sur de Chile. Tales condiciones, justifican la necesidad de analizar las relaciones existentes entre el comportamiento multitemporal de los cambios de cobertura de suelo, y los procesos de erosión hídricos para la cuenca del estero Coyanco, Chile.

III. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

Analizar los efectos del cambio de cobertura de suelo en los procesos de erosión hídricos para la cuenca del estero Coyanco, Chile, entre los años 1986-2020

3.2 Objetivos específicos

A) Determinar los patrones y procesos de cambio de cobertura de suelo y sus tasas de cambio en los años evaluados, a través de la aplicación de matrices de transición.

B) Determinar el potencial erosivo por cobertura de suelo en Ton/ha/año, en los años evaluados según categorías propuestas por CIREN (2010_a).



IV. MARCO TEÓRICO

4.1 Cambio de uso/cobertura de suelo

El concepto de -cambio de uso del suelo- “land use change”, es uno de los más ampliamente recurrentes en la literatura científica (Gavier, 2007), siendo posible definir sus inicios con la aparición de la fotografía aérea, momento en que se acuña el término -cubierta o cobertura- y se formula la dupla, cambio de uso/cubertura de suelo -CCUS- del inglés “Land use/cover change” -LUC- (Velázquez et al., 2007)., término que en la dirección contraria, ha sido tipificada como un proceso responsable de la pérdida de integridad funcional de los ecosistemas (Vitousek et al., 1997), proceso ciertamente, mucho más complejo y dinámico.

Velázquez et al., (2007), separa el concepto de cambio de uso de suelo, desde su aplicación en las ciencias sociales y naturales. En ciencias sociales (geografía humana, antropología, economía agrícola, etc.), el concepto sería entendido como un conjunto de acciones humanas que denotan manejo (Meyer y Turner, 1994), haciendo estrecha relación con la “tierra”, entendida como un capital o patrimonio (Gavier, 2007). En esta línea, el concepto de cambio de uso de suelo, sería una medida de la pérdida del balance existente entre intereses sociales para implementar una acción de manejo consensuada (Young et al., 2006).

Por otra parte, en ciencias naturales, en términos de ecología, abundan conceptos como; matriz, parche y corredor, términos originalmente propuestos por Forman y Godron, (1986). Además de conceptos como; heterogeneidad, conectividad, jerarquía, dinámica de bordes, además de los agregados por otras disciplinas como; territorio, paisaje, o uso del suelo (Velázquez et al., 2007).

Al analizar el proceso de cambio de uso de suelo y sus motores generadores, Lambin y Meyfroidt, (2010) exponen que, éste no es lineal y que estaría asociado con otros cambios en el sistema social y biofísico, donde las sociedades humanas coevolucionan constantemente con su entorno, a través del cambio, la inestabilidad y la adaptación mutua (Lambin y Meyfroidt, 2010).

DeFries et al., (2004), ratifican lo importante que resulta comprender que todo el sistema sobre el uso del suelo, forman parte de procesos lentos y graduales de cambios de escala global, los cuales pueden ser explicado en parte, por dos fenómenos impulsores principales. El primero llamado retroalimentación

socioecológica, relacionado a malas prácticas del pasado, que generaron una degradación severa de los servicios ecosistémicos, los cuales operan de dos formas diferenciadas; la primera en gran medida a través de personas que realizan prácticas no sostenibles en el territorio, y la segunda, por medio de actividades que requieren de gran inversión “políticas de estado”, mientras que el segundo proceso, llamado cambio socioeconómico, se relacionaría con “cambios exógenos” impulsados por procesos como la globalización, el desarrollo económico o la urbanización (Lambin & Meyfroidt, 2010).

4.1.2. Uso o cobertura de suelo

De manera más consensuada, el término “Suelo”, suele utilizarse como traducción de “land” de origen anglosajón (lawn), el que actualmente posee múltiples connotaciones (Gavier, 2007). En este sentido, el término “Land” incluye a su vez, la connotación de uso como; levantamiento de suelos “land survey”, capacidad de uso “land capability”, uso de suelos “y land use”, escenarios de uso de suelos “land modeling”, etc (Anderson et al., 1976).

No obstante, al momento de planear una definición universalmente válida, (Velázquez et al., 2007), plantea que, dicha definición no existe, pero que con base en la génesis del término “Uso de suelo”, puede ser entendido como la “expresión cultural de las prácticas de apropiación del territorio”, mientras que Cambio de uso de suelo, puede ser entendido como, la “dinámica de las prácticas de apropiación del territorio”, generando en muchos casos, la utilización conjunta del binomio cambio de -Uso/cobertura-de suelo.

4.2 Erosión

La erosión de la superficie terrestre corresponde a un proceso geomorfológico dinámico y gradual que, junto a otros procesos denudativos permanentes en el relieve (meteorización y remoción en masa), altera la condición de equilibrio estático en la superficie terrestre (CIREN, 2010a).

De esta forma, la erosión del suelo corresponde a un fenómeno natural que consiste en la pérdida gradual de los materiales que constituyen el suelo, el cual es originado por el arrastre de las partículas tras ser disgregadas y arrancadas de los agregados y terrones expuestos en la superficie (Paz-González & Vidal, 2017). Estos procesos se caracterizan por ser relativamente lentos e intermitentes, aunque recurrentes a lo largo del tiempo, siendo considerados como progresivos e irreversibles ya que, por una parte, la masa de suelo perdida suele ser irrecuperable y, por otra, el tiempo requerido para que se forme de nuevo el

suelo es extremadamente largo (Morgan, 1997), por esto, la erosión comúnmente suele ser estudiada en diferentes niveles y categorías, según el grado de incidencia de ésta en un determinado territorio.

En esta línea, la FAO (1994), modificado por CIREN (2010), clasifica la erosión en 5 niveles (Ver Tabla N° 1) que a su vez hacen referencia a la erosión acelerada como aquella que adquiere una connotación negativa, y se enmarca como una de las causas principales de la degradación del suelo, el que es definido por la FAO (1979), como aquel proceso que disminuye la capacidad real y/o potencial para producir bienes o prestar servicios. Autores como Bienes-Allas (2006) clasifican la erosión en tres clases (Figura N° 1) que van desde La Clase I (suelos muy sensibles a la erosión), incluyendo aquellos suelos que no disponen de más de 50 cm útiles de suelo, la Clase II (suelos moderadamente sensibles a la erosión), que abarcan a los que presentan una profundidad útil de suelo entre 51 cm y 100 cm y la Clase III (suelos tolerantes a la erosión) para aquellos de más de 100 cm de suelo útil.

Tabla N° 1: Niveles de erosión en toneladas/ hectárea /año

Clasificación (CIREN, 2010a)			Clasificación (Bienes-Allas, 2006)				
Grados de erosión		Pérdida de suelo (Ton/Ha/Año).	Clase	Grados de erosión	(Ton/Ha/Año).	mm/año	
Nula	0		Clase I	1. Nula o ligera	< 5	< 0,3	
				2. Moderada	5 - 8	0,3 - 0,5	
				3. Grave	8 - 12	0,5 - 0,75	
				4. Muy grave	> 12	> 0,75	
Ligera	0-10		Clase II	1. Nula o ligera	< 8	< 0,5	
Moderada	10-50			2. Moderada	8 - 12	0,5 - 0,75	
				3. Grave	12 - 18	0,75 - 1,13	
				4. Muy grave	> 18	> 1,13	
Severa	50-200		Clase III	1. Nula o ligera	< 12	< 0,75	
Muy Severa	>200			2. Moderada	12 - 18	0,75 - 1,13	
				3. Grave	18 - 27	1,13 - 1,7	
				4. Muy grave	> 27	> 1,7	

Fuente. Izquierda: FAO (1994) modificado por CIREN (2010), Derecha: (Bienes-Allas, 2006)

En términos generales, la degradación provoca alteraciones en el nivel de fertilidad del suelo y consecuentemente en su capacidad de sostener una agricultura productiva (FAO, 1996).

En relación con elementos incidentes en la erosión, exceptuando los procesos antropogénicos de erosión, transporte y sedimentación, dos son los vectores capaces de provocar el transporte de partículas: el agua y el viento. De aquí que la primera subdivisión clásica que se realiza al hablar de la erosión sea en función de estos vectores, por lo que se habla de erosión eólica y de erosión hídrica (Bienes-Allas, 2006).

Los efectos hídricos en la erosión, están estrechamente relacionados con las rutas que sigue el agua en su paso a través de la cobertura vegetal y en su movimiento por la superficie del suelo -Esguerrimiento superficial- (Pizarro et al., 2009). Este proceso, la “erosión hídrica” comienza con la desagregación de partículas por acción del agua (desagregación hídrica), culminando con el depósito de materiales transportados por la corriente hacia zonas de sedimentación. De forma concreta, el desprendimiento de una partícula se produce cuando las fuerzas ejercidas por el flujo son superiores a las fuerzas que mantienen la partícula unida al resto de la masa, es decir, se sobrepasa un esfuerzo crítico de corte, o bien, la fuerza por unidad de área requerida para vencer la resistencia de los agregados es superior. Como consecuencia, la desagregación se produce en la fase inicial por efecto de la salpicadura, generando en el suelo un sello superficial que disminuye radicalmente la capacidad de infiltración (Yapur, 2010).

Una vez que la precipitación supera a la tasa de infiltración del suelo, se produce la retención y detención superficial y posteriormente, el esguerrimiento superficial del agua que no infiltra. La escurrentía superficial se convierte por tanto, en un agente de transporte, cuya capacidad será proporcional al caudal y a la velocidad del flujo (Cisneros et al., 2012). Superado este umbral de transporte, se produce la sedimentación y depósito de partículas.

4.2.1 Tipos de erosión hídrica

A escala de paisaje, las manifestaciones más comunes de la erosión hídrica, derivan en los siguientes tipos de erosión (Escobar, 2019); Erosión por salpicadura, erosión laminar, erosión por surcos, erosión en cárcava y la erosión en bancos aluviales (Figura N° 2), además de procesos dinámicos y complejos como la erosión por flujo subsuperficial o túnel y la erosión por remoción o movimientos en masa, los cuales se describen a continuación:

Erosión por salpicadura (rainplash/splash erosion): Ocurre como consecuencia directa del impacto de las gotas de agua sobre el terreno, generando pequeños cráteres de impacto y la liberación de partículas desplazadas por hasta 150 cm (Bienes-Allas, 2006).

Erosión laminar (interrill erosion, sheet erosion): También conocida como erosión entre regueros, que consiste en la remoción de delgadas capas de suelo por efecto del agua que discurre por terrenos uniformes y con poca pendiente (Escobar, 2019). A su vez, el agua que circula a lo largo de una pendiente

erosiona el suelo en sucesivas capas. No obstante, el flujo se comportaría a modo de oleadas o como flujo subdividido y detenido por pequeños obstáculos, cambiando constantemente de dirección y actuando de manera diferencial (Bienes-Allas, 2006).

Erosión por surcos (rill erosion): Este fenómeno se produce cuando ocurre un incremento en el caudal, la altura y velocidad del agua, mutando de un flujo laminar a un flujo concentrado y definido por la microtopografía del suelo (Bienes-Allas, 2006; Valdez, 2014). Esta forma de erosión ocurriría con la pérdida de suelo por agua de lluvia, cuando ésta se ha concentrado en pequeñas depresiones naturales, y empieza a desplazarse ladera abajo, arrastrando el suelo y formando zanjas con profundidades de hasta 50 centímetros (Valdez, 2014).

Erosión en cárcava (gully erosion): De forme errónea, se suele considerar a las cárcavas como la evolución natural de la erosión por surcos, sin embargo, es un proceso más complejo (Escobar, 2019). Para Morgan (1997), este tipo de erosión inicia con pequeñas depresiones en laderas, como resultado del debilitamiento localizado; en este punto se genera un salto hidráulico que puede ocasionar un quiebre de pendiente y que produce una cabecera de corte o abarrancamiento que avanza en dirección contraria al escurrimiento (Cisneros et al., 2012).

Esta forma de erosión suele ubicarse en las cabeceras de la depresión, formando escarpes (abrasión de la base del escarpe), casi verticales en los que se produce flujo supercrítico, originando una profundización del cauce y un socavamiento del muro de la cabecera (Escobar, 2019).

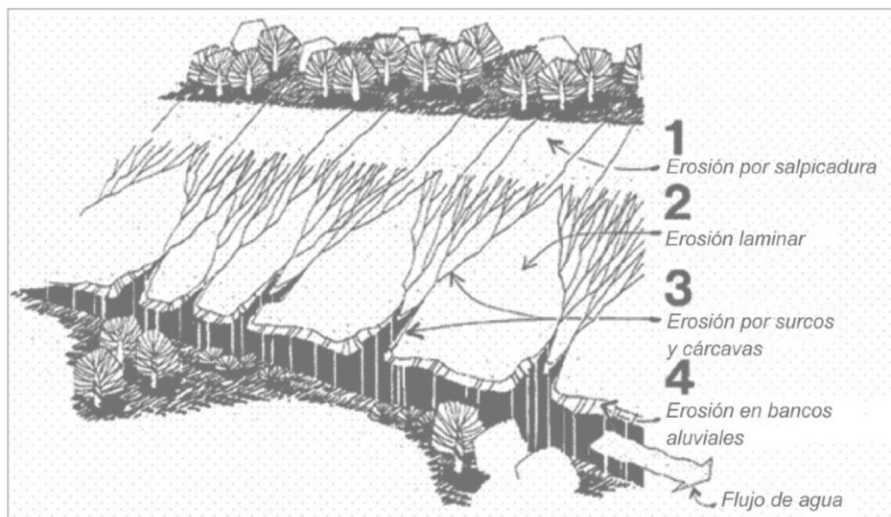
Erosión en bancos aluviales (streambank erosion): También conocida como erosión de cursos permanentes, es producida por procesos erosivos que son generados en los lechos de barrancos o cárcavas (Pizarro et al., 2009). Este tipo de erosión, subdivide además la erosión en los márgenes, producida por acción erosiva de la corriente, que desestabiliza la base y produce el desmoronamiento del resto de la margen y la erosión de fondos de ríos, producida por la pérdida del material de lecho a causa de los caudales erogados a la carga de sedimentos y al tipo de material de fondo (Bienes-Allas, 2006) citado en (Cisneros et al., 2012).

Erosión por flujo subsuperficial o túnel (Piping erosion): También denominada sufusión, erosión subsuperficial, en túnel o “piping”. Corresponde a un tipo diferente de erosión que puede ocurrir bajo la superficie del terreno si hay cavidades, grietas en las rocas o el suelo, o bien otras aperturas

suficientemente grandes por las que el agua se infiltra y circula (Bienes-Allas, 2006). A su vez, este tipo de erosión puede ser originada por macrofauna que forman una serie de galerías que originan el proceso.

Erosión por remoción o movimientos en masa (mass movement): Fenómeno que implica el desplazamiento de grandes volúmenes de material en condiciones especiales de humedad, pendiente y tipo de suelo que, en ciertas ocasiones da lugar a eventos catastróficos (Cisneros et al., 2012). Este tipo de erosión puede ser subdividido en ***Caídas*** (de montaña/acantilado y vuelco/volcamiento), ***Deslizamientos*** (rotacionales y traslacionales), ***Desplazamientos y hundimientos*** (Laterales), ***Flujos*** (escombros, lahares, avalanchas, flujo de tierra y de permafrost), y remociones en masa del ***tipo complejo***, que implican el desencadenamiento de más de un tipo de remoción a la vez (Sassa et al., 2018).

Figura N°2: Tipos de erosión por acción hídrica



Fuente: USDA (2002) en (Pizarro et al., 2009)

4.2.2 Factores incidentes en la erosión hídrica

En la literatura existen nutridos y acabados estudios que enumeran los diferentes factores que inciden en la erosión hídrica. Entre los principales parámetros naturales que inciden en la magnitud del fenómeno, se encuentra: ***El Clima***: (erosión por flujo laminar y en surcos), estrechamente relacionado con la lluvia resultante de su poder de desprendimiento por el impacto de las gotas al impactar el suelo y la contribución de la lluvia a la escorrentía (Escobar, 2019; Morgan, 1997). ***La característica de los suelos***: variando según la textura del este, la estabilidad de los agregados, la resistencia al esfuerzo

cortante, la capacidad de infiltración y los contenidos minerales y orgánicos (Morgan, 1997). ***La Topografía***. Donde la pérdida de suelo por erosión hídrica crecen al aumentar la inclinación y la longitud de la pendiente, como consecuencia del incremento de la velocidad y volumen de la escorrentía superficial (Bascuñán, 2010), y finalmente, ***La Vegetación***. Que actúa como una capa protectora o amortiguadora entre la atmósfera y el suelo (Incluye componente subterráneo). Los componentes aéreos, como hojas y tallos, absorben parte de la energía de las gotas de lluvia, del agua en movimiento y del viento, de modo que su efecto es menor que si actuaran directamente sobre el suelo expuesto (Morgan, 1997) citado en (Escobar, 2019).

4.2.3 Erosión Antrópica y cambio de cobertura de suelo

Si bien el proceso de erosión hídrica, depende de características climáticas, de la naturaleza del suelo, el material litológico, la topografía y la vegetación “erosión geológica o natural” (Bienes-Allas, 2006). No obstante, en muchas ocasiones, el equilibrio de los diferentes procesos erosivos, es transgredido por una erosión más bien acelerada, generalmente debido a la acción humana que en algunos casos provoca la desaparición del suelo. Este tipo de erosión denominado “Erosión antrópica o acelerada” se debe en gran medida a la tala de bosques, los cultivos, el abandono de tierras, las técnicas de cultivo inadecuadas, etc., relacionadas todas estas, con el cambio de ***cobertura de suelo*** (Bienes-Allas, 2006; Escobar, 2019).

Tales procesos originados por la acción humana, pueden llegar a generar la degradación de los suelos, entendida esta, como la disminución de la capacidad actual y/o futura del suelo para sostener la vida humana (Lynden & Oldeman, 1997), por consiguiente., El suelo en estado natural está en un equilibrio dinámico con su medio ambiente, interactuando fuertemente con la biósfera, y conteniendo gran cantidad de macro y microfauna (Espinosa et al., 2011; Reyes et al., 2012).

V. METODOLOGIA

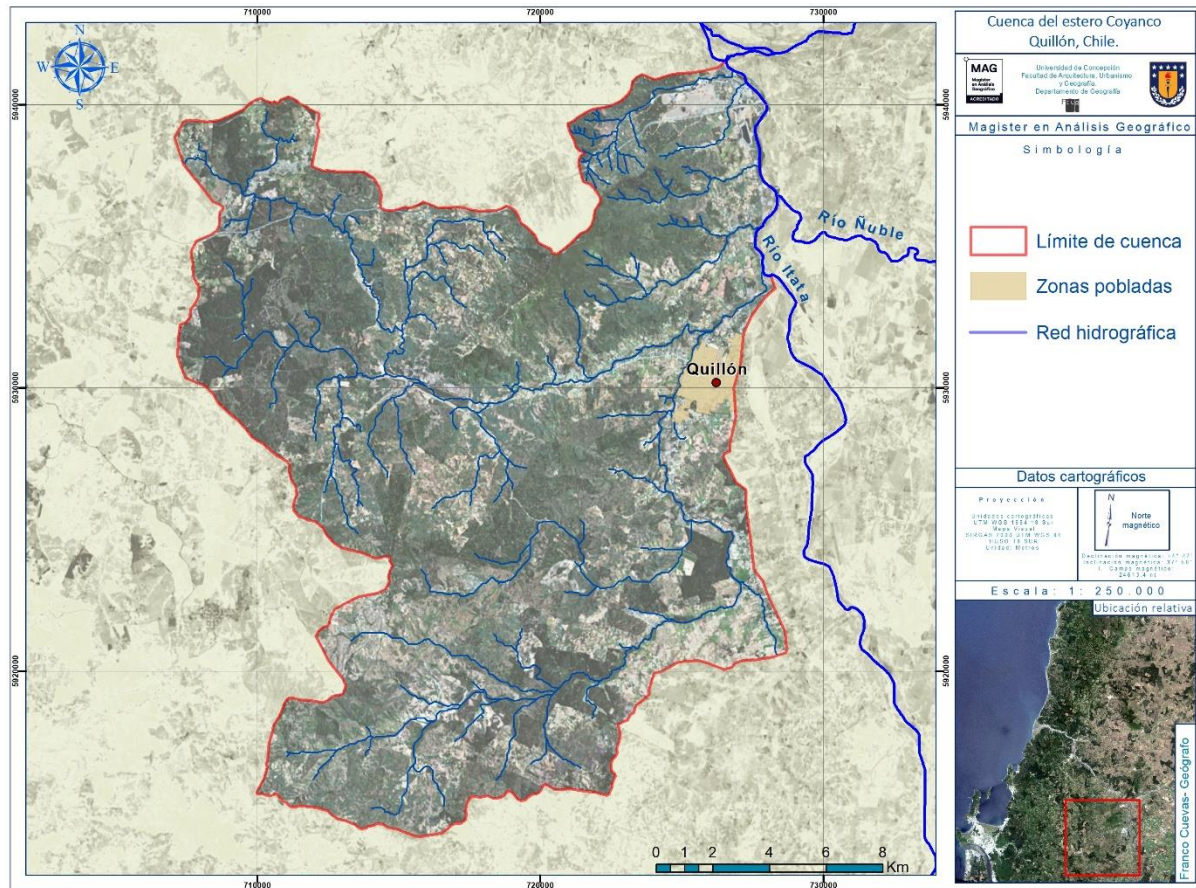
5.1 Área de estudio

El área de estudio corresponde a la cuenca del río Coyanco, que se extiende entre los 36°38' - 36°52' S y los 72°27' - 72°38' W; entre las regiones del Ñuble (70%) y Biobío (30%), Chile. (Figura N° 2), y posee una superficie de 39.308 hectáreas. Administrativamente se encuentra inserta entre las comunas de Quillón con 225,5 km² (57,4%), Florida con 119,3 km² (30,3%), Ránquil con 48,4 km² (12,3%), que en su conjunto suman 16.967 habitantes, de los cuales el 56% (9.522) habitan la zona urbana de Quillón y el 44% (7.775) habitan las diversas zonas rurales de la cuenca.

Según Sarricolea et al., (2017), la cuenca presenta un clima CsB correspondiente al clima de tipo mediterráneo con veranos secos, con influencias isotérmicas (CsB') gatilladas por la presencia de elevaciones (Cerro Cayumanque), lo que clasifica a la cuenca del estero Coyanco, como una cuenca de secano interior a sotavento de la Cordillera de la Costa, con precipitaciones anuales del orden de los 1.000 mm, y precipitaciones máximas diarias del orden de los 120 mm, con temperaturas medias anuales del orden de los 14 C° (Inzunza, 2010).

Geológicamente, la cuenca se compone de rocas "Q1" (Pleistoceno-Holoceno), formado por depósitos aluviales, coluviales y de remoción en masa, con presencia de abanicos mixtos de depósitos aluviales y fluvioglaciales, con intercalación de depósitos volcanoclásticos, "Qf" (Pleistoceno-Holoceno), con depósitos fluviales compuestos por gravas, arenas y limos del curso actual de los ríos y esteros mayores, "CPg" (Carbonífero-Pérmico), formado por Granitos, granodioritas, tonalitas y dioritas, de hornblenda y biotita, localmente de muscovita, "Kia" (Cretácico Inferior alto-Cretácico Superior bajo), formado por Dioritas y monzodioritas de piroxeno y hornblenda, granodioritas, monzogranitos de hornblenda y biotita, y algunas formaciones de "Q3av" con Depósitos de avalancha volcánica, asociados a colapso parcial de edificios volcánicos (Sernageomin, 2003).

Figura N° 3: Área de estudio, cuenca del Estero Coyanco



Fuente. Elaboración propia

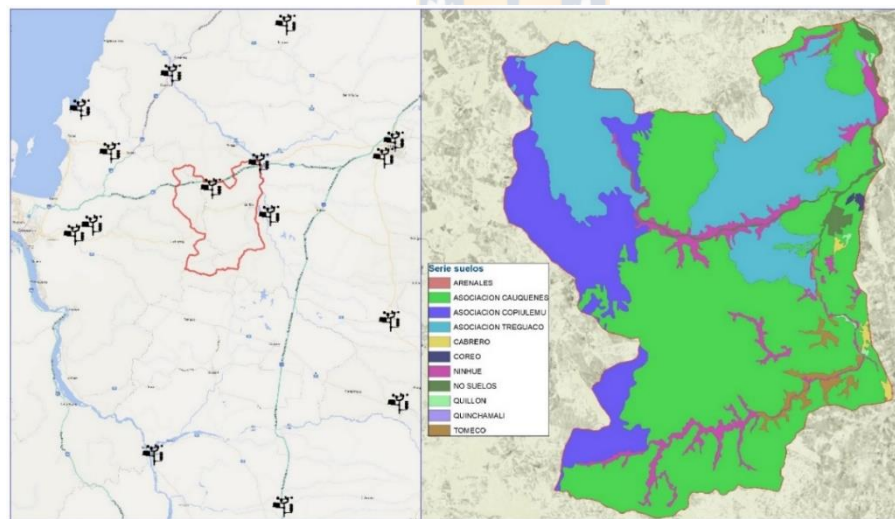
5.2 Fuentes de información

Para calcular el cambio de cobertura de suelo (Factor C en el método RUSLE; cobertura vegetal), se utilizaron imágenes Landsat TM con la combinación de bandas Rojo, infrarrojo y azul en los años 1986, 2001, 2016 y 2020 (Tabla N° 3 ANEXO). Además de un modelo de elevación digital (DEM) con resolución espacial de 30 m (Shuttle Radar Topography Mission SRTM, ASTER GDEM). Las imágenes fueron descargadas desde la plataforma de información satelital de Science for a Changing world del USGS. Para efectos de subsanar nubosidad, se consideró condición de verano con cobertura total de la cuenca.

Respecto al modelo RUSLE, este utilizó para calcular los factores R (Erosividad de la lluvia), series medias mensuales de los últimos 30 años, obtenidos desde el observatorio hidrometeorológico de la dirección general de agua DGA (Figura N° 3), perteneciente al ministerio de obras públicas (Tabla N° 2 ANEXO).

Respecto a los factores topográficos L y S (longitud e inclinación de pendiente respectivamente), estos fueron extraídos desde la imagen ASTER GDEM (misma utilizada en le procesos de cobertura de suelo). Finalmente, los datos de suelo, correspondientes al factor K (erodabilidad del suelo), fueron extraídos desde del estudio agrológico de la región del Biobío, escala 1:10.000. Descripción de suelos materiales y símbolos del año 2014 (Figura N° 3). A su vez, las coberturas edafológicas de suelo fueron afinadas mediante la toma de muestras en terreno y posterior cálculo de componentes edafológicos y materia orgánica.

Figura N°4: A; Ubicación de estaciones hidrometeorológicas, B; Serie de suelos



Fuente. A; Dirección general de aguas DGA, B; Estudio agrológico de la región del Biobío (2014)

5.3 Técnicas

El presente estudio se desarrolló bajo la metodología modificada de Ozsahin et al., (2018), integrando el cambio de cobertura de suelo según la metodología propuesta por León-Muñoz et al. (2017) y la ecuación universal de pérdida de suelo RUSLE. Los procedimientos detallados se muestran a continuación:

5.3.1 Cambio de cobertura de suelo (RUSLE- Factor C).

Para la determinación de los cambios de cobertura de suelo, se utilizó la metodología propuesta por León-Muñoz et al., (2017), utilizando los softwares ArcGIS 10.5, Envi 5.3 e IDRISI Selva (Figura N° 4). Las imágenes satelitales utilizadas fueron: Landsat 5 para el año 1986, Landsat 7 para el año 2001 y Landsat 8 para los años 2016 y 2020, generando intervalos de 15 años entre los años 1986 a 2001 y 2001 a 2016, y 4 años para para el periodo 2016 a 2020.

La selección de dichos intervalos de tiempo se relaciona con los trabajos realizados por autores como Aguayo et al., (2009) y León-Muñoz et al., (2017), quienes analizan los cambios de cobertura de suelo para la zona Centro y Sur de Chile, además de autores como Campos, 2019; Cuevas e Inaipil, 2020 y Valdebenito, 2020, que analizan los procesos de cambio de cobertura de suelo y erosión para las cuencas del río Claro y Andalien (Cuencas limítrofes a la cuenca del estero Coyanco) en años equivalentes, situación que permitió comparar los cambios ocurridos en la cuenca del estero Coyanco, con los cambios en sus límites próximos.

De las imágenes seleccionadas, las bandas utilizadas fueron rojo, infrarrojo y azul, corregidas de forma radiométrica y atmosférica (radiancia y reflectancia), para luego aplicar corrección topográfica bajo la metodología propuesta por Füreder (2010), la cual se basa en el análisis de cambio de cobertura de suelo, en función de la corrección de Minnaert que utilizo el software ENVI 5,3. La ecuación de Minnaert se muestra a continuación:

$$L_h = L_t * \left(\frac{\cos Z}{\cos i} \right)^k$$

Donde; L_h = Corresponde a la reflectancia de la superficie horizontal, L_t = Reflectancia de la superficie inclinada, Z = al Angulo solar cenital, i = al Angulo de incidencia local del sol, finalmente la contante de Minnaert corresponde al valor de 0,5.

Una vez corregidas las imágenes, se obtuvieron las coberturas de suelo (Clasificación supervisada) para cada año, según las categorías de cobertura de suelo propuesta por CONAF et al. (1999), en el Mapa de recursos de vegetacionales de Chile.

Para evaluar la fiabilidad de las clasificaciones realizadas, fueron construidas matrices de la validación (matrices de confusión) a partir de puntos obtenidos de fuentes oficiales. Las clasificaciones fueron validadas obteniendo una confianza del 85% en el año 1986 (Kappa 0.83), 88% en el año 2001 (Kappa 0.86), 94% en el año 2016 (Kappa 0.94) y 96% en 2020 (Kappa 0.95), las tablas de validación se muestran en el Anexo N° 3.

Para observar los cambios de coberturas de suelo (LUC), se utilizó el software IDRISI Selva, con la aplicación -Land Change Modeler- propuesto por Eatsman (2006), con el cual se analizaron los principales cambios de coberturas de suelo para los diferentes años, generando un mapa de procesos predominantes de cambio según el modelo propuesto por FAO (2002), citado en Echeverria et al. (2006) el cual considera además la tasa de cambio según la fórmula expuesta a continuación:

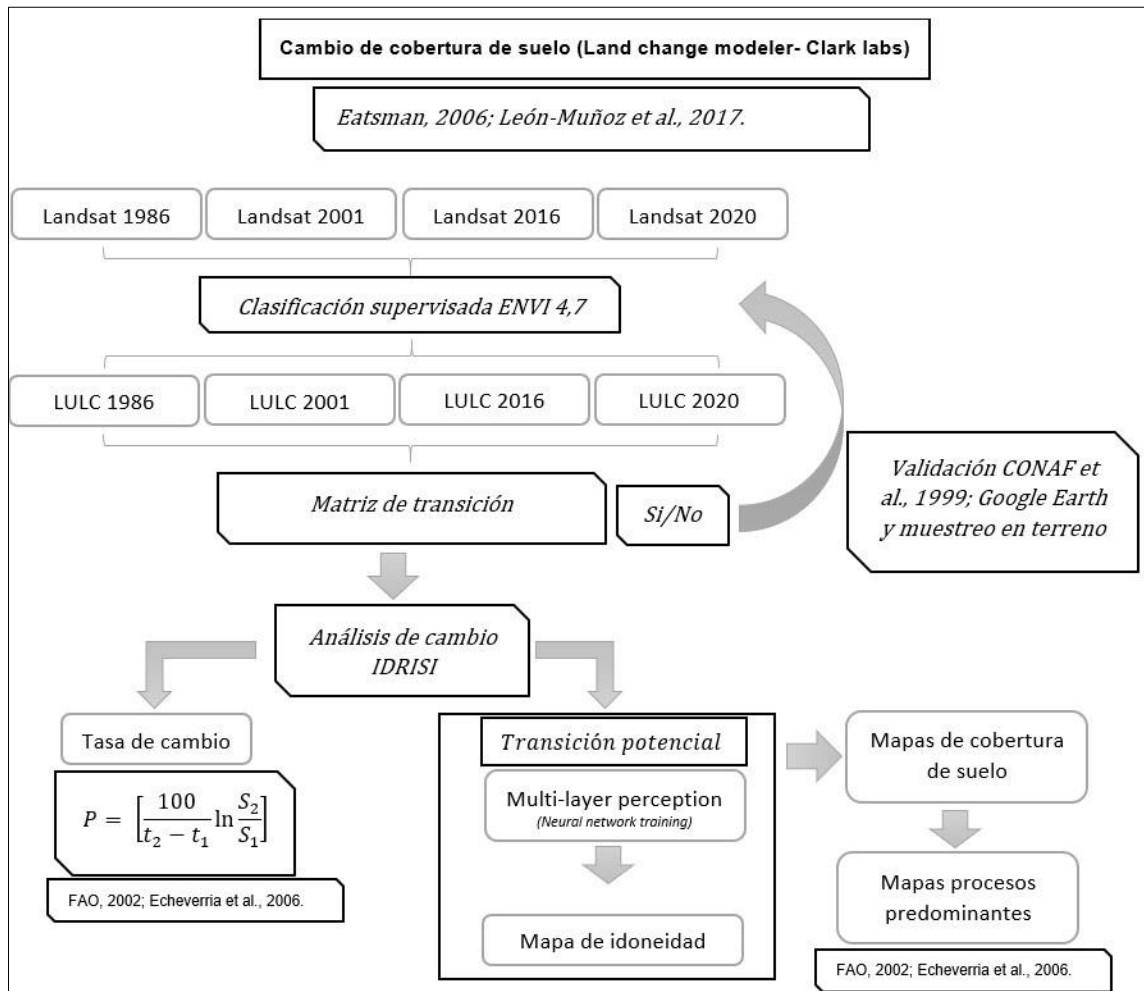
$$P = \left[\frac{100}{t_2 - t_1} \ln \frac{S_2}{S_1} \right]$$

Donde; S_1 y S_2 = corresponden a la superficie en el tiempo t_1 y t_2 , respectivamente, y P = al porcentaje (%) de cambio de cobertura de suelo por año.

Posteriormente, se cuantificó el porcentaje de cambio de cobertura de suelo, usando una matriz de transición que consiste en una tabla simétrica de doble entrada en cuyos ejes se presentan las coberturas del suelo y en cada celda la superficie de las áreas que experimentaron cambios (Anexo N° 4). Las celdas situadas en la diagonal de la matriz contienen la superficie de aquellas áreas que no experimentaron cambios durante el período (Aguayo et al. 2009), siendo la matriz de transición construida mediante álgebra de mapas en el software ArcGIS 10,5.

Las imágenes resultantes de cobertura de suelo para los años descritos, fueron integrados como el factor C en el método RUSLE, bajo los parámetros establecidos por (Ozsahin et al., 2018) y los coeficientes establecidos por Bravo (2012).

Figura 5: Proceso metodológico para determinar el cambio de cobertura de suelo (Factor C en el método RUSLE)



Fuente. Eatsman, 2006; León-Muñoz et al., 2017

5.3.2 Ecuación universal de pérdida de suelo RUSLE Método RUSLE

Para determinar la erosión hídrica en la cuenca del estero Coyanco, se utilizó la ecuación universal de pérdida de suelo USLE (Wischmeier & Smith, 1978), en su versión mejorada RUSLE (Renard et al., 1997), la cual integra los principales factores involucrados en la pérdida de suelo, agregando las modificaciones propuestas por Ozsahin et al., (2018), quienes agregan mejoras en concordancia con los

insumos disponibles para diferentes regiones, como por ejemplo, la clasificación supervisada de imágenes de satélite (cambio de cobertura de suelo), como factor C en el método RUSLE.

De forma concreta, la ecuación universal de pérdida de suelo permite estimar las toneladas de pérdida anual de suelo por hectárea, mediante la siguiente ecuación:

$$A = R * K * L * S * C * P$$

Donde; A=corresponde a la pérdida anual (expresado en unidades escogidas para K, y periodo abarcado en R, ton -ha-1- año-1), R= a la erosividad de la lluvia, en MJ-cm-ha-1-h-1, K= a la erodabilidad del suelo, expresado en ton-ha-h-MJ-1-ha-1cm-1, L= a la longitud de la pendiente, en metro, S= a la pendiente, en m-m-1, C= a la cubierta vegetal y manejo del recurso, sin unidades de medida, P= a la práctica de conservación aplicada (cultivo en contorno, fajas o terrazas), sin unidades de medida.

Factor R (Erosividad de la lluvia)

Corresponde a la sumatoria del producto de la lluvia de todos los eventos de precipitación erosiva anual, en máximos de 30 minutos ($\sum E * \frac{I(30)}{100}$). En contraparte, la disponibilidad de registros meteorológicos con temporalidad y continuidad es bastante escasa, por esto existen metodologías complementarias para la obtención de R. Estos métodos se basan en el índice modificado de Fournier (IMF o IFM), representado por la siguiente ecuación; ($IF = \frac{P^2}{p}$), Donde; P= corresponde a la precipitación del mes más lluvioso en milímetros (mm), y p (divisor) total anual de agua caída en milímetros (mm) (Arnoldous, 1977), y la posterior modificación realizada por Pascual et al., (2001) que incorpora los valores de precipitación mensual y el promedio anual para estimar la “agresividad climática” ($\sum_{1}^{12} \left(\frac{P_i^2}{P} \right)$). Tal formula ha sido empleada en Chile por autores como Gatica (1998), Honorato et al., (2001), Valenzuela y Morales (2004), Almoza et al., (2007) y Lobo-Lújan et al.(2013).

Finalmente con el índice modificado de Fournier, se consideró el escenario de precipitaciones asociado a un año lluvioso, considerando los datos del evento El Niño del año hidrológico 2015-2016, según la propuesta de (Campos, 2019).

Factor K (Erodabilidad del suelo)

En la actualidad, este factor posee diferentes maneras de ser estimado, ya sea de manera directa o a través de una ecuación. En concordancia y para ambos casos, es necesario realizar determinaciones previas, las cuales son detalladas por (Mancilla, 2008), como se muestra a continuación:

- **Textura:** conocer los montos de arena, limo, arcilla y arenas muy finas (entre 0,05 y 0,1 mm de diámetro).
- **Materia orgánica:** conocer su proporción porcentual dentro de la muestra, efectuando un análisis Walkley- Black.
- **Estructura del suelo:** Mediante observación visual o tacto, siendo necesario emplear manuales como el de USLE, donde categorías y códigos serían cuatro.

En la presente investigación, para la determinación del factor K, se empleó el método de la ecuación, utilizando la siguiente formula:

$$K = 1,313 * \frac{[2,1 * 10^{-4} * (12 - MO) * M^{1,14} + 3,25 * (S - 2) + 2,5 * (P - 3)]}{100}$$

$$\text{Resuelto } K = 2,1 M^{1,14} (10^{-4}) (12 - A) + 3,25 (B - 2) + 2,5 (C - 3) / (100)$$

Donde M= corresponde al parámetro asociado al tamaño de partículas del suelo, A= al porcentaje (%) de materia orgánica en el suelo, B= al parámetro asociado a la estructura de suelo, y C= al parámetro asociado a la permeabilidad de suelo.

Factores topográficos L y S (longitud e inclinación de la pendiente)

La integración de elementos topográficos añade un componente esencial al método RUSLE. En esta línea, la inclinación de la pendiente (S) integra el componente determinante para iniciar el movimiento de un flujo, mientras que la longitud (L), condiciona el volumen de agua que fluye en una ladera determinada (Lobo-Lújan et al., 2013).

En principio los subfactores L y S fueron incluidos en la siguiente ecuación:

$$LS = \left[\left(\frac{\lambda}{72,6} \right)^M * (65,41 * \sin^2 A + 4,56 * \sin \alpha + 0,065) \right]$$

Donde; α = corresponde a la longitud de la pendiente en pies, α = al ángulo de la pendiente y M= un coeficiente que toma valores de 0,5 a 0,2.

Actualmente, ambos parámetros son calculados por separado, siendo L obtenido de la ecuación de pendiente adaptada a SIG, como se muestra a continuación:

$$L = \frac{[A(i + j) + D^2]^{m+1} - A(i + j)^{m+1}}{X^m * D^{m+2} * (22,13)^m}$$

Para la obtención del factor S (pendiente de ladera), se utilizó la siguiente condición:

$$S = 16,8 * \sin \theta - 0,5, \quad \text{cuando } \tan S_{(i,j)} \geq 9\%$$

$$S = 10,8 * \sin \theta + 0,03, \quad \text{cuando } \tan S_{(i,j)} < 9\%$$

Para la obtención de los factores S y L, se utilizó como fuente base una imagen Aster Gdem con resolución espacial de 25 metros.

Factor C (Cobertura vegetal y manejo del recurso)

Representa el grado de protección que un determinado tipo de cobertura ofrece al suelo. En otras palabras, C representa los efectos del porcentaje de cubrimiento vegetal, el efecto protector de los residuos vegetales incluidos en la hojarasca y la acción de agregación que tienen las raíces en el suelo (Mancilla, 2008).

Debido a que la presente investigación analiza el cambio temporal en los niveles de erosión por desagregación hídrica, el factor C, corresponde al único elemento variable en los periodos 1986, 2001, 2016 y 2020, utilizando el método de los subfactores, que incorpora la siguiente ecuación aplicada a clasificación supervisada de imágenes Landsat TM y calculadora ráster, como se muestra a continuación:

$$C = PLU * CC * SC * SR * SM$$

Donde; PLU= Corresponde al Subfactor de uso previo de la tierra, CC= subfactor de cubierta aérea, SC= subfactor de cubierta de contacto con el suelo, SR=subfactor de rugosidad del suelo y SM= subfactor de humedad del suelo.

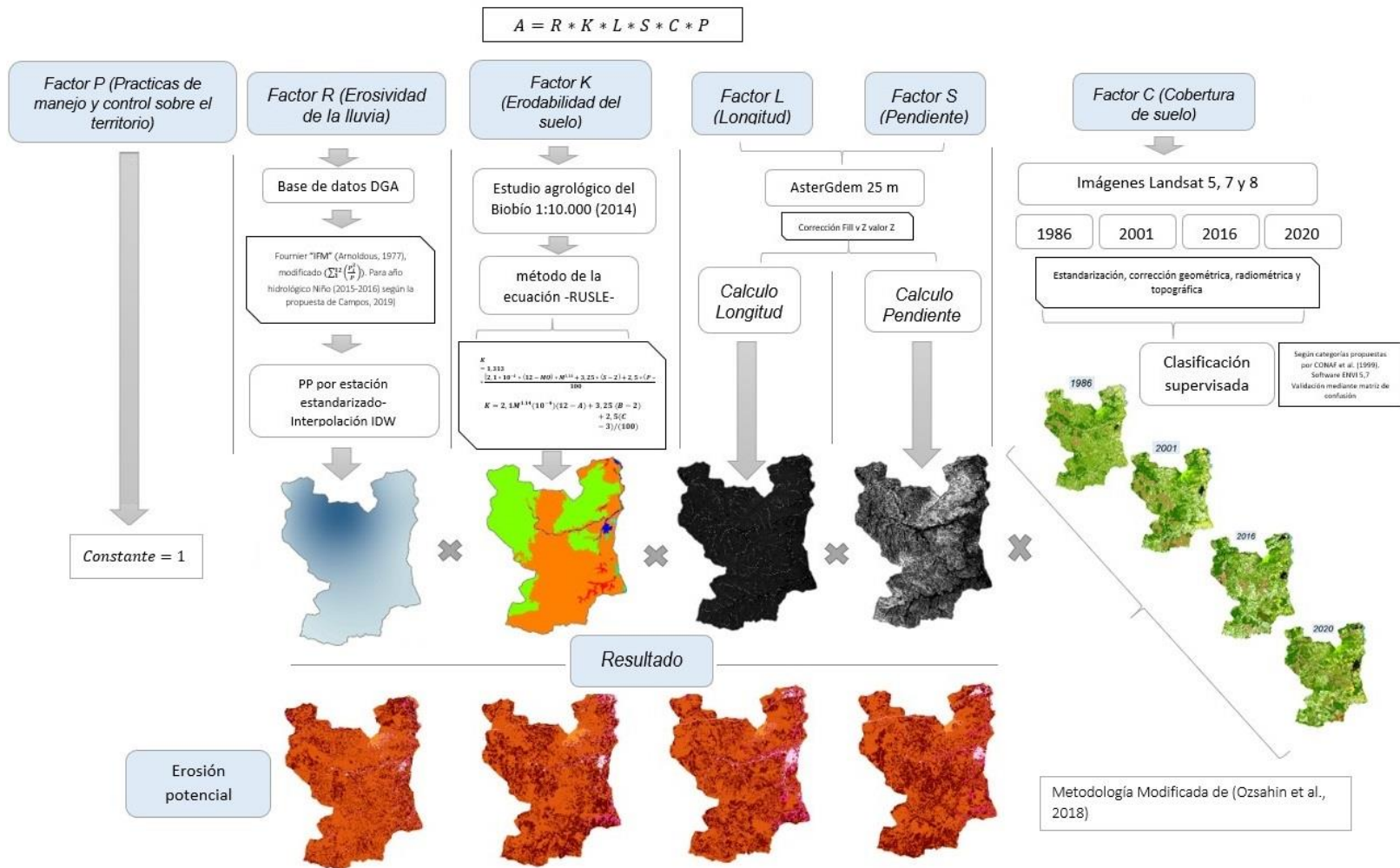
Factor P (Prácticas de manejo y control sobre el territorio)

Factor no incorporado de forma puntual, estableciendo valores estandarizados de 1 para toda la cuenca. De forma adicional, se incorpora la categorización cualitativa propuesta por FAO (1994) y modificado por CIREN (2010), para los resultados obtenidos de erosión potencial medida en toneladas/Hectárea/año, añadiendo un modelo resultante estandarizado para los años 1986, 2001, 2016 y 2020.

5.3.3 Análisis entre cambio de cobertura de suelo y erosión hídrica.

El análisis de la erosión hídrica con respecto al cambio de cobertura de suelo, se realizó bajo la metodología propuesta por Ozsahin et al., (2018), bloqueando los valores RUSLE (factores R “erosividad de la lluvia”, K “erodabilidad del suelo”, S “pendiente del terreno”, L “longitud de ladera” y P “prácticas de manejo”); mientras que el factor C (cobertura de suelo) se incorporó de forma dinámica como una capa ráster para cada periodo analizado. Con esto se generaron mapas de erosión, para cada periodo que aborda el estudio, con escala final de salida 1: 100.000 (visualización cartográfica) y 1:10.000 en capa ráster. El diagrama metodológico se muestra a continuación.

Figura 6: Proceso metodológico para determinar el cambio de cobertura de suelo (Factor C en el método RUSLE)



Fuente. Modificado de Ozsahin et al., 2018.

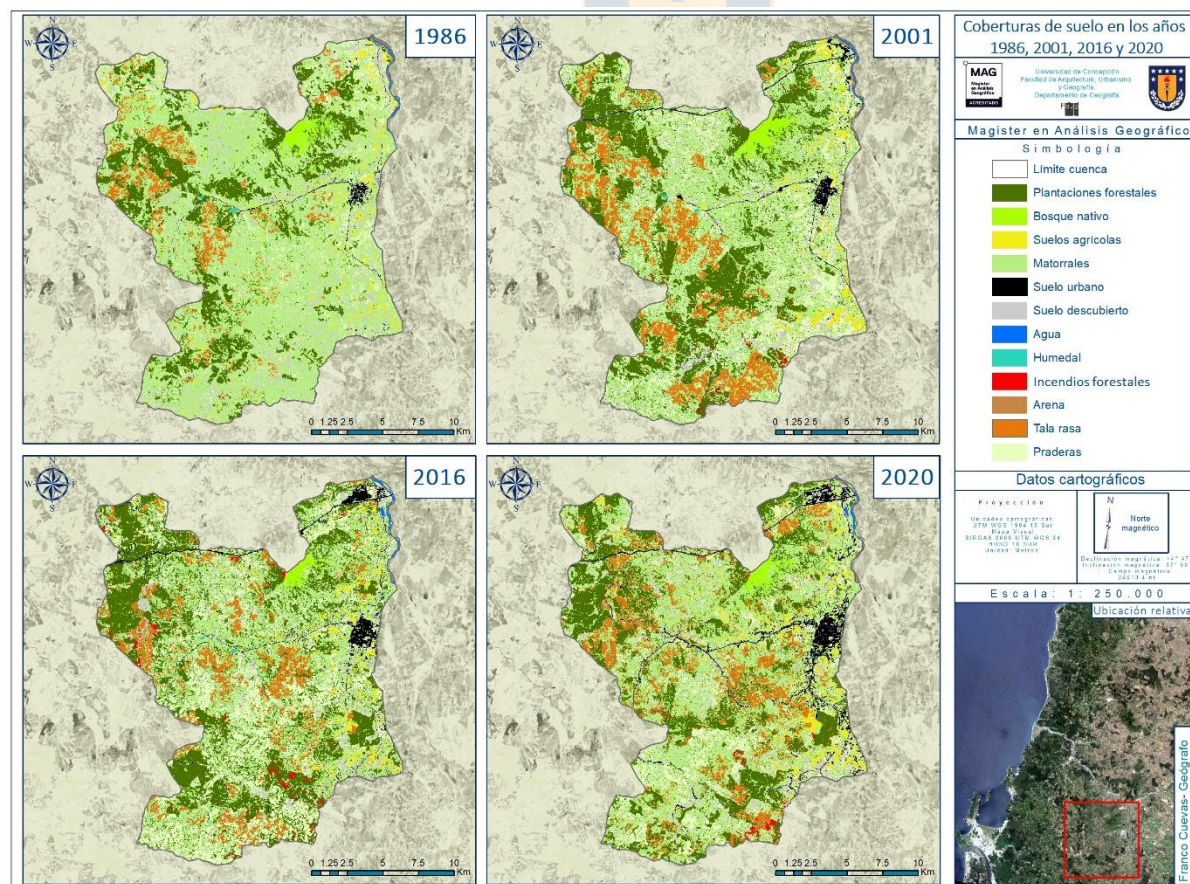
VI. RESULTADOS

6.1 Cambio de cobertura de suelo

En análisis de datos de la matriz de transición reveló que alrededor de la mitad de la cuenca del estero Coyanco ha sufrido modificación en la totalidad de las coberturas de suelo (Figura N° 6).

Las coberturas de suelo que registran mayores cambios corresponden al uso forestal (coberturas de plantaciones forestales y de tala rasa) con un aumento total de 85%, pasando de 8.309 hectáreas en el año 1986 a 15.350 hectáreas en año 2020, el crecimiento urbano aumentó un 332%, pasando de 1.041 hectáreas en el año 1986 a 4.499 hectáreas en el año 2020, mientras que el suelo descubierto aumentó un 23%, pasando de 1.908 hectáreas en el año 1986 a 2.345 hectáreas en el año 2020.

Figura N° 7: Coberturas de suelo en la cuenca del estero Coyanco en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.



Fuente. Elaboración propia

En el caso de los suelos agrícolas, este registró una disminución de -23% entre los años 1986 a 2001, para luego aumentar un 16% entre los años 2001 a 2016 y 83% entre los años 2016 a 2020, mientras que de forma similar el bosque nativo tuvo una reducción de -1% entre los años 1986 a 2020, con pérdidas del -7% y -5% entre los años 1986 a 2001 y 2001 a 2016, para luego aumentar un 12% entre los años 2016 a 2020.

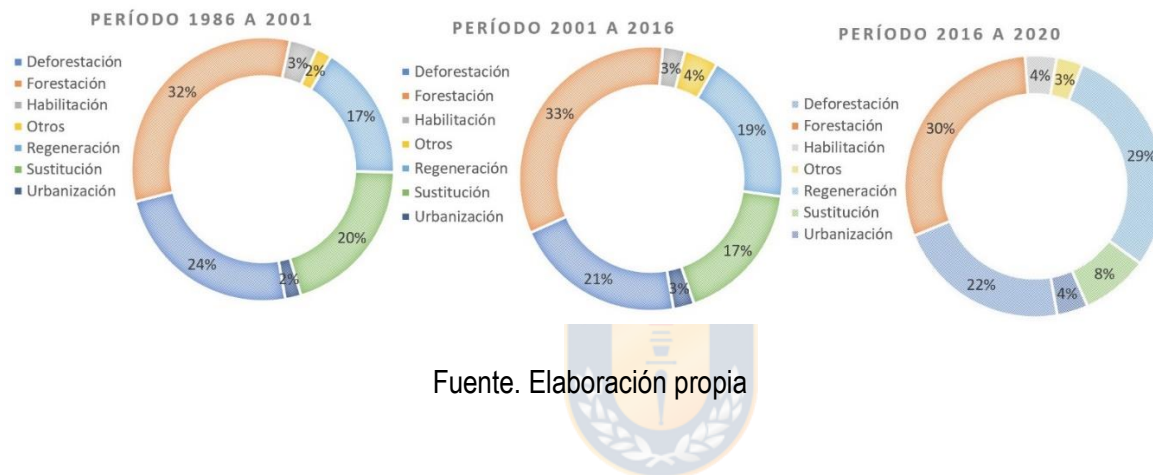
En dirección contraria, las coberturas que registraron mayores pérdidas fueron las coberturas de matorrales con un descenso de -40%, pasando de 10.866 hectáreas en el año 1986 a 6.506 hectáreas en el año 2020, además de la cobertura de praderas con un descenso del -10%, pasando de 3.451 hectáreas en el año 1986 a 3.120 hectáreas en el año 2020.

De forma paralela, las coberturas afectadas por incendios forestales sumaron 11 hectáreas en el año 1986, 68 hectáreas en el año 2001, 438 hectáreas en el año 2016 y 133 hectáreas en el año 2020, con un aumento de 1093% entre los años 1986 a 2020. Las coberturas más afectadas por estos incendios fueron en el periodo 1986 a 2001, el uso forestal con 71 hectáreas y las praderas con 26 hectáreas afectadas, entre los años 2001 a 2016, nuevamente el uso forestal fue el más afectado con 165 hectáreas, seguido de matorrales con 150 hectáreas. Finalmente, entre los años 2016 a 2020, 295 hectáreas de uso forestal fueron afectadas por incendios forestales (65%), seguido de 15 hectáreas de matorrales.

Respecto a los procesos de cambio de cobertura de suelo, se observa una predominancia de los procesos asociados al uso forestal con el conductor de forestación (Figura N° 7), alcanzando un 32% entre los años 1986 a 2001, 33% entre los años 2001 a 2016 y 30% entre los años 2016 a 2020, seguido del conductor de deforestación ligado principalmente a tala rasa y a coberturas temporales, tales como praderas y matorrales que alcanzaron un 24% entre los años 1986 a 2001, 21% entre los años 2001 a 2016 y 22% entre 2016 a 2020. En la misma línea, el proceso de sustitución ligado de forma significativa a la cobertura de plantaciones forestales y en menor medida de zonas de bosque nativo convertidas en matorrales (producto de incendios forestales), alcanzó un 20% entre los años 1986 a 2001, 17% entre los años 2001 a 2016 y 8% entre los años 2016 a 2020.

Por otra parte, la regeneración alcanzó un 17% entre los años 1986 a 2001, 19% entre los años 2001 a 2016 y 29% entre los años 2016 a 2020, situación que se relaciona con la regeneración de matorrales sobre suelos agrícolas en abandono, reposo y/o barbecho, además de importantes áreas de praderas regeneradas con matorrales. De tal forma, en el sentido directo o indirecto, una porción significativa de los procesos de cambio de cobertura de suelo, estarían ligados al uso forestal y agrícolas.

Figura 8: Procesos de cambio de cobertura de suelo



6.1.1 Uso Forestal (Cobertura de plantación forestal y tala rasa)

Registró un aumento de 61% entre los años 1986 a 2001, 8% entre los años 2001 a 2016 y 6% entre los años 2016 a 2020, con un aumento global de 85% entre los años 1986 a 2020, pasando de las 8.309 hectáreas en el año 1986 a 13.399 hectáreas en el año 2001, 14.458 hectáreas en el año 2016 y 15.350 hectáreas en el año 2020 (Figura N° 8).

Entre los años 1986 a 2001, el uso forestal se compuso en un 77% por plantaciones forestales y un 23% por zonas de tala rasa, obteniendo un aumento del 61% que se debió en un 60% a zonas cubiertas con matorrales (3.700 hectáreas), un 4% a la pérdida de praderas (408 hectáreas) y un 2% a suelo descubierto (169 hectáreas). En dirección contraria, los incendios forestales afectaron 71 hectáreas, además de pérdidas menores por suelos urbanos (Red vial). La persistencia del uso forestal fue de 62% para el año 2001 (8.274 hectáreas), mientras que la tasa de cambio fue de 1,44% anual.

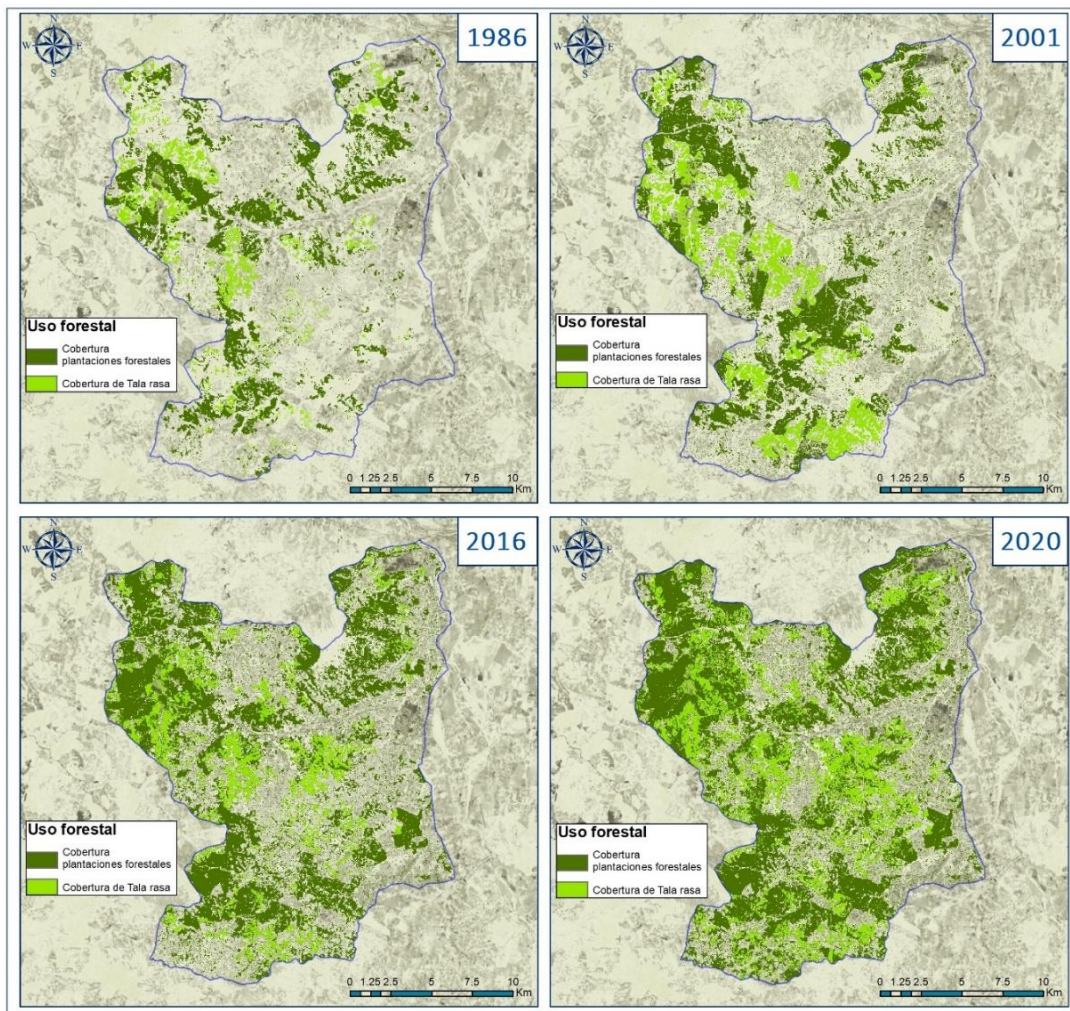
Entre los años 2001 a 2016, el uso forestal se compuso en un 71% por plantaciones forestales y un 29% por zonas de tala rasa, obteniendo un aumento del 8% debido en un 20% a zonas cubiertas por matorrales (1.765 hectáreas), además de ganancias menores producto de áreas afectadas por incendios

forestales (Forestación), suelos descubiertos, bosque nativo y suelos agrícolas. En dirección contraria, las praderas ocuparon un 7% (396 hectáreas) de las cuales gran parte correspondió a zonas transitorias de tala rasa, a su vez que 165 hectáreas fueron afectadas por incendios forestales y otras 42 hectáreas fueron reemplazadas por suelos urbanos. La persistencia del uso forestal fue de 79% para el año 2016 (11.490 hectáreas), mientras que la tasa de cambio fue de 0,41% anual

Entre los años 2016 a 2020, el uso forestal se compuso en un 75% por plantaciones forestales y un 25% por zonas de tala rasa, entre las cuales tuvieron un aumento del 6% debido a la conversión de 5% de zonas cubiertas con matorrales (611 hectáreas), 3% de suelos quemados (295 hectáreas), 2% de praderas (237 hectáreas). Respecto de las pérdidas, 105 hectáreas fueron convertidas en suelos urbanos, 60 hectáreas en zonas de suelo descubierto, 43 hectáreas en zonas de bosque nativo (Cerro Cayumanque). En este periodo la persistencia fue de 98% para el año 2020 (12.565 hectáreas), mientras que la tasa de cambio fue de 0,04% anual.



Figura N° 9: Evolución del uso forestal (Cobertura de plantaciones forestales y tala rasa) en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.



Fuente. Elaboración propia

6.1.2 Bosque nativo

Registró un descenso de -2% entre los años 1986 a 2001, -33% entre los años 2001 a 2016 y un aumento de 31% entre los años 2016 a 2020, con un descenso global de -14% entre los años 1986 a 2020, pasando de las 547 hectáreas en el año 1986 a 538 hectáreas en el año 2001, 261 hectáreas en el año 2016 y 473 hectáreas en el año 2020.

Entre los años 1986 a 2001, la reducción se debe en un 0,02 % a consecuencia del uso forestal; 8 hectáreas de plantaciones forestales y 1 hectárea de tala rasa. En la dirección contraria no se registró

ganancia para este periodo, obteniendo una persistencia de 99% para el año 2001 (538 hectáreas), mientras que la tasa de cambio fue de -0,05 % anual.

Entre los años 2001 a 2016, la reducción se debe en un 22% a costa de matorrales (118 hectáreas), 0,14% a costa de plantaciones forestales (75 hectáreas) y pérdidas menores producto de suelos descubiertos y zonas afectadas por incendios forestales. Por el contrario, se registró una ganancia de 6% desde suelo descubierto (22 hectáreas), obteniendo una persistencia de 94% para el año 2016 (339 hectáreas), mientras que la tasa de cambio fue de -1,15% anual.

Entre los años 2016 a 2020, el aumento registrado se debe en un 12% a costa de matorrales (55 hectáreas), 9% a costa de uso forestal (plantaciones forestales con 42 hectáreas) y 3% a costa de praderas (16 hectáreas). Por otra parte, 2 hectáreas fueron afectadas por incendios forestales, obteniendo una persistencia de 76% para el año 2020 (359 hectáreas), mientras que la tasa de cambio fue de 2,93% anual.

6.1.3 Suelos agrícolas

Registró un descenso de -62% entre los años 1986 a 2001, un aumento de 25% entre los años 2001 a 2016 y un aumento de 49% entre los años 2016 a 2020, pasando de 1.728 hectáreas en el año 1986 a 657 hectáreas en el año 2001, 822 hectáreas en el año 2016 y 1.225 hectáreas en el año 2020.

Entre los años 1986 a 2001, la reducción se debe a que un 31% de la su superficie original fue convertida en praderas ganaderas (530 hectáreas), 25% convertido a matorrales (424 hectáreas), además de pérdidas menores a costa de uso forestal (plantaciones forestales), suelos urbanos y suelos descubiertos. Por otra parte, se registró una ganancia de 5 hectáreas desde suelos descubiertos y otras 2 hectáreas desde matorrales, obteniendo una persistencia de 99% para el año 2001 (650 hectáreas), mientras que la tasa de cambio fue de -2,8% anual

Entre los años 2001 a 2016, el aumento registrado se debe en 25% a costa de matorrales (202 hectáreas), 6% a costa de suelos descubiertos (22 hectáreas), además de la pérdida de 75 hectáreas a costa de suelos urbanos, obteniendo una persistencia de 70% para el año 2016 (572 hectáreas), mientras que la tasa de cambio fue de 0,65

Entre los años 2016 a 2020, el aumento registrado se debe en un 30% por habilitación de áreas con matorrales (372 hectáreas), además de la adición de 30 hectáreas de plantaciones forestales y otras 29

hectáreas de praderas. En dirección contraria 22 hectáreas son pérdidas por expansión urbana y otras 16 hectáreas por suelos descubiertos, obteniendo una persistencia de 64% para el año 2020 (784 hectáreas), mientras que la tasa de cambio fue de 2,9% anual.

6.1.4 Matorrales

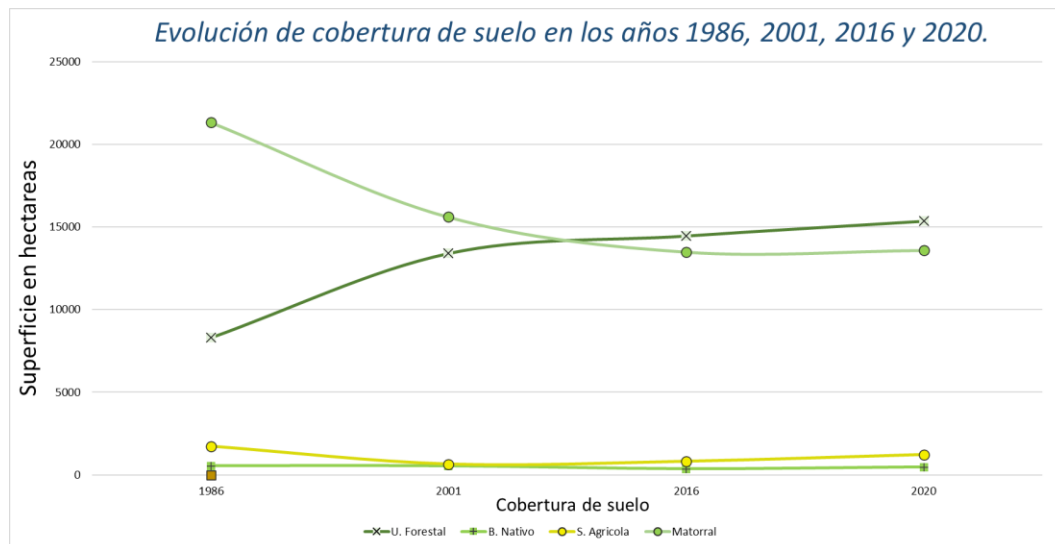
Registró un descenso de -27% entre los años 1986 a 2001, -14% entre los años 2001 a 2016 y un aumento del 1% entre los años 2016 a 2020 (Figura N° 9), pasando de 21.334 hectáreas en el año 1986 a 15.609 hectáreas en el año 2001, 13.493 hectáreas en el año 2016 y 13.597 hectáreas en el año 2020.

Entre los años 2001 a 2016, las pérdidas se deben en un 17% producto de la conversión de matorrales a áreas de productivas de uso forestal (3.700 hectáreas) de las cuales 2.314 hectáreas fueron plantaciones forestales y otras 1.386 hectáreas tala rasa, además de pérdidas del 10% a costa de praderas (2.205 hectáreas), y de pérdidas menores a costa de suelos urbanos, suelo descubierto y zonas afectadas por incendios forestales. En dirección contraria, son ganadas 424 hectáreas de suelos agrícolas, y en menor medida de suelo descubierto, obteniendo una persistencia de 97% para el año 2001 (15.178 hectáreas), mientras que la tasa de cambio fue de -0,9

Entre los años 2001 a 2016, la reducción se debe en un 11% producto de la expansión forestal (1.765 hectáreas) de las cuales 1.575 hectáreas se pierden a costa de plantaciones forestales y otras 190 hectáreas por tala rasa, además de pérdidas del 2% a costa de praderas (278 hectáreas), y pérdidas menores por suelos urbanos. suelos agrícolas y zonas afectadas por incendios forestales. En dirección contraria, se registra una ganancia de 200 hectáreas de tala rasa, y ganancias menores por suelo descubierto y bosque nativo, obteniendo una persistencia de 97% para el año 2016 (13.103 hectáreas), mientras que la tasa de cambio fue de -0,48% anual.

Entre los años 2016 a 2020 se registró un leve aumento con ganancias de 10% de praderas (1.312 hectáreas) 2% de suelo descubierto (278 hectáreas). En dirección contraria, se pierden 611 hectáreas a consecuencia del uso forestal (plantaciones forestales), 372 hectáreas por suelo agrícola, 185 hectáreas por suelos urbanos, obteniendo una persistencia de 90% para el año 2020 (12.270 hectáreas), mientras que la tasa de cambio fue de 0,08% anual.

Figura N° 10. Evolución temporal de las principales coberturas de suelo en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.

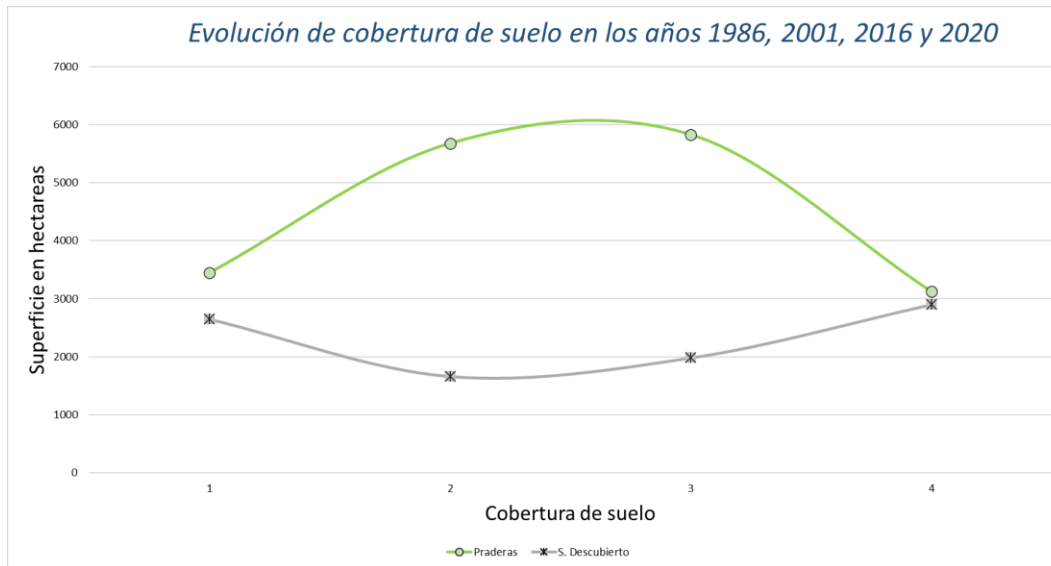


Fuente. Elaboración propia

6.1.6 Suelos descubierto y praderas

Coberturas inversamente relacionadas en tendencia evolutiva (Figura N° 10), registraron un descenso (Suelo descubierto) de -37% y aumento (Praderas) de 65% entre los años 1986 a 2001, un aumento de 19% y 3% entre los años 2001 a 2016 y un aumento de 46% y descenso de -46% entre los años 2016 a 2020, pasando el suelo descubierto de 2.646 hectáreas en el año 1986 a 1.659 hectáreas en el año 2001, 1.986 hectáreas en el año 2016 y 2.899 hectáreas en el año 2020, mientras que las praderas registraron 3.451 hectáreas en el años 1986, 5.678 hectáreas en el año 2001, 5.825 hectáreas en el año 2016 y 3.120 hectáreas en el año 2020.

Figura N° 11: Evolución temporal de los suelos descubiertos y praderas en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.



Fuente. Elaboración propia

Entre los años 1986 a 2020, la reducción de suelo descubierto se debe en 38% a costa de praderas (1.018 hectáreas) y 6% por uso forestal (plantaciones forestales), mientras que el aumento de la cobertura de praderas ocurre en un 39% a costa de matorrales (2.205 hectáreas) y 18% a costa de suelo descubierto (1.018 hectáreas), obteniendo los suelos descubiertos una persistencia de 83% en el año 2001 (1.371 hectáreas), con una tasa de cambio de -1,35% anual. Respecto de la cobertura de praderas, la persistencia fue de 95% para 2001 (1.682 hectáreas) con una tasa de cambio de 1,44% anual.

Entre los años 2001 a 2016, el aumento de suelo descubierto se debe en 21% a costa de praderas (408 hectáreas), mientras que la ganancia registrada por la cobertura de praderas se debe en 7% por uso forestal (Tala rasa con 396 hectáreas). En este periodo la persistencia para el año 2016 fue de 73% para suelo descubierto (1.454 hectáreas), con una tasa de cambio de 0,51% anual y de 88% para praderas (5.143 hectáreas), con una tasa de cambio de 0,07% anual.

Entre los años 2016 a 2020, el aumento de suelo descubierto se debe en un 40% producto de la rotación de praderas (1.154 hectáreas), además de ganancias menores sobre suelos agrícolas, debido a su conversión en barbechos. En dirección contraria, la pérdida registrada por la cobertura de praderas corresponde a la ganancia observada por el suelo descubierto, además de una pérdida del 10% a costa de matorrales (1.312 hectáreas), 7% a costa de suelos urbanos (108 hectáreas) y pérdidas menores por

uso forestal (plantaciones forestales y tala rasa), además de suelos agrícolas y bosque nativo. En este periodo la persistencia para el año 2020 fue de 58% para suelos descubiertos (1.668 hectáreas), con una tasa de cambio de 4,14% anual y de 95% para praderas (2.965 hectáreas), con una tasa de cambio de -6,78% anual.

6.1.7 Suelos urbanos

Registro un aumento de 118% entre los años 1986 a 2001, 59% entre los años 2001 a 2016 y 61% entre los años 2016 a 2020, pasando de 274 hectáreas en el año 1986 a 597 hectáreas en el año 2001, 951 hectáreas en el año 2016 y 1.527 hectáreas en el año 2020.

Entre los años 1986 a 2001 el aumento ocurrió en un 26% sobre matorrales (158 hectáreas), 13% sobre suelos descubiertos (78 hectáreas), 8% sobre praderas (49 hectáreas) y ganancias menores sobre suelos agrícolas y uso forestal (plantaciones forestales), obteniendo una persistencia de 46% para el año 2001 (274 hectáreas), mientras que la tasa de cambio fue de 2,25% anual.

Entre los años 2001 a 2016 la expansión urbana ocurrió en un 13% sobre praderas (160 hectáreas), 12% sobre matorrales (111 hectáreas), 8% sobre áreas agrícolas (75 hectáreas) y solamente un 3% sobre áreas de uso forestal (plantaciones forestales con 33 hectáreas), obteniendo una persistencia de 63% para el año 2016 (597 hectáreas), mientras que la tasa de cambio fue de 1,35% anual.

Entre los años 2016 a 2020 la expansión ocurrió en un 12% sobre matorrales (185 hectáreas), 10% sobre suelos descubiertos (157 hectáreas), 7% sobre praderas (108 hectáreas) y ganancias menores a costa del uso forestal (plantaciones forestales y tala rasa), además de suelos agrícolas, obteniendo una persistencia de 62% para el año 2001 (950 hectáreas), mientras que la tasa de cambio fue de 5,14% anual.

6.1.9. Otras coberturas

Los cambios ocurridos en las coberturas de agua, arena y humedal por su magnitud y extensión influyen en menor medida sobre los macro cambios a nivel de cuenca. No obstante, estas coberturas poseen cambios y dinámicas propias además de interacciones particulares (Figura N° 11). En el caso de la cobertura de agua, esta pasa de 75 hectáreas en el año 1986 a 67 hectáreas en el año 2001, 69 hectáreas en el año 2016 y 68 hectáreas en el año 2020, mientras que la cobertura de arena pasa de 69 hectáreas en el año 1986 a 83 hectáreas en el año 2001, 59 hectáreas en el año 2016 y 67 hectáreas en

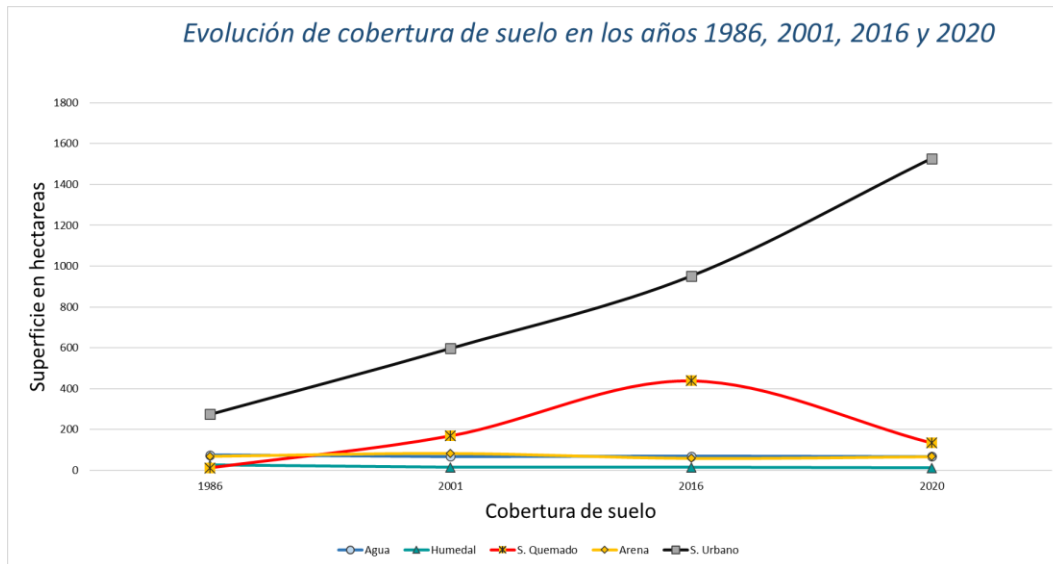
el año 2020. Por último, la cobertura de humedal registro una pérdida constante, pasando de 26 hectáreas en el año 1986 a 15 hectáreas en el año 2001, 14 hectáreas en el año 2016 y 11 hectáreas en el año 2020, situación explicada en parte por la habilitación de suelos agrícolas y el reemplazo por matorrales.

Entre los años 1986 a 2001, la reducción de la cobertura de agua ocurre en 12% favor de la cobertura de arena (12 hectáreas), mientras que la cobertura de humedal pierde un 27% de su superficie a costa de matorrales (7 hectáreas). Las tasas de cambio en este periodo fueron de -0,33% anual para la cobertura de agua, 0,53% anual para la cobertura de arena y -1,58% anual para la cobertura de humedal.

Entre los años 2001 a 2016, las ganancias de la cobertura de agua fueron de 1 hectárea a costa de la cobertura de humedal y 1 hectárea a costa de la cobertura de arena, mientras que la cobertura de arena registra la pérdida de 19% a favor del suelo descubierto (16 hectáreas) y 10% a favor de la cobertura de agua (8 hectáreas). Por último, la cobertura de humedal pierde 1 hectárea a favor de la cobertura de agua y 1 hectárea a favor de la cobertura de matorrales. Las tasas de cambio en este periodo fueron de 0,08% anual para la cobertura de agua, -0,98% anual para la cobertura de arena y -0,2% anual para la cobertura de humedal.

Entre los años 2016 a 2020 la reducción de la cobertura de agua fue de 16 hectáreas a favor de la cobertura de arena, mientras que la cobertura de arena gana 4 hectáreas de praderas. Por último, la cobertura de humedal pierde 1 hectárea a favor de suelo descubierto y otras 2 hectáreas a favor de suelos agrícolas. Las tasas de cambio en este periodo fueron de -0,16% anual para la cobertura de agua, 0,92% anual para la cobertura de arena y -2,59% anual para la cobertura de humedal.

Figura N° 12: Evolución temporal de coberturas de suelo de menor magnitud en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.

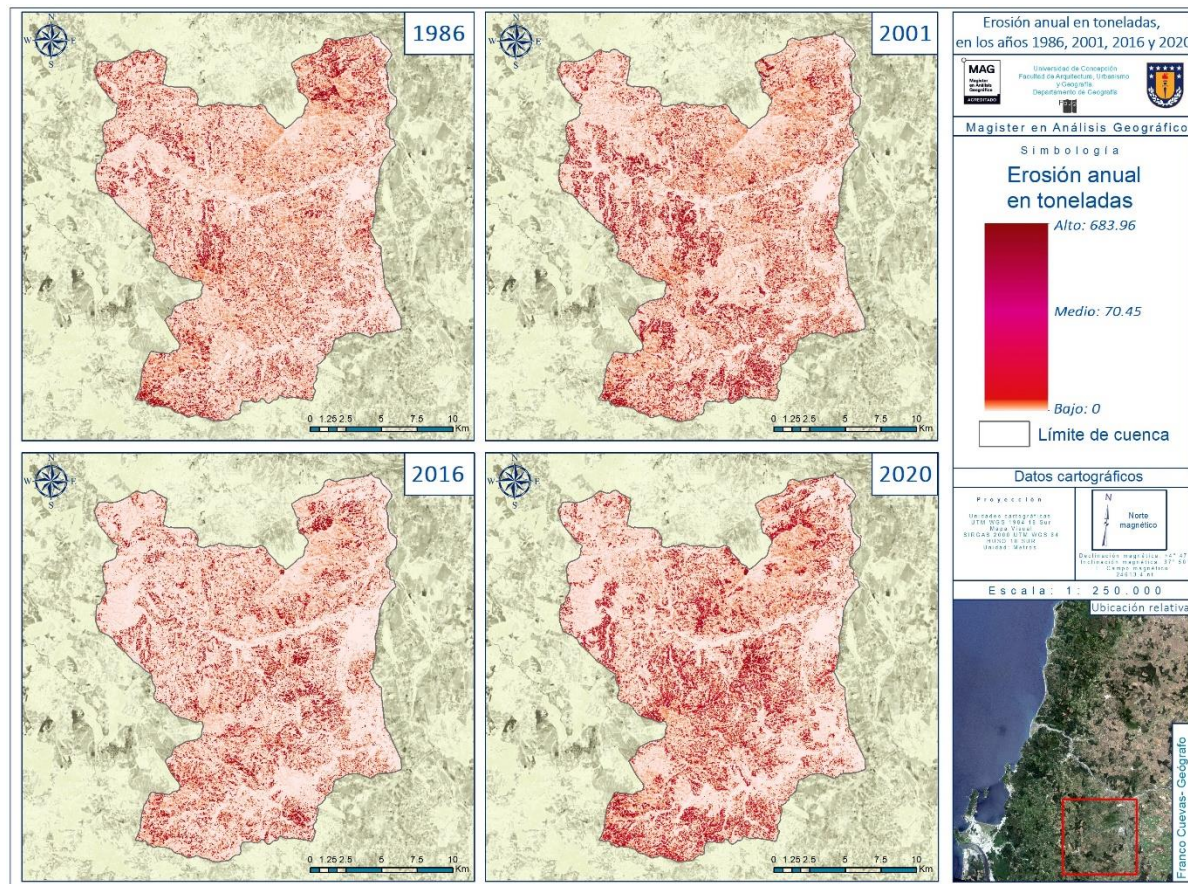


Fuente. Elaboración propia

6.2 Erosión hídrica modelo RUSLE.

El análisis del modelo RUSLE reveló que la cuenca del estero Coyanco presenta un nivel de erosión “severo” en los años 1986, 2001 y 2016, logrando alcanzar la categoría de “muy severo” en el año 2020, obteniendo una capacidad de erosión anual entre 0 a 684 ton/ha/año (Figura N° 12). A nivel de cuenca, ésta erosionó para el año 1986 un total de 1.743 ton/año con un promedio 145 ton/año, mientras que el año 2001 la erosión aumentó a 1.874 ton/año con un promedio de 156 ton/año, lo que representa un crecimiento de 7,5% para en el año 2016 disminuir a un total de 1.705 ton/año con un promedio de 142 ton/año, lo que representa una disminución de 9,02%, mientras que en el año 2020 la erosión alcanzó un total de 2.436 ton/año con un promedio de 203 ton/ha/año, lo que representa un aumento de 42,9%.

Figura N° 13: Erosión anual en toneladas RUSLE en la cuenca del estero Coyanco, en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.



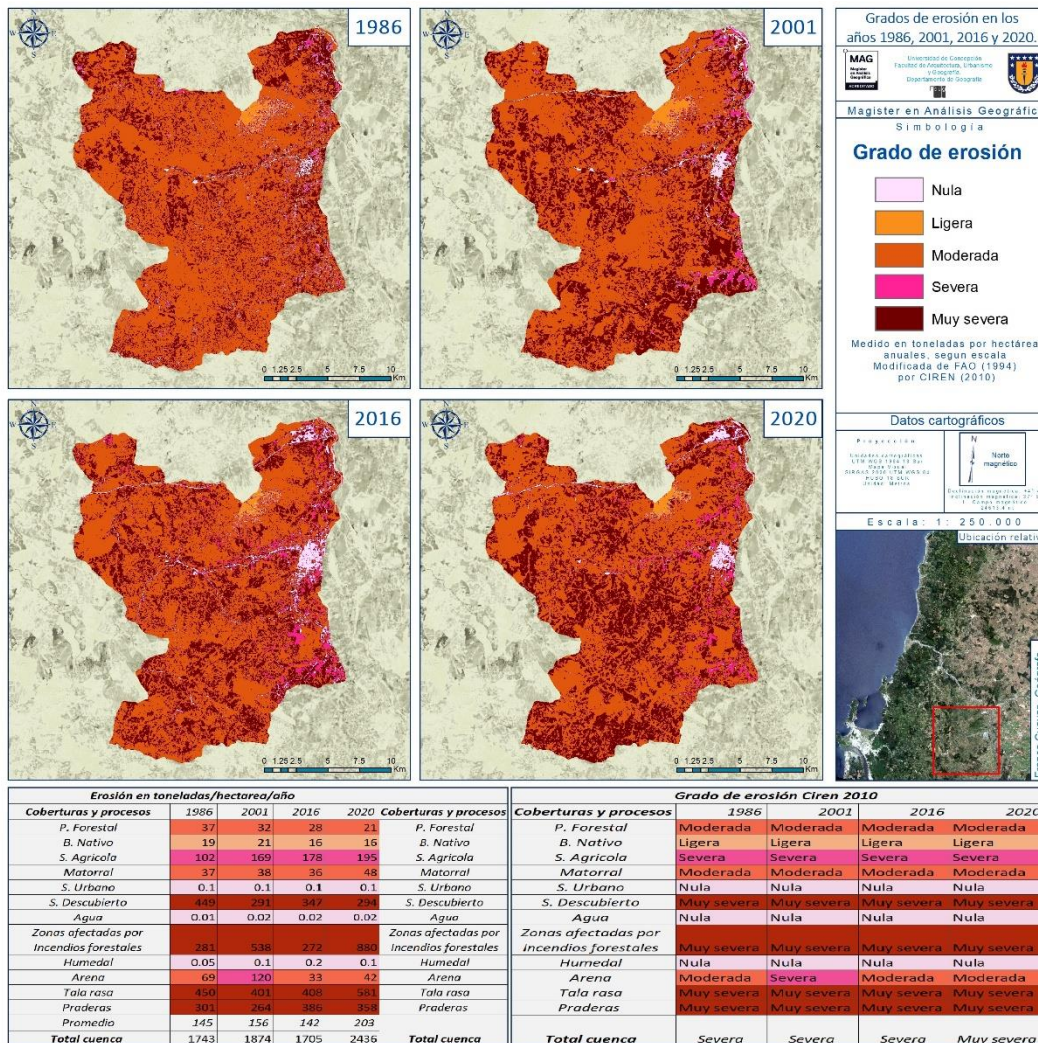
Fuente. Elaboración propia

A nivel de cobertura de suelo, estas mantuvieron temporalmente sus respectivas categorías de erosión, con excepción de la cobertura de arena, la cual alcanzó un nivel de erosión “severo” en el año 2001 y “moderado” en los años 1986, 2016 y 2020. Por otra parte, las coberturas de agua, humedal y suelos urbanos obtuvieron niveles de erosión “nulos”, mientras que el bosque nativo alcanzó un nivel de erosión “ligero”. Así mismo, las coberturas de plantaciones forestales y matorrales alcanzaron niveles de erosión “moderado”, y las coberturas de suelos descubiertos, tala rasa y praderas, alcanzaron niveles de erosión “muy severo” en la totalidad de los años evaluados (Figura N° 13).

En relación con las zonas afectadas por incendios forestales, se registró entre los años 1986 a 2001 un aumento de 92%, pasando de 281 ton/ha/año a 538 ton/ha/año, mientras que la superficie afecta por dichos incendios aumentó un 1.706%, pasando de 11 hectáreas a 168 hectáreas. Entre los años 2001 a 2016 la erosión disminuyó un -49%, pasando de 538 ton/ha/año a 272 ton/ha/año, mientras que la

superficie aumentó un 161%, pasando de 11 hectáreas a 168 hectáreas. Por último, entre los años 2016 a 2020 la erosión aumentó un 223%, pasando de 272 ton/ha/año a 880 ton/ha/año, mientras que la superficie disminuyó un -70%, pasando de 438 hectáreas a 133 hectáreas. El aumento global de la erosión entre los años 1986 a 2020 fue de 214%, con un nivel de erosión -muy severos- en los años evaluados.

Figura N° 14: Grados de erosión hídrica en toneladas por hectárea anuales según categorías propuestas por CIREN (2010).



Fuente. Elaboración propia

En esta línea y en base a los datos obtenidos de la matriz de transición y el modelo RUSLE, se observan diferentes niveles de relación entre la erosión RUSLE y las respectivas coberturas de suelo. Así, en relación con la dinámica “superficie en hectáreas y erosión RUSLE”, el uso forestal compuesto por las coberturas de plantaciones forestales y tala rasa obtuvo una correlación positiva del 0,97, el suelo quemado de 0,86 y suelo descubierto de 0,71. En dirección contraria, las coberturas de matorrales obtienen una correlación negativa de 0,83 y las praderas de -0,05.

A continuación, se presenta el análisis de erosión RUSLE por cobertura de suelo:

6.2.1 Uso forestal (Cobertura de plantación forestal y tala rasa)

Compuesto por las coberturas de plantaciones forestales y tala rasa, obtuvo niveles de erosión -severos- en la totalidad de los años evaluados, con 131 ton/ha/año en 1986, 140 ton/ha/año en 2001, 121 ton/ha/año en 2016 y 161 ton/ha/año en 2020, lo que representa un incremento del 23% entre los años 1986 a 2020.

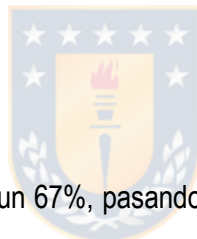
Respecto a la cobertura de plantación forestal, está entre los años 1986 a 2001 aumentó la erosión un 31%, pasando de 21 ton/ha/año a 28 ton/ha/año, mientras que la superficie de dicha cobertura aumentó un 48%, pasando de 6.410 hectáreas a 9.456 hectáreas. Entre los años 2001 a 2016 la erosión aumentó un 16%, pasando de 28 ton/ha/año a 32 ton/ha/año, mientras que la superficie aumentó un 15%, pasando de 9.456 hectáreas a 10.919 hectáreas. Finalmente, entre los años 2016 a 2020 la erosión aumentó un 14%, pasando de 32 ton/ha/año a 37 ton/ha/año, mientras que la superficie aumentó un 6%, pasando de 10.919 hectáreas a 11.526 hectáreas. El incremento global de la erosión entre los años 1986 a 2020 fue de 73% y el cambio de cobertura de suelo de 83% en igual periodo.

Respecto a la cobertura de tala rasa, entre los años 1986 a 2001 la erosión disminuyó un -11%, pasando de 450 ton/ha/año a 401 ton/ha/año, mientras que la superficie aumentó un 108%, pasando de 1.899 hectáreas a 3.943 hectáreas. Entre los años 2001 a 2016 la erosión aumentó un 2%, pasando de 401 ton/ha/año a 408 ton/ha/año, mientras que la superficie aumentó un 25%, pasando de 3.943 hectáreas a 3.539 hectáreas. Por último, entre los años 2016 a 2020 la erosión aumentó un 42%, pasando de 408 ton/ha/año a 581 ton/ha/año, mientras que la superficie aumentó un 8%, pasando de 3.539 hectáreas a

3.824 hectáreas. El aumento de la erosión entre los años 1986 a 2020 fue de 101%, con niveles de erosión -muy severos- en la totalidad de los años evaluados.

6.2.2 Bosque nativo

Entre los años 1986 a 2001 la erosión aumentó un 8%, pasando de 9 ton/ha/año a 10 ton/ha/año, mientras que la superficie disminuyó un -2%, pasando de 547 hectáreas a 538 hectáreas. Entre los años 2001 a 2016, la erosión disminuyó un 26%, pasando de 10 ton/ha/año a 7 ton/ha/año, mientras que la superficie disminuyó un -33%, pasando de 538 hectáreas a 361 hectáreas. Por último, entre los años 2016 a 2020, la erosión aumentó un 2%, pasando de 7 ton/ha/año a 8 ton/ha/año, mientras que la superficie aumentó un 31%, pasando de 361 hectáreas a 473 hectáreas. La disminución global de la erosión entre los años 1986 a 2020 fue de 18%, con un nivel de erosión -moderado- en la totalidad de los años evaluados.



6.2.3 Suelos agrícolas

Entre los años 1986 a 2001 la erosión aumentó un 67%, pasando de 102 ton/ha/año a 169 ton/ha/año, mientras que la superficie disminuyó un -62%, pasando de 1.728 hectáreas a 657 hectáreas, entre los años 2001 a 2016 la erosión aumentó un 5%, pasando de 169 ton/ha/año a 178 ton/ha/año, mientras que la superficie aumentó un 25%, pasando de 657 hectáreas a 822 hectáreas. Por último, entre los años 2016 a 2020 la erosión aumentó un 9%, pasando de 178 ton/ha/año a 195 ton/ha/año, mientras que la superficie aumentó un 49%, pasando de 822 hectáreas a 1.225 hectáreas (Figura N° 14). El aumento de la erosión entre los años 1986 a 2020 fue de 92%, con niveles de erosión -severos- en la totalidad de los años evaluados.

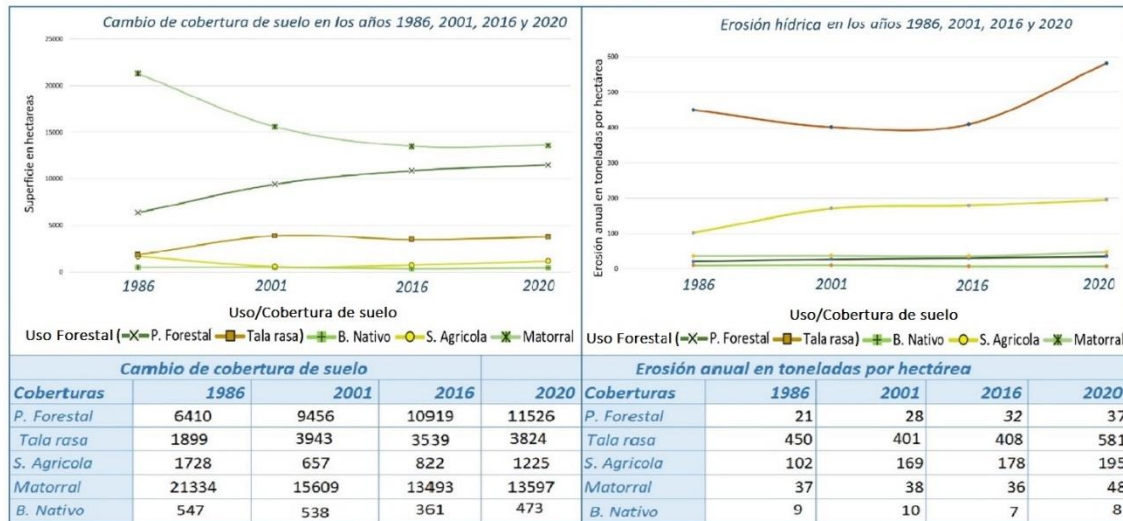
6.2.4 Matorrales

Entre los años 1986 a 2001 la erosión aumentó un 2%, pasando de 37 ton/ha/año a 38 ton/ha/año, mientras que la superficie disminuyó un -27%, pasando de 21.334 hectáreas a 15.609 hectáreas, entre los años 2001 a 2016 la erosión aumentó un 5%, pasando de 169 ton/ha/año a 178 ton/ha/año, mientras que la superficie aumentó un 25%, pasando de 657 hectáreas a 822 hectáreas. Por último, entre los años 2016 a 2020 la erosión aumentó un 9%, pasando de 178 ton/ha/año a 195 ton/ha/año, mientras que la

superficie aumentó un 49%, pasando de 822 hectáreas a 1.225 hectáreas. El aumento de la erosión entre los años 1986 a 2020 fue de 92%, con niveles de erosión -severos- en la totalidad de los años evaluados.

Figura N° 15: Comportamiento de diferentes coberturas de suelo en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.

Izquierda: Cambio de cobertura de suelo. Derecha: Erosión hídrica anual en toneladas por hectárea.



Fuente. Elaboración propia

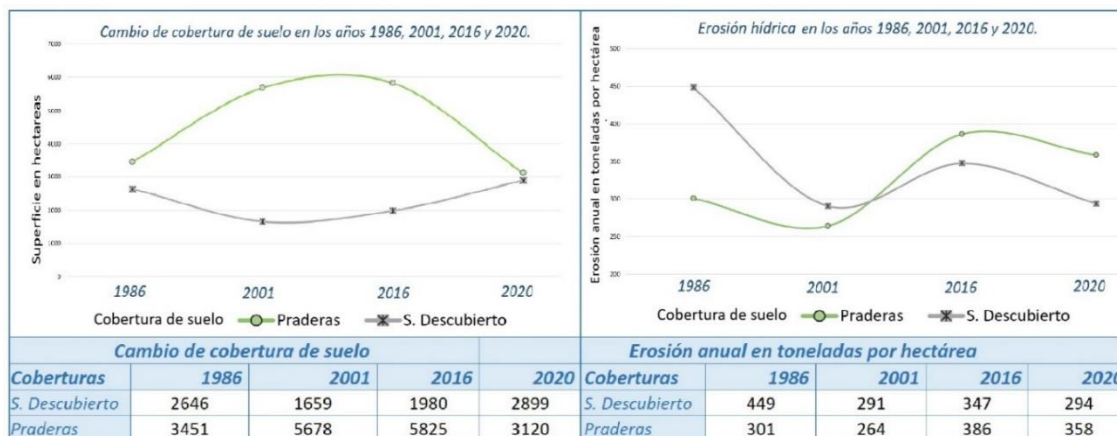
6.2.6 Suelo descubierto y praderas

Coberturas relacionadas en dinámica de cobertura de suelo (Figura N° 15), muestran una tendencia similar en la evolución de erosión RUSLE. Ambas coberturas entre los años 1986 a 2016, registraron un descenso de la erosión de -35% para suelo descubierto, pasando de 449 ton/ha/año a 291 ton/ha/año con un descenso en superficie de -37%, pasando de 2.646 hectáreas a 1.659 hectáreas, mientras que la segunda cobertura (Praderas) registró un descenso de la erosión de -12%, pasando de 301 ton/ha/año a 264 ton/ha/año, con un aumento en superficie de 65%, pasando de 3.451 hectáreas a 5.678 hectáreas.

Entre los años 2001 a 2016, la cobertura de suelo descubierto aumentó un 19% la erosión, pasando de 291 ton/ha/año a 347 ton/ha/año, con un aumento de superficie de 19%, pasando de 1.659 hectáreas a 1.980 hectáreas, igualmente la cobertura de praderas aumentó la erosión un 46%, pasando de 264 ton/ha/año a 386 ton/ha/año, con un aumento de superficie de 3%, pasando de 5.678 hectáreas a 5.825 ton/ha/año.

Entre los años 2016 a 2020, la cobertura de suelo descubierto disminuyó la erosión un -15%, pasando de 347 ton/ha/año a 294 ton/ha/año, con una disminución de -46% de superficie, pasando de 5.825 hectáreas a 3.120 hectáreas, mientras que la cobertura de praderas aumentó la erosión un 44%, pasando de 386 ton/ha/año a 358 ton/ha/año, con una disminución de superficie de -46%, pasando de 5.825 hectáreas a 3.120 hectáreas.

Figura N° 16: Comportamiento de las coberturas de suelo descubierto y praderas en los años 1986, 2001, 2016 y 2020. Izquierda: cambio de cobertura de suelo en hectáreas. Derecha: Erosión hídrica anual en toneladas por hectárea.



Fuente. Elaboración propia

6.2.7 Suelo urbano

Entre los años 1986 a 2001 la erosión aumentó un 23%, pasando de 0,07 ton/ha/año a 0,09 ton/ha/año, mientras que la superficie aumentó un 118%, pasando de 274 hectáreas a 597 hectáreas. Entre los años 2001 a 2016 la erosión aumentó un 17%, pasando de 0,09 ton/ha/año a 0,10 ton/ha/año, mientras que la superficie aumentó un 59%, pasando de 597 hectáreas a 951 hectáreas. Por último, entre los años

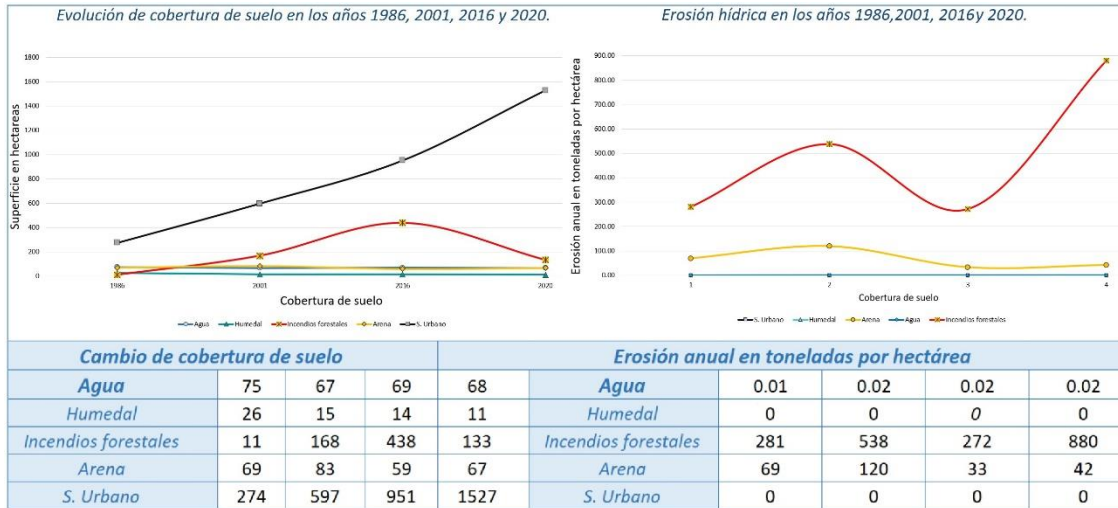
2016 a 2020 la erosión disminuyó un -4%, pasando de 0,10 ton/ha/año a 0,099 ton/ha/año, mientras que la superficie aumentó un 61%, pasando de 951 hectáreas a 1.527 hectáreas. El aumento de la erosión entre los años 1986 a 2020 fue de 38%, con niveles de erosión -nula- en la totalidad de los años evaluados.

6.2.9 Otras coberturas

Respecto al comportamiento erosivo de las coberturas de agua, humedal y arena, éstas salvo la última (Arena) poseen variaciones mínimas en la erosión RUSLE (Figura N° 16), registrando la cobertura de agua un total de 0,01 ton/ha/año en el años 1986 (75 hectáreas) y 0,02 ton/ha/año en el año 2001 (67 hectáreas), 0,02 ton/ha/año en el año 2016 (69 hectáreas) y 0,02 ton/ha/año en el año 2020 (68 hectáreas), mientras que la cobertura de humedal tuvo una erosión de 0,05 ton/ha/año en el año 1986 (26 hectáreas), 0,06 ton/ha/año en el año 2001 (15 hectáreas), 0,17 ton/ha/año en el año 2016 (14 hectáreas) y 0,06 en el año 2020 (11 hectáreas).

Respecto a los cambios registrado para la cobertura de arena, entre los años 1986 a 2001 aumentó su erosión un 73%, pasando de 69 ton/ha/año a 120 ton/ha/año, mientras que la superficie aumentó un 20%, pasando de 69 hectáreas a 83 hectáreas. Entre los años 2001 a 2016 la cobertura disminuyó un -73%, pasando de 120 ton/ha/año a 33 ton/ha/año, mientras que la superficie disminuyó un -29%, pasando de 83 hectáreas a 59 hectáreas. Por último, Entre los años 2016 a 2020 la cobertura aumentó su erosión un 28%, pasando de 33 ton/ha/año a 42 ton/ha/año, mientras que la superficie aumentó un 13%, pasando de 59 hectáreas a 67 hectáreas. La disminución global de la erosión entre los años 1986 a 2020 fue de un -3%, con niveles de erosión -moderado- en el año 1986, -severo- en el año 2001 y -moderado- en el año 2016 y 2020.

Figura N° 17: Comportamiento de diferentes coberturas de suelo en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.
Izquierda: Cambio de cobertura de suelo en hectáreas. Derecha: Erosión hídrica anual en toneladas por hectárea.



Fuente. Elaboración propia



VII. DISCUSIÓN

7.1 Caracterización de las coberturas de suelo

La ventaja de disponer de insumos tecnológicos tales como imágenes satelitales de libre acceso, ha potenciado la aparición de una ola de investigaciones que buscan comprender los diferentes cambios del uso/cobertura de suelo en Chile (Aguayo et al., 2009). En la actualidad, diversas investigaciones buscan detectar y cuantificar las transformaciones del paisaje, describir su dinámica temporal y patrones espaciales, indagando en los efectos ecológicos a escala local y regional (Aguayo et al., 2009; Donoso y Lara, 1996; Cisternas et al., 1999; Pauchard et al., 2006; Altamirano et al., 2007; León-Muñoz et al., 2017; Sepúlveda et al., 2019; Cuevas e Inaipil, 2020, etc.).

Tal disposición de imágenes satelitales sumado a la aparición de diversos softwares y del surgimiento de todo tipo de aplicaciones metodologías validadas para determinar el cambio de cobertura de suelo, permite en la actualidad determinar con fiabilidad las diferentes métricas del paisaje. En esta línea, la obtención de resultados confiables, respecto aquellas variables que permiten detectar y cuantificar los cambios de cobertura de suelo y su comportamiento temporal, aportan en la comprensión de las relaciones y dinámicas de los diferentes efectos del cambio de cobertura de suelo y la erosión hídrica a nivel de cuenca.

En primera instancia y con respecto a la determinación del cambio de cobertura de suelo en la cuenca del estero Coyanco, es importante precisar que la fiabilidad en la clasificación supervisada de las imágenes, muestra una tendencia a aumentar su precisión conforme la imagen se acerca al presente; 85% de fiabilidad para la imagen del año 1986 (Landsat 5) con un índice de Kappa de 0.83, 87% de fiabilidad para la imagen del año 2001 (Landsat 7), con un índice de kappa de 0.85, 94% de fiabilidad para la imagen del año 2016 (Landsat 8), con un índice de kappa de 0.93 y 96% de fiabilidad para la imagen del año 2020 (Landsat 8), con un índice de kappa de 0.95 (Anexo Tabla N° 3), logrando en todas las clasificaciones, exceder el porcentaje mínimo permisible de validación cartográfica correspondiente a 80% para el grado de confianza (Mas et al., 2003; Lesschen et al., 2005; Franco et al., 2006), y valores del índice de kappa que según Landis y Kock (1977) estarían dentro del rango aceptable de 0.61 a 0.8, Por tanto, se afirma que la cartografía producida en este trabajo no es producto del azar y que las categorías de cobertura de suelo se pueden discriminar en el área de estudio (Arenas et al., 2010).

En tal caso, dicha fiabilidad que se ve respaldada satisfactoriamente gracias a la aplicación del método de muestreo aleatorio estratificado (Stehman, 2000; Mas et al., 2003; Mas y Couturier, 2011), el cual mediante la selección espacial con base en el Mapa de recursos de vegetacionales de Chile de CONAF et al., (1999), y los catastros de recursos vegetacionales de CONAF de los años 2015 y 2017, que incorporación de forma adicional, puntos de muestreo aleatorios con imágenes de alta resolución disponibles en Google Earth, permitieron respaldar y corregir los resultados obtenidos en cada clasificación.

Respecto a los resultados obtenidos, uno de los elementos que precisa ser analizado, es la incorporación de la categoría de cobertura de suelo “Praderas”, categoría que añade un punto de vista interesante en el análisis y la comprensión de los cambios de cobertura de suelo. Es así como dicha incorporación permite acotar el fino rango de diferencia que existe entre las categorías de suelo descubierto y matorrales (Figura N° 17), añadiendo a su vez un valor de cobertura de suelo y erosión intermedio entre ambas categorías, lo que finalmente genero la secuencia; suelo descubierto, praderas y matorrales.

Figura 18: Izquierda: Zonas con suelo descubierto y matorrales. Derecha: zonas de praderas y matorrales.



Fuente. Elaboración propia (noviembre de 2020)

En la misma línea, se observan relaciones interesantes entre las cartografías de suelo descubierto y praderas (Figura N° 15), relaciones que precisan ser estudiadas con mayores detalles en próximas investigaciones, acotando las finas tolerancias entre ambas coberturas.

Otro aspecto relevante en la clasificación de coberturas de suelo realizada en este estudio es su dependencia con el análisis de erosión RUSLE. De esta forma, en un análisis netamente de cobertura de suelo, coberturas como la “tala rasa” serían clasificadas, corregidas y ajustadas al parámetro de tala rasa y/o uso forestal. Sin embargo, para ajustar los datos a un modelo de erosión RUSLE, dicha cobertura puede ser clasificada en coberturas como; matorrales, praderas o suelo descubierto.

Tal ajuste se traduce en que, por ejemplo; para el periodo 2001 a 2016 unas 200 hectáreas de tala rasa son convertidas en matorrales y otras 100 hectáreas en suelo descubierto (Coberturas presentes en el momento de la clasificación), mientras que, en la lógica de análisis de cobertura de suelo, el cambio sería una conversión de aproximadamente 300 hectáreas de tala rasa a plantaciones forestales (uso forestal). En tal caso Camacho-Sanabria et al., (2015) argumentan que el ajuste o corrección aplicado a las superficies derivadas de las imágenes clasificadas, es de suma importancia para el cálculo e interpretación del producto final, realizando un ajuste que permite mayor certeza y validez estadística, entendiendo los objetivos de la investigación.

Por último, al igual que en el trabajo realizado por Cuevas e Inaipil (2020), se observa la necesidad de contar con información aérea anterior al año 1986, información que apuntase a mejorar la comprensión de la dinámica en que interactuaron y cambiaron las métricas del paisaje durante un proceso “Inicial”. En este proceso es donde se registra a priori, la primera transformación del paisaje, “con la habilitación de terrenos agrícolas a expensas de la tala o quema de vegetación nativa” (Sanhueza y Azócar, 2000; citado en Aguayo et al., 2009, P. 370) donde grandes superficies de trigo reemplazaron al bosque nativo, situación que fue potenciada por el auge de la “Fiebre del oro”, período que surgió en 1848 en la costa Oeste de los Estados Unidos y en Australia, siendo Chile, país que vio la oportunidad de exportar materias primas y productos agrícolas (Memoria Chilena, 2019).

7.2 Pérdida de suelo RUSLE

Es posible considerar este estudio basado en RUSLE como un modelo predecible de erosión potencial y actual a nivel de cuenca (Valdebenito, 2020). Por tanto y al igual que en el trabajo realizado por Valdebenito (2020) donde fue calculada la erosión hídrica para la cuenca del río Claro, el modelo RUSLE podría realizarse para sectores de la cuenca o microcuenca presentes dentro de ella, mejorando con esto la fiabilidad de los resultados obtenidos.

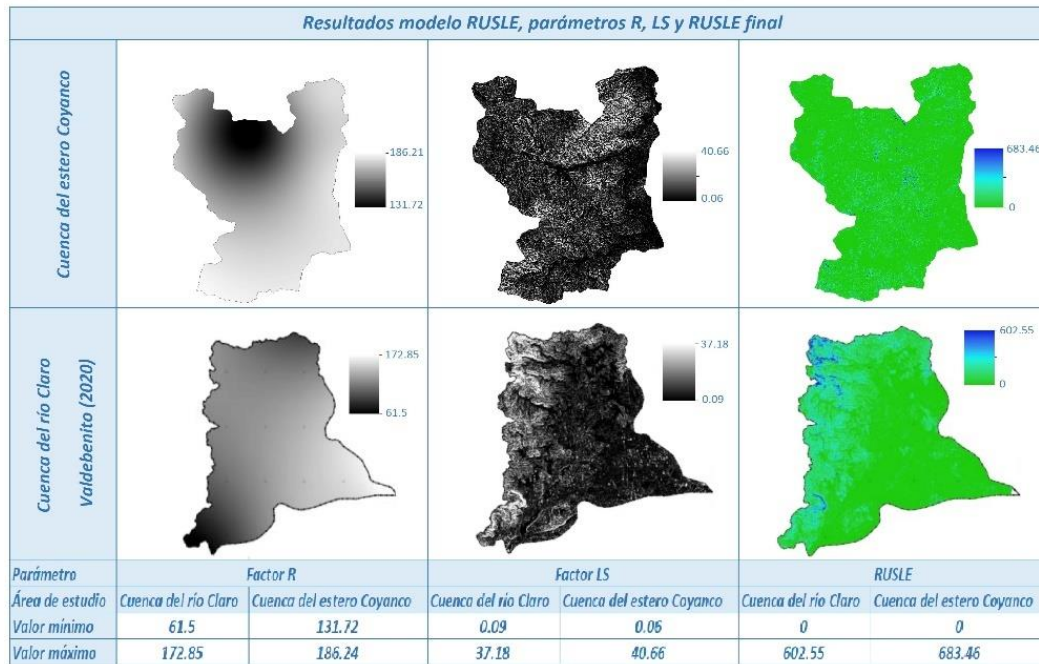
Por otra parte, una de las condiciones básicas para que este modelo de pronóstico sea capaz de estimar adecuadamente la pérdida de suelo, es que las condiciones hidroecológicas, sean favorables a un desarrollo significativo de la erosión por escurrimiento hídrico (Valdebenito, 2020), de esta forma los resultados obtenidos para la estimación del factor R, basado en la propuesta de Campos (2019), incorporaron un escenario de precipitación niño, considerando los datos del evento “Niño” del año hidrológico 2015-2016, aplicando así la máxima agresividad climática relacionada con las precipitaciones, haciendo posible entender el comportamiento erosivo de la cuenca durante un periodo lluvioso.

En contraste a los valores obtenidos en el factor R, Honorato et al., (2001) informaron valores de 800 MJ mm ha⁻¹ año⁻¹ para Chile central y 2000 MJ mm ha⁻¹ año⁻¹ para el sur de Chile, mientras en Valdebenito (2020) obtiene para la cuenca del río Claro, valores de entre 61,5 a 172,85, mientras que Campos (2019) obtiene valores de 84.67 a 170.57 para la cuenca del Andalien (Evento Niño) y de 59,24 a 114,97 (Evento Niña), valores que en tal caso, se ajustan y concuerdan con el valor del factor R en el presente estudio (131,72 a 186,21).

Respecto al factor LS, este resulta concordante con los resultados obtenidos por Honorato et al., (2001) y Bonilla et al., (2010) para las regiones del Centro y Sur de Chile, de igual modo que los resultados obtenidos por Valdebenito (2020), valores donde es posible contrastar un leve aumento en la cuenca del estero Coyanco con respecto a la cuenca del río Claro, diferencia gatillada principalmente por la presencia del cerro Cayumanque, además de similitud entre los resultados obtenidos por Campos (2019) y Valdebenito (2020) para los factores C, K y R, salvo formaciones y coberturas particulares no presentes entre las cuencas del río Claro y Andalién con respecto a la cuenca del estero Coyanco.

Finalmente se observa que los resultados obtenidos de RUSLE, se ajustan los valores globales presentados por Honorato et al., (2001) y Bonilla et al., (2010), mientras que a nivel local, serían similares a los obtenidos por Campos (2019) para microcuencas costeras del Centro y Sur de Chile, y Valdebenito (2020) para la cuenca del río Claro, Yumbel (Cuencas colindantes con el área de estudio), tal como se muestra en la siguiente figura:

Figura N° 19: Comparación de resultados obtenidos por Valdevenito (2020) para la cuenca del río Claro, con respecto a los valores obtenidos para la cuenca del estero Cuyancho en el presente estudio



Fuente. Elaboración propia con datos de Valdevenito (2020).

VIII. CONCLUSIONES

8.1 Cambio de cobertura de suelo

Respecto al análisis del cambio de cobertura de suelo y las dinámicas en que se presentan las principales fuerzas transformadoras del paisaje, dichos cambios concuerdan con las observaciones de autores como; Aguayo et al., (2009); Donoso y Lara, (1996); Cisternas et al., (1999); Pauchard et al., (2006); Altamirano et al., (2007); León-Muñoz et al., (2017) y Sepúlveda et al., (2019), quienes indican un proceso “inicial” de reemplazo de bosque nativo a favor de una creciente industria agropecuaria. Según Vargas (2019), dicho reemplazo comenzaría a principios del siglo XVII y tuvo su auge durante la fiebre del oro en California (1848-1853) y Australia (1850-1857), situación relacionada con los datos obtenidos en la cuenca entre los años 1986 a 2001, donde se observa un ya reducido suelo agrícola, situación evidenciada por el 29% de regeneración atribuido a praderas y matorrales posteriormente forestados.

De esta forma, 4.180 hectáreas de matorrales y praderas son transformadas al uso forestal (tala rasa y plantaciones forestales), uso que registró un incremento del 61% y que de forma directa o indirecta se relaciona con los procesos predominantes en la cuenca, los cuales alcanzaron un 30% de forestación y 22% de deforestación. Tal situación es significativamente mayor a la observada por Cuevas e Inaipil (2020) en la cuenca del río Claro, donde las plantaciones forestales registraron un incremento del 37% en igual periodo. Este aumento se explica en parte, por la implementación del modelo forestal a partir del año 1974 a través del decreto de ley (DL) N° 701, que tuvo por objetivo incentivar la forestación y regular la corta o explotación de bosques nativos y plantaciones en terrenos de aptitud preferentemente forestal. Dicho (DL) ha tenido distintas modificaciones a lo largo del tiempo.

En esta línea Contreras (1989, P. 25) señala que para comienzos de la década de los 80’ “La región del Biobío se convirtió en una región forestal sustentada en el hecho de que el 53% de sus tierras productivas son de aptitud exclusivamente forestal (...), donde el 38% corresponde a terrenos de praderas con problemas de erosión que se están utilizando de forma progresiva para el cultivo de árboles maderables” en especial, plantaciones de pino y eucaliptus. Para el año 1995 el decreto de ley (DL) N° 701 se modifica con el objetivo de “Prorrogar el régimen de las bonificaciones y manejo hasta el año 2011, orientando este a suelos degradados y a pequeños propietarios forestales (Gallardo, 2013), argumento que concuerda con las 577 hectáreas de suelo descubierto y praderas, incorporadas al uso forestal para el año 2001.

Como consecuencia directa o indirecta del decreto de ley (DL) N° 701, éste constituyó un argumento legal para el fomento y expansión forestal, provocando en algunos casos la sustitución de bosque nativo o matorrales que anteriormente fue suelos agrícolas, y que para el año 1986 eran considerados improductivos, situación respaldada por el considerable incremento del uso forestal a costa de matorrales, praderas y suelos descubierto.

En la actualidad Gysling y Soto (2016) observan que 63,7% del PIB forestal del país se concentra en actividades de silvicultura y extracción y procesamiento de madera, celulosa y papel, mientras que, a nivel de rubro, las industrias de aserrío, tableros y chapas, y de postes y polines se basan casi exclusivamente en pino radiata, mientras que las astillas se fabrican a partir de eucaliptus (Instituto forestal, 2020).

Entre los años 2001 a 2016, los suelos agrícolas registran un aumento de 25%. Para tal periodo diversos programas de apoyo realizados por el estado chileno apuntaron a fortalecer a propietarios agrícolas con la implementación de diferentes iniciativas de incentivo económico, destinado a la recuperación de suelos degradados, inversión tecnológica y asistencia técnica. Paralelo a aquello, el uso forestal aumento un 8% (1.059 hectáreas adicionales), situación contraria a la tendencia registrada por León-Muñoz et al., (2017), quien establece para la zona Centro Sur de Chile al año 2011, como el año de mayor aumento en tal cobertura. Sin desmedro de tal argumento, es importante destacar que, en tal periodo del uso forestal, 165 hectáreas de plantaciones forestales son afectadas por incendios forestales y 534 hectáreas son taladas. En este periodo (año 2006) es puesto en operación el complejo industrial y forestal Nueva Aldea de Celco S.A, complejo que, sumado a la ampliación de la red vial, explicaría en parte, la pérdida de 42 hectáreas de uso forestal a manos del suelo urbano.

Finalmente, entre los años 2016 a 2020, el suelo agrícola aumentó un 49% (822 hectáreas). No obstante, no recuperó la superficie que abarcaba en el año 1986 (1.728 hectáreas), mientras que la cobertura de matorrales se estabilizó luego importantes pérdidas registradas a favor del uso forestal, donde este último, se estabilizó en un 6%, lo que puede ser explicado en parte por el fin del Decreto de ley N° 701 en diciembre de 2012.

Por otra parte, el bosque nativo que perdió entre los años 1986 a 2016 un 34% de superficie (186 hectáreas) de las cuales 118 hectáreas son convertidas en matorrales, lo que concuerda con los incendios forestales ocurridos en el verano del año 2012 y que afectaron en parte bosque nativo ubicado

en el cerro Cayumanque (Figura N° 19), el cual en el año 2013 es intervenido por el gobierno regional del Biobío, con un fondo de 4,4 millones de dólares para la restauración ecológica (Echeverría, 2015). Dicha restauración en curso sobre el cerro que concentra la mayor parte del bosque nativo en la cuenca explicaría en parte, el incremento del 31% de bosque nativo entre 2016 a 2020. De forma analítica González et al., (2011) afirman que en los últimos años, los gobiernos se están enfocando en resolver problemáticas relacionadas con restauración ecológica, direccionando importantes cifras de dinero en respuesta a desastres que ocurren cada vez con mayor frecuencia y severidad, siendo evidente una falta de comprensión del efecto y naturaleza de los procesos ecológicos y la respuesta de los ecosistemas a estos (Echeverría, 2015), situación que en suma, limita la adecuada gestión y asignación de recursos.

Figura 20: Incendios forestales en las laderas del cerro Cayumanque verano de 2012.



Fuente. Gobierno regional del Biobío (2020).

Paralelo a esto, el suelo urbano registró un crecimiento exponencial del 457% entre los años 1986 a 2001. Tal crecimiento se ve respaldado por procesos transformadores del paisaje, tales como: la implementación en el año 1965 del Ministerio de vivienda y urbanismo- MINVU, el cual dio impulso en materia de crecimiento urbano a las principales ciudades de la zona Centro y Sur de Chile, (Gross 1994) impulso que a su vez estuvo orientado por la política nacional de desarrollo urbano del año 1979, donde un hito relevante fue la compra por parte de privados, de terrenos adyacentes a laguna Avendaño, situación favorecida por la concesión de terrenos municipales a empresarios locales durante la década de los 80'. De este modo se dio impulso a una creciente oferta turística y residencial en la zona, siendo

en un futuro (2020-2050) necesario incorporar otras 150 hectáreas al suelo (Plan de desarrollo comunal de Quillón, 2014).

En esta dirección Camus y Hajek (1998) indican que la política pública de sustitución de importaciones convirtió a la ciudad chilena en un foco de atracción de mano de obra, situación reflejada en importantes procesos migratorios del campesinado, ante lo cual autores como Henríquez et al., (2007); Azócar et al., (2007) y Aguayo et al., (2009), indican que la mayoría de las ciudades chilenas se han emplazado sobre áreas de alta productividad agropecuaria

Finalmente es posible comprender que los principales cambios del paisaje obedecen a procesos transformadores ligados a la implementación de los modelos forestal y agrícola en el área de estudio. En tal dirección, la cobertura de suelo agrícolas ya reducida y que, sumado a la industria forestal creciente, generan desde el año 1986, una interacción que permeo y modificó a otras coberturas, tales como; matorrales, praderas y suelo descubierto, a la par del fenómeno de crecimiento urbano, y de iniciativas regionales focalizadas en recuperar parte del bosque nativo deteriorado en un proceso “Inicial” y anterior al año 1986.



8.2 Pérdida de suelo RUSLE

La implementación de RUSLE en relación con el cambio de cobertura de suelo permitió un análisis de escenarios de pérdida de suelos para los años 1986, 2001, 2016 y 2020. En esta línea y con base en la metodología aplicada, los valores resultantes no deben ser interpretados como valores absolutos. Sino más bien, como valores de estimación para tales años.

De esta forma, la cuenca del estero Coyanco entre los años 1986 a 2016 ya presentaba niveles de erosión “severos”, alcanzando en el año 2020 un nivel de versión “muy severo”, rango que manifestaría erosión laminar, de cárcavas o de manto muy acelerado, siendo un atributo característico la presencia de cárcavas con profundidad mayor a 1 metro (CIREN, 2010_a), similares a las registradas por Valdebenito (2020) para la cuenca del río Claro y a las observadas durante visita a terreno como se muestra en la siguiente figura:

Figura 21. Formación de cárcavas en la cuenca del estero Coyanco.



Fuente. Elaboración propia (noviembre de 2020).

En este sentido, la estimación de erosión “Muy severa”, sería concordante con informes como el realizado por el instituto de recursos naturales del año 1979, el cual estimo que, para aquella fecha, el 66% de la región del Biobío, presentaba diferentes niveles de erosión, de los cuales el 42% del secano interior alcanzaban niveles de erosión considerados como “Graves”.

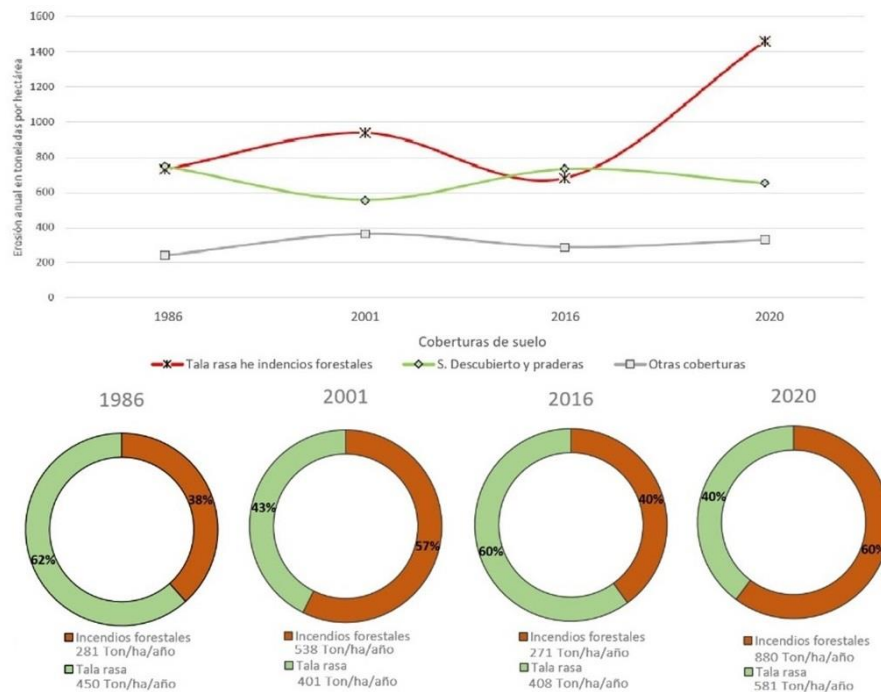
Por otra parte, la dinámica de pérdida de suelo RUSLE muestra un crecimiento temporal en los niveles de erosión, con un aumento de 48% entre los años 1986 a 2020 (1.718 ton a 2.443 ton). Los efectos -in situ- son particularmente importantes en las coberturas de tala rasa y zonas afectadas por incendios forestales, coberturas y procesos que erosionaron a nivel de cuenca un 43% en el año 1986 (730 ton/ha/año), 51% en el año 2001 (939 ton/ha/año), 40% en el año 2016 (681 ton/ha/año) y 60% en el año 2020 (1461 ton/ha/año). En relación a las zonas afectadas por incendios forestales, autores como Benito et al., (2014); García-Corona et al., (2004); Varela et al., (2005) y Varela et al., (2010), discuten sobre la severidad, el tipo de fuego y su relación con el potencial erosivo de este. Ejemplos de estudios realizados en coberturas de matorral, pino y eucalipto, indican una marcada pérdida de estabilidad del agregado del suelo, con la consecuente erodabilidad de este, y que a su vez tales efectos dependerán de la intensidad, recurrencia y duración del incendio (BNCC, 2009).

Investigaciones realizadas por García-Corona et al., (2004) y Rodríguez-Alleres y Benito (2012), muestran que el fuego modifica la distribución en profundidad, la intensidad y persistencia de la capa de suelo repelente al agua, dependiendo de la severidad del fuego, éste afecta a la conductividad hidráulica y favorece, por tanto, la formación de flujos de escorrentía superficial y la erosión del suelo (Benito et al.,

2014). De esta forma, trabajos como el realizado por Oyarzún (1993) indica que en la región del Biobío, la erosión estaría relacionada además de las malas prácticas de manejo, al deterioro de suelos afectados por incendios forestales, la tala de bosques nativos e introducidos (tala rasa), situación que se intensificaría con malas prácticas como la aplicación de tala rasa con posterior quema de residuos., En este sentido Contreras et al., (2012) recomienda una adecuada planificación de las operaciones forestales en referencia a la pérdida de suelo producida por un mal manejo de tala rasa, recomendando establecer los mejores momentos para aplicar faenas forestales y la necesidad de implementar o no técnicas de protección del suelo frente a la erosión.

De igual forma, las coberturas de praderas y suelo descubierto erosionaron un 44% de la cuenca en el año 1986 (794 ton/año), 30% en el año 2001 (555 ton/año), 43% en el año 2016 (724 ton/año) y 27% en el año 2020 (652 ton/año). La variabilidad de la erosión de estas coberturas estaría relacionada por el aumento significativo del uso forestal (Figura N° 21), donde este, se establece sobre coberturas de matorrales, praderas y suelo descubierto y que para los años 2016 y 2020, aumento su superficie a expensas de la dinámica “suelo descubierto- praderas”. De esta forma, el uso forestal y en específico la tala rasa erosionó entre el 22% al 24% del total erosionado por la cuenca.

Figura N° 22: Erosión en toneladas por hectárea de las coberturas de tala rasa y suelo quemado, suelos descubierto y praderas y el resto de las coberturas clasificadas en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.



Fuente. Elaboración propia

8.3 Consideraciones finales

La erosión y pérdida de suelo en la cuenca del estero Coyanco, es un problema grave que debe ser atendido, evitando futuros procesos que podrían ser irreversible en una cuenca con capacidades del uso de suelo predominantes en las clases V, VI y VII, es decir, suelos de lomaje, delgados y poco adecuados para la agricultura, y que un alto porcentaje de las coberturas de suelo de la cuenca poseen erosión moderada, severa y en algunos casos muy severa, con prácticas de manejo predial no sustentables (cultivos en favor de la pendiente, sobrepastoreo, barbechos desnudos, quemas y desforestación por tala rasa, con presencia continua de zanjas y cárcavas).

Respecto al cambio de cobertura de suelo, se establece relación entre las dinámicas del paisaje y los diferentes procesos ocurridos en la cuenca, procesos que modifican el comportamiento y distribución de dichas coberturas, alterando a su vez la dinámica y evolución de la erosión en los años estudiados,

recomendando especial atención al modelo forestal, y especialmente a los planes forestales, atendiendo a la importancia ecológica de planificar la tala rasa, donde a nivel gubernamental las nuevas políticas públicas deben considerar los beneficios y costos socio- ambientales de los incentivos de forestación antes de implementar nuevos programas (Heilmayr, 2020), en tal caso, el presente estudio aporta experiencias que podrían ayudar a comprender los efectos del cambio de cobertura de suelo sobre los procesos de erosión hídricos en la cuenca.

Por otra parte, para detener el problema de erosión, se deben diseñar y realizar prácticas de conservación de los suelos que prevengan los procesos de erosión y que permitan restaurar parte de las tierras degradadas (Valdebenito, 2020). En tal caso, los escenarios generados en el presente estudio aportan tanto en metodología como en análisis de dicha problemática.

Finalmente, es posible establecer que los procesos y dinámicas del cambio de cobertura de suelo, así como también el arreglo espacial (patrón) del paisaje, estarían relacionadas con los procesos de erosión hídricos en la cuenca, en consecuencia, en manejo de las coberturas de suelo como variable incidente, aporta relevancia a la hora de aplicar prácticas de control, manejo y restauración, sobre una cuenca donde la gravedad del daño necesita de esfuerzos conjuntos entre el estado, la comunidad científica y poseedores de la tierra.

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- AGUAYO, M., PAUCHAR, A., AZÓCAR. (2009). Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX: Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista chilena de historia natural*, 82(3), pp. 361–374. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2009000300004>
- ALMOZA, Y., SCHETTECATTE, W., MEDINA, H., y ALONSO, G. (2007). Metodología para la Estimación del Factor Erosividad de las Precipitaciones en el Modelo (RUSLE). *Zonas Áridas*, 11(1), pp.150–158.
https://www.academia.edu/22618288/Estimación_del_factor_de_erosividad_de_las_precipitaciones_en_la_Región_de_Coquimbo
- ALTAMIRANO, A., ECHEVERRÍA, C., y LARA, A. (2007). Efecto de la fragmentación forestal sobre la estructura vegetal de las poblaciones amenazadas de *Legrandia concinna* (Myrtaceae) del Centro-Sur de Chile. *Revista chilena de historia natural*, 80(1), pp. 27–42. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2007000100003>
- ALVES, D. (2002). Space-time dynamics of deforestation in Brazilian Amazonia. *International Journal of Remote Sensing*, 23(14), pp. 2903–2908. <https://doi.org/10.1080/01431160110096791>
- ANDERSON, J., HARDY, E., ROACH, J., y WITMER, R. (1976). Land use and landcover classification system for use with remote sensor data. *U S Geological Survey Circular 671*, Prof Pap, 8(964), pp. 1-28. <https://pubs.usgs.gov/pp/0964/report.pdf>
- ARENAS, S.; HAEGER, J. y JORDANO, D. (2010). Aplicación de técnicas de teledetección y gis sobre imágenes quickbird para identificar y mapear individuos de peral silvestre (*Pyrus bourgeana*) en bosque esclerófilo mediterráneo. *Revista de Teledetección*, Vol. 35, p. 55-71
- ARANEDA, A., CISTERNAS, M., y URRUTIA, R. (1999). USLE y análisis isotópicos en la reconstrucción de la historia erosión en una cuenca lacustre. *Revista Bosque (Valdivia)*, 20(2), pp. 95–105. <https://doi.org/10.4206/bosque.1999.v20n2-09>
- ARNOLD, H. (1977). Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. En *FAO soil bulletin, assessing soil degradation* 1(34) pp. 39–48. <http://www.fao.org/3/a-ar114e.pdf>
- AZÓCAR, G. SANHUEZA, R. y HENRÍQUEZ, C. (2003). Cambio en los patrones de crecimiento en una ciudad intermedia: el caso de Chillán en Chile Central, pp. 87. Santiago, Chile: EURE (Santiago), 2003, Vol. 29. ISSN 0250-7161.

- BARBIER, E., BURGESS, J., y GRAINGER, A. (2010). The forest transition: Towards a more comprehensive theoretical framework. *Journal Land Use Policy*, 27(2), pp. 98–107. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.02.001>
- BASCUÑÁN, S. (2010). Relación entre la erosión producida por un flujo superficial en suelos finos y algunas propiedades de estos. Universidad de Chile, Facultad de ciencias físicas y matemáticas, pp. 1-222. http://repositorio.uchile.cl/tesis/uchile/2010/cf-bascunan_sc/pdfAmont/cf-bascunan_sc.pdf
- BENITO, E., VARELA, M. y RODRÍGUEZ-ALLERES, M. (2014). Efectos de los incendios forestales en la erosionabilidad de los suelos en Galicia. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 40(2), 353. <https://doi.org/10.18172/cig.2502>
- BIENES-ALLAS, R. (2006, junio). La erosión hídrica: Importancia y clases. Parámetros climáticos condicionantes de la erosión (intensidad, torrencialidad, aridez, déficit hídrico, tamaño gota). Bienes y Marqués (eds), 1(2), pp. 1–19.
- BOARDMAN, J., PARSONS, A., HOLLAND, R., HOLMES, P., y WASHINGTON, R. (2003). Development of badlands and gullies in the Sneeuberg, Great Karoo, South Africa. *Journal Catena*, 50(2–4), pp. 165–184. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(02\)00144-3](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(02)00144-3)
- BONILLA, C., REYES, J., y MAGRI, A. (2010). Estimación de la erosión hídrica empleando la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Revisada (RUSLE) y SIG en Chile Central. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 70(1), pp. 159–169. <https://doi.org/10.4067/S0718-58392010000100017>
- CAMPOS, S. (2019). Efectos de la dinámica de cobertura de suelo sobre la escorrentía superficial en microcuencas costeras del Centro Sur de Chile. Universidad de Concepción, facultad de ciencias forestales, pp. 54.
- CAMUS, P. y HAJEK, E. (1999). Historia ambiental de Chile. Descripción general de períodos en la historia ambiental y 15 estudios de casos de conflictos ambientales. Santiago: Andros Impresores, 1999. pág. 183. ISBN 956-288-091-5.
- CASTRO, A. (2018). Erosión en Chile: una mirada histórica y geográfica para entender el proceso de la expansión forestal en las comunas de Constitución, Empedrado y Chanco: Región del Maule. Disponible en <http://repositorio.uchile.cl/handle/2250/152590>
- CIREN, Centro de información de recursos naturales. (2010a). Determinación de la erosión actual y potencial de los suelos de Chile. En Ministerio de Agricultura. 9(53), pp. 1-292 <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

- CIREN, Centro de información de recursos naturales. (2010b). Determinación de la erosión actual y potencial de los suelos de Chile. Región del Biobío. (1), pp. 51. Ministerio de Agricultura.
- CISNEROS, J. GLORIA, C. GUTIERREZ, C. GUSTAVO, J. y ANGEL, M. (2012). Erosión hídrica: Principios y técnicas de manejo. Cantero, J., Nuñez, C., y Amuchástegui, C. (eds.); 1(7), pp. 290. Editorial UniRio. www.unrc.edu.ar/unrc/comunicacion/editorial/
- CISTERNA, M. MARTINEZ, P. OYARZUN, C. y DEBELS, P. (1999). Caracterización del proceso de reemplazo de vegetación nativa por plantaciones forestales en la cuenca lacustre de la cordillera de Nahuelbuta, VIII Región, Chile. Revista Chilena de historia natural, Vol, LXXII, mayo-septiembre, 661-667.
- CONAF, Corporación Nacional Forestal. (2011). Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile: Monitoreo de cambios y actualizaciones período 1997 - 2011. Santiago, Chile. 28 p.
- CONAF, Corporación Nacional Forestal, CONAMA, Comisión Nacional del Medio Ambiente, BIRF, Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento, UACH, Universidad Austral de Chile, PUC, Pontificia Universidad Católica de Chile, UC, Universidad Católica de Chile. (1999). Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile: Informe nacional con variables ambientales. Santiago, Chile. 89 pp.
- CONTRERAS, R. (1989). Región del Biobío: Actividad forestal; Grupos económicos y capital transaccional (Una contribución regional al desarrollo de la democracia), Revista Periferia, Vol. I, Núm. 1, octubre, Santiago de Chile, pp. 38. [En Línea] [Fecha de consulta 3 de enero 2019]. Disponible en <http://www.memoriachilena.gob.cl/archivos2/pdfs/MC0005679.pdf>
- CONTRERAS, J. BONILLA, C. y TRONCOSO, J. (2012). Nuevo método de evaluación del riesgo de erosión hídrica en operaciones forestales basado en la variabilidad de las precipitaciones. Bosque (Valdivia), 33(1), 17–18. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002012000100009>
- Cuevas, F. y Inaipil, W. (2020). Cambio de uso de suelo en la cuenca del río Claro, región del Biobío, en los años 1986, 2001, 2016 y 2020. Geográfica Del Sur, 9(1), 44-56. <https://doi.org/10.29393/GS9-5FCCU20005>
- DEFRIES, R. FOLEY, J. y ASNER, G. (2004). Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. Frontiers in Ecology and the Environment, 2(5), pp. 249–257. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0249:LCBHNA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0249:LCBHNA]2.0.CO;2)
- ECHEVERRÍA, C., COOMES, S., REY-BENAYAS, J. LARA, A., y NEWTON, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. Journal Biological Conservation,

130(4), pp. 481–494. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.017>

- ECHEVERRÍA, C. GONZALES, M. y SMITH-RAMÍREZ, C. (2015). Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos: Current state of ecological restoration in Chile: Perspectives and challenges. *Anales del Instituto de la Patagonia* 43(1), pp.11-21. DOI: 10.4067/S0718-686X2015000100002
- ESCOBAR, D. (2019). Estimación de la erosión hídrica en la zona semiárida del Norte chileno mediante la ecuación universal de pérdida de suelo (USLE)): El caso de Punitaqui. Región de Coquimbo. [Universidad de Chile]. <http://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/173350/estimacion-erosion-hidrica.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- ESPINOSA, M., ANDRADE, E., RIVERA, P., y ROMERO, M. (2011). Degradación de suelos por actividades antrópicas en el Norte de Tamaulipas, México. *Revista Papeles de geografía*, 53(53), pp. 77–88. <https://www.redalyc.org/pdf/407/40721572006.pdf>
- FAO, Organización de las naciones unidas para la alimentación y agricultura. (1996). Forest resources assessment 1990. Surve of tropical forest cover and study of change processes. En *Forestry Paper* pp. 149. ISBN-10: 1379272777
- FORMAN, R., y GPDRON, M. (1986). *Landscape ecology*. Editorial Wiley, 58(1), pp. 24. <https://doi.org/10.5632/jila.58.302>
- FRANCO, S. REGIL, C. GONZÁLEZ y NAVA, G. (2006). Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el período 1972-2000 (parte b). *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* (61):38-57.
- GALLARDO, E. (2013). *Manual de Derecho Forestal*. Santiago: Corporación Nacional Forestal, 2013. pág. 265. ISBN: 978-956-7669-31-8.
- GARCÍA-CORONA, R. BENITO, E. DE BLAS, E., y VARELA, M. (2004). Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behaviour in two north-western Spanish soils. *International Journal of Wildland Fire*, 13(2), 195–199. <https://doi.org/10.1071/WF03068>
- GYSLING, j. y SOTO, D. (2016). *Industria forestal primaria en Chile: Período 2006-2015*. Santiago de Chile: INFOR: Instituto forestal, 2016. ISBN: 978 - 956 - 318 - 130 - 2.
- GOBIERNO REGIONAL DEL BIOBÍO, SEREMI DEL MEDIO AMBIENTE (2020). *Restauración del Ecosistema Cayumanque, una experiencia de restauración a escala de paisaje desde la institucionalidad pública, Chile*. 155 pp

- GONZÁLEZ, M. LARA, A. URRUTIA, R. y BOSNICH, J. (2011). Cambio climático y su impacto potencial en la ocurrencia de incendios forestales en la zona centro-sur de Chile (33° - 42° S). *Bosque*, 32, 215-219
- GRANADOS, C. (2014). Efecto de borde en la composición y en la estructura de los bosques templados. Sierra de Monte Alto, Centro de México. *Caldasia*, 36(2), pp. 269–287. <https://doi.org/10.15446/caldasia/v36n2.47486>
- GROSS, P. (1994). Ministerio de las Culturas, las Artes y el Patrimonio, pp. 113-114. Santiago, Chile: Eure, 1994, Vol. 59. BN Código: RC0030529 N° Sistema: 215555.
- HEILMAYR, R. ECHEVERRÍA, C. FUENTES, R. y LAMBIN, E. (2016). A plantation-dominated forest transition in Chile. *Journal Applied Geography*, (75), pp. 71–82. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.07.014>
- HEILMAYR, R. ECHEVERRÍA, C. LAMBIN, E. 2020. Impacts of Chilean forest subsidies on forest cover, carbon and biodiversity. *Nature Sustainability*. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0547-0>
- HENRÍQUEZ, C., y AZÓCAR, G. (2007). Propuesta de modelos predictivos en la planificación territorial y evaluación de impacto ambiental. *Scripta Nova: Revista de geografía y ciencias sociales*, 11(11), pp. 39. <https://doi.org/10.1344/sn2007.11.1368>
- HONORATO, R. BARRALES, L. PEÑA, I. y BARRERA, F. (2001). Evaluación del Modelo USLE en la Estimación de la Erosión en seis Localidades entre la IV y IX Región de Chile. *Ciencia e investigación agraria. Revista latinoamericana de ciencias de la agricultura*, 28(1), pp. 7–14. <https://doi.org/10.4067/rcia.v28i1.431>
- HOOKE, R. MARTÍN-DUQUE, J. y PEDRAZA, J. (2012). Land transformation by humans: Journal A review. *GSA Today*, 22(12), pp. 4–10. <https://doi.org/10.1130/GSAT151A.1>
- INSTITUTO FORESTAL, INFOR. (2020). Anuario forestal 2020, Boletín estadística N° 177, CHILEAN STATISTICAL YEARBOOK OF FORESTRY 2020. Gobierno de Chile, Ministerio de agricultura, pp. 1-274. ISBN: 978-956-318-165-4
- IROUMÉ, A. y PALACIOS, H. (2013). Afforestation and changes in forest composition affect runoff in large river basins with pluvial regime and Mediterranean climate, Chile. *Journal of Hydrology*, (505), pp. 113–125. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.09.031>
- LAMBIN, E. GEIST, H. y LEPEERS, E. (2003). Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions. *Journal Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), pp. 205–241.

<https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>

- LAMBIN, E. y MEYFROIDT, P. (2010). Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Journal Land Use Policy*, 27(2), pp. 108–118. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.003>
- LANDIS, J. y KOCK, G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, Vol. 33, p. 159-174.
- LARA, A. ARAYA, L. CAPELLA, J. FIERRO, M. y CAVIERES, A. (1989). Evaluación de la destrucción y disponibilidad de los recursos forestales nativos en la VII y VIII Región. Informe Técnico, Comité Pro-defensa Fauna y Flora. (1), pp. 22.
- LARA, A. DONOSO, C. ARAVENA, J. (1996). La conservación del bosque nativo en Chile: Problemas y desafíos. *Ecología de los bosques nativos de Chile* (Arceño, J.; Villagrán, C., Arroyo, M. eds). Editorial Universitaria, Santiago de Chile, 335-362
- LECLERC, G. (1778). *Histoire naturelle générale et particulière* (Georges Louis Leclerc (ed.); l'Imprimerie Royale, (1), pp 615. <https://books.google.es/books?id=AxpZup7oVQ8C>
- LEÓN-MUÑOZ, J. ECHEVERRÍA, C. FUENTES, R. y ABURTO, F. (2017). How is the land use-cover changing in drinking water catchments in the coastal range of south-central Chile (35° - 38.5° S)? *Revista Bosque (Valdivia)*, 38(1), pp. 203–209. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002017000100020>
- LESSCHEN, J. VERBURG, P. y STAAL, S. (2005). Statistical methods for analysing the spatial dimension of change: Land use and farming systems. Lucc Report Series No. 7. Land-Use and Land-Cover Change (LUCC) Project. Netherlands: The International Livestock Research Institute, Nairobi, Kenya y Wageningen University.
- LLOARVA-JAÑA, M. ORTIZ, C. NAVARRETE-MONTALVO, J. y VALENZUELA, R. (2017). La agricultura y la élite agraria chilena a través de los catastros agrícolas, c.1830-1855. *Revista de Historia (Chile)*, 50(2), pp. 597–639. <https://doi.org/10.4067/s0717-71942017000200597>
- LOBO-LÚJAN, D. OLIVARES, B. y KOEN, V. (2013). Estimación del factor de erosividad de la lluvia en la zona semiárida de San Pedro de Atacama, CHILE. *Revista GEOMINAS*, 41(62), pp. 135.
- LYNDEN, G. y OLDEMAN, L. (1997). The assessment of the status of human-induced soil degradation in south and southeast Asia. International Soil Reference and Information Centre, ISRIC. (1), pp. 1-41.
- MANCILLA, G. (2008). Conservación De Suelos. "Usos de la ecuación universal de pérdidas de suelo

(USLE) [Universidad de Chile]. <http://repositorio.uchile.cl>

- MAS, J. REYES, J. y PÉREZ, A. (2003). Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: Una revisión. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* (51):53-72.
- MEYER, W. y TURNER, B. (1994). Changes in land use and land cover: A global perspective. *Changes in land use and land cover: Journal A global perspective*, 10(6), pp. 258–259. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(00\)89086-2](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(00)89086-2)
- MORGAN, R. (1997). *Erosión y conservación del suelo* (Spanish Edition). Editorial Mundi-Prensa. 1(1), pp. 34. <https://www.iberlibro.com/9788471146793/Erosión-conservación-suelo-Morgan-8471146797/plp>
- MURCIA, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. En *Trends in Ecology y Evolution. Elsevier Current Trends*. 1(2), pp. 58–62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS, ONU. PROGRAMA DE LAS NACIONES UNIDAS PARA EL DESARROLLO, PNUD. PNUD, y ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA ALIMENTACIÓN Y LA AGRICULTURA, FAO. (2008). ASDF: An object-oriented service discovery framework for wireless sensor networks. *International Journal of Pervasive Computing and Communications*, 4(4), pp. 371–389. <https://doi.org/10.1108/17427370810932141>
- OYARZÚN, C. (1993). Evaluación del modelo U.S.L.E. para predecir pérdidas de suelo en áreas forestadas de la cuenca del río Bío-Bío. *BOSQUE* 14(1): 45-54. <http://revistas.uach.cl/pdf/bosque/v14n1/art06%20-%20copia.pdf>
- ÖZHAN, S. BALCI, A. ÖZYUVACI, N. HIZAL, A. GOKBULAK, F. y SERENGIL, Y. (2005). Cover and management factors for the Universal Soil-Loss Equation for forest ecosystems in the Marmara region, Turkey. *Forest Ecology and Management*, 214(1–3), pp. 118–123. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.050>
- OZAHIN, E. DURU, U. y EROGLU, I. (2018). Land use and land cover changes (LULCC), a key to understand soil erosion intensities in the Maritsa Basin. *Journal Water MDPI*, 10(3), pp. 335. <https://doi.org/10.3390/w10030335>
- PASCUAL, J. VIDAL, C. SÁNCHEZ, J. MASÍÁ, F. y ARNAU, E. (2001). Valoración de la idoneidad de los índices PCI y MFI para estimar la concentración y agresividad de las precipitaciones en la Comunidad Valenciana. *Revista de la Sociedad Española de Geomorfología y Asociación Española*

para el Estudio del Cuaternario, 15(3), pp. 77–84.
<https://recyt.fecyt.es/index.php/CUGEO/article/view/17088>

- PAUCHARD, A. AGUAYO, M. PEÑA, E. y URRUTIA, R. (2006). Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Journal Biological Conservation*, 127(3), pp. 272–281. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.015>
- PAZ-GONZÁLEZ, A. y VIDAL, E. (2017). Erosión y escorrentía. *Journal ResearchGate. Conference: XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, At Paraná, Entre Ríos* 1(1), pp. 1-12. https://www.researchgate.net/publication/314658817_EROSION_Y_ESCORRENTIA
- PIZARRO, R. AUSENSI, P. ARAVENA, D. y SANGUEZA, C. (2009). Evaluación de métodos hidrológicos para la completación de datos faltantes de precipitación en estaciones pluviográficas de VII región del Maule, Chile. *Journal Current Biology*, 1(1), pp. 1905–1910. <https://doi.org/10.1089/ees.2013.0409>
- PLAN DE DESARROLLO COMUNAL DE QUILLÍN, PLADECO. (2014). Análisis del marco de referencia del estudio: Diagnostico comunal. Eleva consultores Ltda, pp. 1-85. https://www.quillon.cl/transparencia_municipal/municipalidad/archivos_pladeco/pladeco%202015_2019/TOMO%201.pdf
- RAMANKUTTY, N. y FOLEY, J. (1999). Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(4), pp. 997–1027. <https://doi.org/10.1029/1999GB900046>
- RENARD, K. FOSTER, G. WEESIES, G. MC COOL, D. y YODER, D. (1997). Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). *Agriculture Handbook* No.703. pp. 407. https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/64080530/RUSLE/AH_703.pdf
- REYES, H. HUMBERTO, A. ROBLEDO, M. RIVERA, A. ROGELIO, J. y TREJO, I. (2012). Cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo en el área del proyecto Pujal-Coy, San Luis Potosí, México, 1973-2000. *Investigaciones Geográficas*, 1(59), pp. 26. <https://doi.org/10.14350/rig.30019>
- RODRÍGUEZ-ALLERES, M. y BENITO, E. (2012). Temporal fluctuations of water repellency in forest soils of Galicia, NW Spain. Do soil samples dried at laboratory reflect the potential soil water repellency? *Hydrological Processes*, 26(8), 1179–1187. <https://doi.org/10.1002/hyp.8209>
- RUIZ, V. SAVÉ, R. y HERRERA, A. (2014). Análisis multitemporal del cambio de uso del suelo, en el Paisaje Terrestre Protegido Miraflores Moropotente Nicaragua, 1993 – 2011. *Revista Científica de*

Farem-Esteli, 1(11), pp. 57–68. <https://doi.org/10.5377/farem.v0i11.1605>

- SAHAGÚN-SÁNCHEZ, F. y REYES-HERNÁNDEZ, H. (2018). Impactos por cambio de uso de suelo en las áreas naturales protegidas de la región central de la Sierra Madre Oriental, México. *Revista CienciaUAT*, 12(2), pp. 6-21. <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v12i2.831>
- SARRICOLEA, P. HERRERA-OSSANDON, M. y MESEGUER-RUIZ, Ó. (2017). Climatic regionalisation of continental Chile. *Journal of Maps*, 13(2), pp. 66–73. <https://doi.org/10.1080/17445647.2016.1259592>
- SASSA, K. GUZZETTI, F. YAMAGISHI, H. ARBANAS, Z. CASAGLI, N. y MC SAVENEY, M. (2018). Landslide Dynamics – A Review 1(1), pp. 31. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-57774-6>
- SEPÚLVEDA-VARAS, A. SAAVEDRA-BRIONES, Pablo. y ESSE, C. (2019). Análisis de cambio de cobertura y uso de suelo en una subcuenca pre Andina chilena. Herramienta para la sustentabilidad productiva de un territorio. *Revista de geografía Norte Grande*, (72), 9-25. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022019000100009>
- SERVICIO NACIONAL DE GEOLOGIA Y MINERIA, SERNAGEOMIN. (2003). Mapa geológico de Chile: versión digital. publicación *Geología Digital*, 1(4), PP. 25. <http://portalgeo.sernageomin.cl/geoportal/catalog/search/resource/resumen.page?uuid=%7BE60E22E1-D271-400A-9E3F-CE5368F1F420%7D>
- SOTELO-CARO, O. CHICHIA-GONZÁLEZ, J. SORANI, V. y FLORES-PALACIOS, A. (2015). Cambios en la dinámica de deforestación de la subcuenca de un río en México: La imposibilidad de recuperación de los hábitats originales después del cese de la deforestación. *Revista de Geografía Norte Grande*, 1(61), pp. 221–227. <https://doi.org/10.4067/s0718-34022015000200012>
- STEFFEN, W. y CANADELL, J. (1999). *The Terrestrial Biosphere and Global Change: Implications for Natural and Managed Ecosystems*. Cambridge University Press, 1(1), pp. 31. <http://www.igbp.net/download/18.1b8ae20512db692f2a680007651/science-1.pdf>
- VALDEZ, E. (2014). Análisis de Pérdida de suelos por erosión hídrica en la subcuenca Conduriri mediante la metodología RUSLE. Universidad Nacional del Altiplano, Facultad de ingeniería agrícola. (1), pp. 12-26.
- VALDEBENITO, C. (2020). Evaluación de los niveles de pérdida de suelo, mediante el uso de DRONES y sistemas de información geográficos, en la cuenca del río Claro, Yumbel, Chile.
- VARELA, M. BENITO, E. y DE BLAS, E. (2005). Impact of wildfires on surface water repellency in

soils of northwest Spain. *Hydrological Processes*, 19(18), 3649–3657.
<https://doi.org/10.1002/hyp.5850>

- VARELA, M. BENITO, E. y KEIZER, J. (2010). Wildfire effects on soil erodibility of woodlands in NW Spain. *Land Degradation and Development*, 21(2), 75–82. <https://doi.org/10.1002/ldr.896>
- VARGAS, P. (2019). Historia ambiental de los últimos 500 años de la región del Biobío: Una reconstrucción mediante análisis polínico con énfasis en especies exóticas. Universidad de Concepción, facultad de ciencias forestales- Programa magister. (1), pp, 1-87.
http://repositorio.udec.cl/bitstream/11594/1673/1/Tesis_Historia_ambiental_de_los_ultimos_500_a%C3%B1os_de_la_region_de_%20Biobio.Image.Marked.pdf
- VELÁZQUEZ, A. BOCCO, G. y SIEBE, C. (2007). Modelos de Cambio de Uso del Suelo. ResearchGate, Red temática de CONACYT sobre medio ambiental y sustentabilidad 5(7), pp. 3–5.
https://www.researchgate.net/publication/263342417_Cambio_de_uso_del_suelo
- VITOUSEK, P. MOONEY, H. LUBCHENCO, J. y MELILLO, J. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. An introduction to Urban Ecology as an interaction between humans and nature (Ed.), *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. *Journal Science*, 1(277), pp. 3–13. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_1
- WISCHMEIER, W. y SMITH, D. (1978). Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. Department of Agriculture U.S. 26(12), pp. 1-67.
<https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT79706928/PDF>
- YAPUR, S. (2010). “Determinación de la Erosión Hídrica Potencial de los Suelos de la Cuenca Inferior del Río Bermejo, Salta- Jujuy”. Instituto nacional de tecnología agropecuaria, Argentina. (1), pp.224.
<https://inta.gob.ar/documentos/determinacion-de-la-erosion-hidrica-potencial-de-los-suelos-de-la-cuenca-inferior-del-rio-bermejo-salta-jujuy-1>
- YOUNG, O. LAMBIN, E. ALCOCK, F. HABERL, H. KARLSSON, S. MC CONNELL, W. MYINT, T. PAHL-WOSTL, C. POLSKY. (2006). A portfolio approach to analyzing complex human-environment interactions: Institutions and land change. *Ecology and Society*, 11(2), pp. 1–31.
<https://doi.org/10.5751/ES-01799-110231>

X. ANEXOS

Tabla N° 2: Estaciones meteorológicas (Factor R- RUSLE)

Estaciones meteorológicas Factor R- RUSLE						
ID	Nombre estacion	Fuente	Tipo	Identificador	UTM Este	UTM Norte
1	Las Pataguas	Satelital	Meteorológica	08220005-3	688053	5926081
2	Dichato	GPRS	Meteorológica	08210002-4	685186	5953539
3	Rafael	GPRS	Meteorológica	08140001-6	692309	5943295
4	Rio Itata en Coelemu	Satelital	Fluviométrica, Meteorológicas	08141001-1	706738	5961803
5	Nueva Aldea	Satelital	Fluviométrica, Meteorológicas	08135002-7	727913	5940282
6	Chillancito	GPRS	Meteorológicas	08133003-4	729962	5928397
7	Cancha los Litres	GPRS	Meteorológicas	08135004-3	716207	5934809
8	Laja	GPRS	Meteorológica	08367001-0	702462	5871932
9	Pemuco	GPRS	Meteorológica	08132002-0	758382	5903544
10	Chillán Viejo	Satelital	Meteorológicas	08117002-9	756906	5942096
11	Canal de la luz en Chillán	Satelital	Fluviométricas, meteorológicas	08117009-6	759383	5945942
12	Andalien	Satelital	Fluviométricas, meteorológicas	08220006-1	683839	5923886
13	CHOLGUAN	Satelital	Fluviométricas, meteorológicas	08123004-8	760416	5884014
14	SAN AGUSTIN DE PUÑUAL	Satelital	Fluviométricas, meteorológicas	08118004-0	733807	5973556
15	Las Achiras	Satelital	Fluviométricas, meteorológicas	08364001-4	733204	5859695

Fuente. Extraído de la Dirección general de aguas DGA.

Tabla N° 3: características de las imágenes Landsat empleadas para clasificación supervisada del análisis de cambio de cobertura de suelo

Imagen Landsat 5 (1986) 30*30 metros			
DATE_ACQUIRED	12-11-1986		
SCENE_CENTER_TIME	13:53:26.3900810Z		
LANDSAT_PRODUCT_ID	LT05_L1TP_233086_19861112_20170216_01_T1		
Parámetro	Angulo	Distancia	Radianes
SUN_AZIMUTH	71.34051676°	705 km	1.245126908
SUN_ELEVATION	50.1214352°	705 km	0.87478407
EARTH_SUN_DISTANCE	-	0.9897323	-
Angulo Zenital	39.8785648°	705 km	0.696012257
Imagen Landsat 7 (2001) 30*30 metros			
DATE_ACQUIRED	15-12-2001		
SCENE_CENTER_TIME	14:23:32.1481839Z		
LANDSAT_PRODUCT_ID	LE07_L1TP_233086_20011215_20170202_01_T1		
Parámetro	Angulo	Distancia	Radianes
SUN_AZIMUTH	74.64981437	705 km	1.302885047
SUN_ELEVATION	56.94209741	705 km	0.993827083
EARTH_SUN_DISTANCE	-	0.9842007	-
Angulo Zenital	33.05790259	705 km	0.576969244
Imagen Landsat 8 (2016) 30*30 metros			
DATE_ACQUIRED	07-12-2016		
SCENE_CENTER_TIME	14:40:57.8605750Z		
LANDSAT_PRODUCT_ID	LC08_L1TP_001085_20161207_20170317_01_T1		
Parámetro	Angulo	Distancia	Radianes
SUN_AZIMUTH	71.8464557	705 km	1.25395721
SUN_ELEVATION	60.24141213	705 km	1.05141099
EARTH_SUN_DISTANCE	-	0.9850823	-
Angulo Zenital	29.7585879	705 km	0.51938534
Imagen Landsat 8 (2020) 30*30 metros			
DATE_ACQUIRED	02-02-2020		
SCENE_CENTER_TIME	14:40:43.8264930Z		
LANDSAT_PRODUCT_ID	LC08_L1TP_001085_20200202_20200211_01_T1		
Parámetro	Angulo	Distancia	Radianes
SUN_AZIMUTH	68.78399904	705 km	1.20050726
SUN_ELEVATION	52.61704599	705 km	0.9183407
EARTH_SUN_DISTANCE	-	0.9854151	-
Angulo Zenital	37.382954	705 km	0.65245563

Fuente. Extraído desde Metadato de cada imagen Landsat

Tabla N° 4: Matrices de confusión para validación de coberturas de suelo clasificadas en los años 1986, 2001, 2016 y 2020.

Coberturas de suelo clasificadas en el año 2001															
Datos de referencia	Coberturas													Validación	
	P. Forestal	B. Nativo	S. Agrícola	Matorral	S. Urbano	S. Descubierta	Agua	Humedal	S. Quemado	Arena	Tala rasa	Praderas	Total	Tabla de confusión	
	P. Forestal	76	2	1	2	0	0	0	0	0	0	0	81	Total de puntos de validación	309
	B. Nativo	3	46	0	1	0	0	0	0	0	0	0	50	Acierto	271
	S. Agrícola	0	2	28	1	2	1	0	0	0	0	0	34	Error	38
	Matorral	0	0	1	43	1	4	0	1	0	0	4	54	% Confianza	88%
	S. Urbano	0	0	0	0	19	0	0	0	0	1	0	20		
	S. Descubierta	0	0	0	1	0	21	0	0	0	2	4	28		
	Agua	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	12		
	Humedal	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	5	Sin Dato	
	Incendio F.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Producto múltiples	14417
	Arena	0	0	0	0	1	0	0	0	0	11	0	12		
	Tala rasa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Kappa	0.86
	Praderas	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	10	13		
	p. total	79	50	31	50	23	26	12	6	0	14	0	18	309	

Coberturas de suelo clasificadas en el año 2016																
Datos de referencia	Coberturas													Validación		
	P. Forestal	B. Nativo	S. Agrícola	Matorral	S. Urbano	S. Descubierta	Agua	Humedal	S. Quemado	Arena	Tala rasa	Praderas	Total	Tabla de confusión		
	P. Forestal	69	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	71	50 (20)	Total de puntos de validación	434
	B. Nativo	1	46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47	25 (9)	Acierto	409
	S. Agrícola	0	0	42	1	0	0	0	0	0	0	0	43	20 (5)	Error	25
	Matorral	0	1	1	67	0	1	0	0	1	0	0	72	70 (0)	% Confianza	94%
	S. Urbano	0	0	0	0	44	0	0	0	0	0	0	44	5 (15)		
	S. Descubierta	0	0	0	1	0	32	0	0	0	1	4	38	15 (10)		
	Agua	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0	0	21	0 (10)		
	Humedal	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	16	0 (5)	Producto múltiples	
	Incendio F.	0	0	0	0	0	0	0	0	17	2	1	20	0 (20)		
	Arena	0	0	0	0	0	1	0	0	0	15	0	16	0 (10)	S. Uso forestal (15)	0.94
	Tala rasa	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	19	0	20		
	Praderas	0	0	1	2	0	2	0	0	0	0	0	21	26	Kappa	
	p. total	70	48	44	72	44	37	21	16	18	15	22	27	434		

Coberturas de suelo clasificadas en el año 2020																
Datos de referencia	Coberturas													Validación		
	P. Forestal	B. Nativo	S. Agrícola	Matorral	S. Urbano	S. Descubierta	Agua	Humedal	S. Quemado	Arena	Tala rasa	Praderas	Total	Tabla de confusión		
	P. Forestal	69	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70	40 (30)	Total de puntos de validación	433
	B. Nativo	1	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39	15 (10)	Acierto	433
	S. Agrícola	0	0	49	1	0	0	0	0	0	0	0	50	15 (10)	Error	20
	Matorral	0	1	2	66	0	1	0	0	0	1	0	71	40 (30)	% Confianza	96%
	S. Urbano	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	40	0 (20)		
	S. Descubierta	0	0	0	0	0	26	0	0	0	1	2	29	5 (20)		
	Agua	0	0	0	0	0	0	25	0	0	0	0	25	0 (10)		
	Humedal	0	0	0	0	0	0	1	25	0	0	0	26	0 (10)	Producto múltiples	
	Incendio F.	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	1	21	0 (20)		
	Arena	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	15	0 (10)	S. Uso forestal (15)	0.95
	Tala rasa	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	19	0	21		
	Praderas	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	22	26	Kappa	
	Total	70	60	51	69	40	31	26	25	19	15	22	25	453		

Fuente. Elaboración propia

Tabla N° 5: Matrices de transición de cambio de cobertura de suelo entre los años 1986 a 2001, 2001 a 2016 y 2016 a 2020.

Matriz de Transición período 1986- 2001													
Superficie cobertura de suelo en 2001	Superficie coberturas de suelo en 1986												
	Coberturas	P. Forestal	B. Nativo	S. Agrícola	Matorral	S. Urbano	S. Descubierta	Agua	Humedal	S. Quemado	Arena	Tala rasa	Praderas
	P. Forestal	6337	8	69	2314	0	169	0	0	0	0	151	408
	B. Nativo	0	538	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	S. Agrícola	0	0	650	2	0	5	0	0	0	0	0	0
	Matorral	0	0	424	15178	0	0	0	7	0	0	0	0
	S. Urbano	11	0	25	150	274	78	0	0	0	0	2	49
	S. Descubierta	0	0	30	7	0	1371	0	0	0	0	0	251
	Agua	0	0	0	0	0	2	83	1	0	0	1	0
	Humedal	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0
	Incendio F.	62	0	0	84	0	1	0	1	11	0	9	0
	Arena	0	0	0	0	0	2	12	1	0	68	0	0
	Tala rasa	0	1	0	2205	0	0	0	0	0	1737	0	0
	Praderas	0	0	530	1386	0	1018	0	1	0	0	2743	5678.0
	TOTAL	6410	547	1728	21334	274	2646	75	26	11	69	1899	3451
Matriz de Transición período 2001- 2016													
Superficie cobertura de suelo en 2016	Superficie coberturas de suelo en 2001												
	Coberturas	P. Forestal	B. Nativo	S. Agrícola	Matorral	S. Urbano	S. Descubierta	Agua	Humedal	S. Quemado	Arena	Tala rasa	Praderas
	P. Forestal	8724	75	10	1575	0	64	0	0	0	0	471	0
	B. Nativo	0	339	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0
	S. Agrícola	0	0	572	202	0	48	0	0	0	0	0	0
	Matorral	0	118	0	13103	0	71	0	1	0	0	200	0
	S. Urbano	33	0	75	111	597	0	0	0	0	0	9	126
	S. Descubierta	0	2	0	0	0	1454	0	0	0	16	100	408
	Agua	0	0	0	0	0	0	67	1	0	0	0	1
	Humedal	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	1	0
	Incendio F.	165	4	0	150	0	0	0	0	119	0	0	0
	Arena	0	0	0	0	0	0	0	0	0	59	0	0
	Tala rasa	534	0	0	190	0	0	0	0	49	0	2766	0
	Praderas	0	0	0	278	0	0	0	0	0	8	396	5143
	TOTAL	9456	538	657	15609	597	1659	67	15	168	83	3943	5678
Matriz de Transición período 2016- 2020													
Superficie coberturas de suelo en 2020	Superficie coberturas de suelo en 2016												
	Coberturas	P. Forestal	B. Nativo	S. Agrícola	Matorral	S. Urbano	S. Descubierta	Agua	Humedal	S. Quemado	Arena	Tala rasa	Praderas
	P. Forestal	9432	0	0	611	0	0	0	0	295	0	951	237
	B. Nativo	42	359	0	55	0	0	0	0	0	0	1	16
	S. Agrícola	30	0	784	372	0	0	0	2	0	0	8	29
	Matorral	0	0	0	12270	0	0	0	0	15	0	0	1312
	S. Urbano	105	0	22	185	950	157	0	0	0	0	0	108
	S. Descubierta	0	0	16	0	0	1668	0	1	0	0	60	1154
	Agua	0	0	0	0	0	0	53	0	1	14	0	0
	Humedal	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0
	Incendio F.	0	2	0	0	1	0	0	0	127	0	3	0
	Arena	2	0	0	0	0	0	16	0	0	45	0	4
	Tala rasa	1308	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2516	0
	Praderas	0	0	0	0	0	155	0	0	0	0	0	2965
	TOTAL	10919	361	822	13493	951	1980	69	14	438	59	3539	5825

Fuente. Elaboración propia