



UNIVERSIDAD  
DE LA REPÚBLICA  
URUGUAY



FACULTAD DE  
CIENCIAS ECONÓMICAS  
Y DE ADMINISTRACIÓN

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA

FACULTAD DE CIENCIAS ECONÓMICAS Y DE ADMINISTRACIÓN

Tesis para optar al Título de Magíster en Economía

**DETERMINANTES DEL USO DEL SUELO EN URUGUAY**

MARIANA CHÁVEZ

Tutor: Miguel Carriquiry

Co-tutor: Matías Piaggio

Montevideo, Uruguay

2018

**PAGINA DE APROBACIÓN**

**FACULTAD DE CIENCIAS ECONÓMICAS Y DE ADMINISTRACIÓN**

El tribunal docente integrado por los abajo firmantes aprueba la Tesis de Investigación:

Título: Determinantes del uso del suelo en Uruguay.

Autora: Mariana Chávez

Tutor: Miguel Carriquiry

Co-tutor: Matías Piaggio

Carrera: Maestría en Economía

Puntaje:

**Tribunal:**

Profesor:  
(Nombre y Firma)

Profesor:  
(Nombre y Firma)

Profesor:  
(Nombre y Firma)

## Agradecimientos

A Miguel Carriquiry por el apoyo brindado a lo largo de todo el proceso de elaboración de esta investigación y a Matías Piaggio por sus valiosos aportes. La elaboración de esta tesis contó con la financiación de la Agencia Nacional de Investigación e Innovación, mediante la Beca de Posgrados Nacionales.

# Determinantes del uso del suelo en Uruguay

Mariana Chávez

Tutor: Miguel Carriquiry, Co-tutor: Matías Piaggio

2018

## Resumen

Este trabajo busca hacer una contribución sobre algunos de los principales determinantes en la toma de decisiones de la asignación de tierras a diferentes usos en el Uruguay. Para ello, estimamos un modelo de uso del suelo utilizando proporciones en el país, tomando como unidad geográfica las Áreas de Enumeración del último Censo General Agropecuario. Consideramos para el análisis los tres usos del suelo más importantes en lo que a área se refiere: los cultivos cerealeros, la forestación y la actividad ganadera. Para investigar los determinantes del uso del suelo fueron consideradas variables económicas y biofísicas al tiempo que fueron incorporadas variables derivadas de sistemas de información geográfica, como la distancia a mercados y las áreas con prioridad forestal. A su vez se estimaron modelos espaciales donde se modeliza la dependencia espacial existente entre las Áreas de Enumeración. En términos generales nuestros resultados muestran que ante variaciones en los retornos agrícolas, forestales y ganaderos se producen cambios marginales en el uso de la tierra en el sentido esperado. A su vez, la calidad de la tierra y las áreas con prioridad forestal también se constituyen como determinantes significativos para entender la distribución de los usos del suelo del Uruguay.

**Palabras claves:** modelos de uso del suelo, retornos de la tierra, calidad de la tierra.

# Índice

|   |           |
|---|-----------|
| <b>1. Introducción</b>  | <b>1</b>  |
| <b>2. Antecedentes</b>  | <b>2</b>  |
| <b>3. Marco teórico</b>   | <b>4</b>  |
| <b>4. Modelo de análisis y fuentes de datos</b>                           | <b>7</b>  |
| <b>5. Estrategia empírica</b>   | <b>14</b> |
| 5.1. Estimación de ecuaciones y elasticidades . . . . .                   | 14        |
| 5.2. Dependencia espacial . . . . .                                       | 17        |
| 5.3. Variables explicativas . . . . .                                     | 19        |
| 5.3.1. Retorno neto cultivos cerealeros . . . . .                         | 19        |
| 5.3.2. Retorno neto actividad forestal . . . . .                          | 20        |
| 5.3.3. Retorno neto actividad animal . . . . .                            | 22        |
| 5.3.4. Índice Coneat promedio ponderado . . . . .                         | 25        |
| 5.3.5. Proporción de Prioridad Forestal en el área total del AE . . . . . | 27        |
| 5.4. Especificación del modelo . . . . .                                  | 30        |
| <b>6. Resultados</b>  | <b>31</b> |
| <b>7. Conclusiones</b>  | <b>40</b> |
| <b>8. Anexo</b>   | <b>45</b> |

# 1. Introducción

La actividad agropecuaria en el Uruguay ha presentado un fuerte crecimiento desde principio de los 2000 como resultado de cambios en las áreas dedicadas a diferentes usos, mejoras de los rendimientos por hectárea, y aumentos en el valor de la producción. Estos cambios se han visto reflejados en incrementos en los niveles de exportación y del PIB agropecuario. Para el año 2017 las exportaciones agropecuarias representaron un 76 % del total y el PBI agropecuario representó unos 3.036 millones de dólares (DIEA, 2018). La producción agropecuaria ocupa aproximadamente el 93 % de la superficie nacional, con 16.4 millones de hectáreas (CGA 2011).

Las decisiones de producción agropecuaria se encuentran en gran medida determinadas por las características del paisaje donde esta se practica, además de factores económicos y sociales. A su vez, las decisiones de uso y manejo del suelo pueden impactar en diversos ecosistemas y servicios ecosistémicos que estos proveen. Algunos tienen implicancias directas sobre la producción agropecuaria, como ser la erosión del suelo, al tiempo que otros afectan también al resto de la sociedad, como ser la disminución de la captura de carbono y la cantidad de nutrientes que llegan a los cursos de agua generados por la rotación de cultivos, la deforestación o a través de efluentes puntuales de actividades ganaderas, entre otros. Estos últimos elementos no suelen ser considerados por los productores agropecuarios al tomar sus decisiones de producción, resultando en externalidades.

La construcción de modelos que permitan conocer aquellos factores que influyen a la hora de tomar decisiones de asignación de usos del suelo permitirá estudiar y anticipar posibles impactos o consecuencias de cambios a nivel productivo o institucional. Es también importante poder cuantificar el impacto de estos factores en la asignación de suelos a diferentes actividades.

Este trabajo pretende desarrollar conceptualmente y estimar un modelo económico de la asignación del recurso tierra a diferentes usos por parte de un productor representativo, incorporando al mismo variables derivadas de sistemas de información geográfica que nos permitan el análisis de información espacial. Asimismo, el trabajo contribuye en la estimación de las elasticidades de las variables explicativas a cada uno de los usos. Esto último es de utilidad para anticipar decisiones de uso y/o diseñar mecanismos de incentivos para modificar la asignación de recursos o impactos de la producción agropecuaria.

En lo que sigue, el trabajo se divide de la siguiente forma. En la sección 2 se presentan los principales antecedentes, en la sección 3 se describe el marco teórico y en la sección 4 se

define el modelo de análisis y las fuentes de datos utilizadas. En tanto, en la sección 5 se presenta la estrategia empírica y se describen las variables explicativas del modelo. En la sección 6 se muestran los resultados alcanzados y por último, en la sección 7 se presentan las principales conclusiones del trabajo.

## 2. Antecedentes

Para analizar y en particular anticipar o predecir cambios en el uso del suelo, es necesario contar con modelos. Estos cambios en el uso y sus determinantes han atraído la atención de investigadores en general desde hace mucho tiempo. Los economistas en particular, tienen una larga tradición en el estudio y modelación de los determinantes del uso del suelo, siendo el trabajo de von Thunen pionero en esta área (von Thünen, 1966; Plantinga, 2015). Los modelos son en definitiva herramientas para el soporte de análisis de causas y consecuencias del cambio de uso del suelo (Verburg *et al.*, 2004). Los modelos permiten realizar el análisis en forma integrada, haciendo un seguimiento coherente de las complejas y múltiples interacciones entre variables y procesos socio-económicos y biofísicos relacionados. A su vez, los modelos del uso del suelo resultan un insumo básico para realizar análisis de impactos en variables económicas, sociales y ambientales. En breve, ayudan en el proceso de toma de decisiones mejor informadas (Costanza y Ruth, 1998). En proporción a la importancia del tema, y el interés generado a nivel global, existe una gran variedad de estrategias y aproximaciones a la modelación del uso de suelos y sus cambios a nivel internacional. Reconocidas revisiones del tema en modelos que resaltan usos agropecuarios pueden encontrarse en (Lambin *et al.*, 2000; Verburg *et al.*, 2004; Bockstael *et al.*, 2000; Agarwal *et al.*, 2002; Plantinga, 2015).

Existe una variedad de modelos basados en teoría microeconómica, que a grandes rasgos pueden ser clasificados en modelos econométricos o de optimización. Plantinga (2015) realiza una extensa revisión bibliográfica sobre los distintos tipos de modelos aplicados por los economistas. Los llamados modelos econométricos relacionan decisiones del uso de la tierra a variables económicas como ser la rentabilidad. Los de optimización buscan maximizar algún objetivo (conservación por ejemplo) a través de la asignación de tierras a distintos usos.

Nos centraremos en los modelos de tipo econométrico que trabajan con información agregada (a nivel de condado en los antecedentes) sobre los distintos usos del suelo, ya que este tipo de información es con la que contamos. El primer antecedente es Lichtenberg

(1989) quien desarrolla un modelo de asignación del uso del suelo para los cultivos de secano en las llanuras del norte de los EE.UU. El autor encuentra que la asignación de acres a diversos cultivos varía significativamente con la calidad de la tierra, de forma que algunos cultivos tienden a ser cultivados en tierras con determinados rangos de calidad. Hardie y Parks (1997) por su parte, desarrollan un modelo de áreas donde analizan la viabilidad de la asignación de la tierra a usos ganaderos y de forestación para cinco estados del sureste de los EE.UU. Encuentran que la calidad de la tierra es un determinante relevante en el uso que se le da a los suelos y sugieren que aquellos modelos donde la calidad de la tierra es homogénea presentan un problema de variable omitida.

Todos los modelos mencionados se basan en sujetos que asignan sus suelos a distintas actividades basados en la teoría de toma de decisiones individuales. Estas decisiones no siempre se corresponden con la maximización del beneficio social. Ante la presencia de fallas de mercado podrán generarse tanto externalidades negativas como positivas. Dentro de las negativas podemos mencionar el deterioro de la biodiversidad y de la flora y fauna silvestres (Sala *et al.*, 2000; Wilcove *et al.*, 2000), la deforestación o la degradación de los espacios abiertos y zonas de humedales (Lubowski *et al.*, 2006). Cambios en el uso del suelo también influyen en riesgos de desastres naturales, enfermedades infecciosas, concentraciones de carbono atmosféricas (Van der Werf *et al.*, 2009; Syphard *et al.*, 2007; Patz *et al.*, 2004). Dentro de las positivas encontramos entre otras la provisión de oportunidades de esparcimiento o recreativas (Fezzi y Bateman, 2011).

En cuanto a antecedentes para Uruguay, a nuestro saber no existen trabajos que desarrollen modelos econométricos del uso del suelo basados en teoría microeconómica. Sin embargo, existen antecedentes de trabajos sobre los determinantes del uso del suelo. El artículo de Griffin (1974) es uno de estos casos, donde se analizan los factores causales que influyen en los patrones de uso del suelo en la agricultura uruguaya. Se trata de un trabajo descriptivo donde el autor identifica tres factores causales relevantes: el primero hace referencia a factores físicos, relacionado con la fertilidad de la tierra y otros aspectos biofísicos como el clima y las sequías. En segundo lugar menciona factores culturales, que hacen referencia a redes de transporte o localización de los centros poblados. Por último plantea factores institucionales, relacionados con posibles políticas y programas de gobierno que afectarían la localización de la actividad agrícola en Uruguay.

Otro de los antecedentes a considerar es el documento de Chiara y Ferreira (2011). En este trabajo los autores utilizan el enfoque de dinámica de sistemas para intentar captar la estructura y funcionamiento de la ganadería de carne vacuna en Uruguay. Tomando



datos de series temporales anuales desde 1990 al 2010, generan trayectorias temporales de las principales variables del sistema ganadero. A su vez focalizan en las interacciones y mecanismos de retroalimentación existentes entre dichas variables. En el modelo se intenta determinar: la tasa de procreo anual, la extracción de vacas y novillos, la inversión en pasturas y la formación de precios del novillo gordo y del ternero, entre otras. Vinculado a nuestra investigación, los autores encuentran que el área destinada a cultivos está fuertemente determinada por los precios agrícolas, lo que a su vez tendrá incidencia en el área forrajera destinada a la ganadería. Concluyen el estudio realizando una serie de simulaciones para las variables del modelo y las comparan con las trayectorias reales, encontrando que el mismo logra captar la dinámica del sistema real.

Por otra parte consideraremos el trabajo de Bertamini *et al.* (2015) quienes realizan un estudio donde estiman el valor bruto de producción (VBP) de siete grupos de actividades que coinciden con los rubros principales del sector agropecuario. A partir de allí clasifican las regiones de especialización productiva de acuerdo con la estructura del valor bruto de la producción a nivel de las Áreas de Enumeración del Censo General Agropecuario 2011.

### 3. Marco teórico

Existe una extensa literatura que intenta identificar los determinantes del uso del suelo. Estos modelos basan sus fundamentos en la teoría de la toma de decisiones individuales. Según esta teoría los productores maximizarán sus ganancias y por tanto, asignarán su tierra al uso que les reporte mayor rentabilidad por hectárea.

El modelo teórico que se propone utilizar está basado en el artículo de Hardie y Parks (1997) y en el de Wu y Segerson (1995). Este modelo se centra en la heterogeneidad de la calidad de la tierra para explicar la coexistencia de distintos usos del suelo. En este estudio también se incorporaran otros factores de producción como la localización y la distancia a los mercados más cercanos. Esto se captura a través de la determinación de precios, que dependen de la localización de la producción.

Para maximizar el beneficio de un productor representativo se plantea una función de beneficios variable

$$\Pi^*(q) = px^*(p, q, s)'$$

donde  $x_m = x_m^*(p, q, s)$  son funciones de oferta de producto y de demanda de insumos que maximizan el beneficio.

Para definir la heterogeneidad de la calidad de la tierra se plantea  $q = 1, \dots, Q$ , siendo  $q$  la calidad de la tierra, donde  $Q$  representa la tierra de mayor calidad. También se define  $r = r(q_1, \dots, q_N)$  siendo  $r$  la renta. Esta función también es creciente en todos sus argumentos, lo que implica que la renta crece con la calidad de la tierra.

Definiremos las funciones de producción de insumos y de producto como  $g(x, q, s) = 0$  dado que están produciendo sobre la frontera de posibilidades de producción. Los productores se enfrentan a un mismo vector de precios de insumos y producto  $p = (p_1, \dots, p_M)$ , siendo  $M$  el máximo alcanzado. En  $g$  representamos los insumos como elementos negativos de  $x = (x_1, \dots, x_M)$  y al producto agropecuario como elementos positivos. Asimismo  $s$ , vector exógeno que mide la capacidad de producir un producto particular, tomará valores fijos para los productores.

En este modelo resulta fundamental la categorización de los distintos usos del suelo. Para lograr introducir estas categorías al problema de maximización es necesario determinar funciones de producción para cada uno de los usos del suelo definidos. Por tanto  $g(x, q, s)$  deberá ser remplazado por  $g^j(x, q, s) = 0$  donde  $j = 1, \dots, J$  representa dicha categorización. Ahora los beneficios serán maximizados obteniendo funciones de beneficios restringidas  $\pi^{*j} = px^{*j}(x, q, s)'$ . Estas funciones de beneficios podrán aplicarse a una misma porción de tierra siempre que sus funciones de producción tomen en cuenta iguales características del suelo  $q_1, \dots, q_N$ . Para una porción de tierra dada, la función de beneficios óptima será  $\pi^* = \max(\pi^{*1}, \dots, \pi^{*J})$ . De acuerdo a lo anterior para porciones de tierra con características homogéneas existirá un único uso que maximiza el beneficio. En cambio existirán diversos usos para porciones de tierra que varían en  $q$  y en  $s$ .

Lichtenberg (1989) y Stavins y Jaffe (1990) utilizan anteriormente modelos similares al desarrollado por Hardie y Parks (1997) pero plantean que el problema de maximización del beneficio puede restringirse fijando la cantidad total de hectáreas. Esto implica que la cantidad de hectáreas correspondiente a todos los usos del suelo debe sumar el total de hectáreas de la región. Se define la proporción de hectáreas en la región de calidad  $q$  o menor como:

$$A(q) = \frac{1}{L} \int_{q-}^q a(q) dq \quad (1)$$

donde  $a(q)$  es la cantidad de hectáreas de calidad  $q$  en la región y  $L$  la cantidad total de hectáreas en la región.

Introduciremos las categorías de uso del suelo definiendo  $L^j(q)$  como el porcentaje de

hectáreas  $a(q)$  destinado al uso  $j$ . Luego el beneficio será maximizado resolviendo el problema:

$$\max L \int_{q^-}^{q^+} \left[ \sum_{j=1}^J px^{*j}(q, s)' L^j(q) \right] (q) dq \quad (2)$$

sujeto a

$$\int_{q^-}^{q^+} \left[ \sum_{j=1}^J L^j(q) \right] A(q) dq \leq A(q) \quad (3)$$

Si cada  $g^j(x, q, s)$  muestra rendimientos constantes a escala para un  $q$  y  $s$  dados siendo cóncavos en  $q$  para un  $s$  y  $x$  dados, entonces la solución al problema de maximización del beneficio dará como resultado la división de las hectáreas de una determinada región en distintas agrupaciones. Cada agrupación se extenderá a lo largo de intervalos contiguos de  $q$  y cada uno de ellos será destinado a un único uso. Obteniendo la solución a la ecuación (2) el beneficio será maximizado eligiendo las cantidades óptimas de insumos y producto, y asignando cada hectárea al uso que le reporte mayor valor.

Los autores introducen al modelo el concepto de márgenes de renta ricardiana renombrando las categorías, tal que,  $j = 1$  representa el uso óptimo para la agrupación de tierras de peor calidad. Asimismo, el uso óptimo para la agrupación de tierras con calidad superior al anterior será representado por  $j = 2$ , y así sucesivamente. Dado que  $q$  es continua habrá calidades de la tierra donde  $px^{*j}(q, s)' = px^{*j+1}(q, s)'$ .

Definimos la proporción de tierra destinada al uso  $j$  de una determinada región en términos del margen de renta. Llamaremos  $q_{j,j+1}$  al valor particular de  $q$  que define el margen entre  $j$  y  $j + 1$ . Las proporciones que maximizan la renta serán:

$$\phi^j(q) = A(q_{1,2}) \quad \text{para } j = 1 \quad (4)$$

$$\phi^j(q) = A(q_{j,j+1}) \quad \text{para } j = 2, \dots, J - 1 \quad (5)$$

$$\phi^J(q) = 1 - A(q_{J-1,J}) \quad \text{para } j = J \quad (6)$$

Estas ecuaciones son el modelo de área desarrollado por (Hardie y Parks, 1997) en donde la asignación de hectáreas a los distintos usos será determinada por la distribución exógena de la calidad de la tierra, por la categorización utilizada y por la maximización de la renta para un productor representativo. Para obtener soluciones que se comporten correctamente debemos estar frente a funciones de producción cóncavas y a mercados en competencia. Si suponemos que la categoría  $J$  representa la tierra destinada a usos ganaderos, la renta debe ser maximizada sobre las categorías  $j = 1, \dots, J - 1$ , de forma

que las hectáreas destinadas a la categoría  $J$  serán obtenidas por diferencia.

## 4. Modelo de análisis y fuentes de datos

El análisis se desarrolla a partir de la información del Censo General Agropecuario del 2011 (CGA 2011), suplementado por datos georeferenciados de calidad de suelos provistos por el Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (MGAP) y de mercados, obtenidos de diferentes fuentes. Específicamente se cuenta con información sobre el Índice de Productividad promedio de las Áreas de Enumeración y de las áreas de Prioridad Forestal. En base a los datos analizados en el CGA 2011 el Uruguay cuenta con 44.781 explotaciones agropecuarias que ocupan una superficie total de 16.357.298 hectáreas de las cuales 48.327 corresponden a autoconsumo y por tanto no serán consideradas. A lo largo del proyecto la unidad geográfica tomada como referencia será el Área de Enumeración (AE), que es la unidad territorial mínima del CGA 2011. En esta oportunidad el país fue dividido en 637 AE. La elección de esta unidad territorial se debe a que no conocemos la ubicación geográfica de cada parcela y los datos vinculados a la calidad del suelo fueron obtenidos para cada AE.

En base al análisis de los micro datos del CGA 2011, encontramos que más de 23 mil explotaciones reportan que su principal fuente de ingresos es la ganadería para producción de carne, ocupando una superficie de 10,8 millones de hectáreas. Si sumamos a esto las explotaciones cuyo principal ingreso es obtenido a través de la producción lechera y la ovina con destino a carne y lana, la superficie total ocupada por explotaciones dedicadas a la producción animal asciende a 12,5 millones de hectáreas. Esto representa el 77 % del área total. Por otra parte, la superficie destinada a los cultivos cerealeros asciende a 1,7 millones de hectáreas y la producción forestal a más de 1,2 millones, representando un 11 % y 7 % del área total respectivamente. En suma, los tres rubros antes mencionados ocupan el 95 % de la superficie agropecuaria total del país (Ver Figura 1).

En la Tabla 1 se realiza un análisis de usos del suelo a nivel departamental. Para ello fueron consideradas las hectáreas correspondientes a las actividades que le reportaron el mayor ingreso a la explotación agropecuaria. A nivel de AE (Ver Figuras 2,3 y 4), se presenta la distribución territorial del área que se asigna a los rubros de producción animal, cultivos cerealeros y forestación. En cada uno de los mapas presentados se muestra la superficie destinada a cada uno de los tres usos como porcentaje de la superficie total en cada AE. Estos mapas permiten visualizar el lugar geográfico y la intensidad con la que

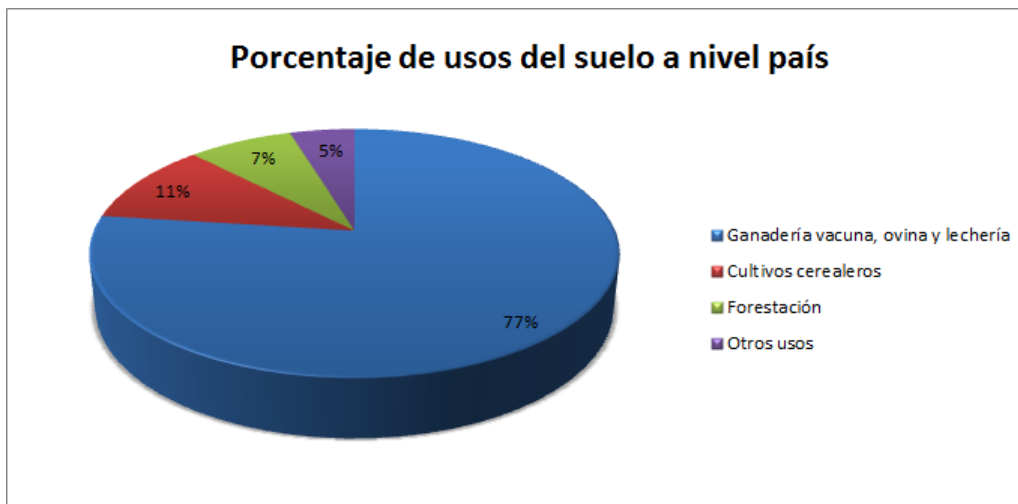


Figura 1: Elaboración propia en base a datos del CGA 2011.

se practica cada actividad en el territorio.

En el caso de la producción animal, la actividad es realizada en los 19 departamentos del país (Ver Figura 2<sup>1</sup> y Tabla 1). Sus porcentajes de uso son muy altos en la mayoría de los departamentos, de forma que todos ellos practican la ganadería/lechería y alguna otra actividad. Artigas y Salto son los que cuentan con porcentajes más altos -con más del 90 % de la superficie-, seguidos de Maldonado, Lavalleja, Florida y Tacuarembó -ocupando entre un 85 % y 87 % del área-. Los porcentajes de uso bajan en la zona suroeste del país, principalmente en Colonia y Soriano, donde se ubican las regiones de agricultura de secano.

Por su parte, los cultivos cerealeros también tienen presencia en todo el país aunque su peso relativo en cada departamento es muy disímil (Ver Figura 3). La actividad se localiza fuertemente en el litoral Oeste donde se destacan Soriano -con un 55 % del área del departamento-, Colonia, Río Negro y Flores con un 35 %, 32 % y 26 % del área, respectivamente.

La forestación, sin embargo, no tiene presencia en todo el territorio (Ver Figura 4). Siguiendo el documento “Regiones agropecuarias del Uruguay” (DIEA, 2015) se pueden distinguir tres grandes regiones: la centro-norte donde destacan Rivera, Cerro Largo y Tacuarembó con 17 %, 12 % y 10 % del área respectivamente; el litoral oeste, especialmente Río Negro y Paysandú con 18 % y 13 % del área; y por último una región sur - sur este con forestación en Lavalleja y Maldonado en el entorno del 8 % del área (Ver Figura 2). Se observa que, en suma, la producción animal, los cultivos cerealeros y la forestación

<sup>1</sup>Para la realización de este mapa fue considerada la superficie con campo natural y todas las formas de campos mejorados: fertilizados y en cobertura, artificiales y con cultivos forrajeros anuales.

ocupan más del 90 % del área en 15 de los 19 departamentos del país. Para los 4 restantes, la suma de los tres rubros antes mencionados representa un 89 % para Rocha, 85 % para Treinta y Tres, 78 % para Canelones y 23 % para Montevideo. En el caso de Rocha y Treinta y Tres que presentan más de un 10 % del área en Otros usos, esto se explica por la presencia de cultivos de arroz. Este cultivo se encuentra principalmente localizado en estos dos departamentos, lo que se relaciona con su cercanía a la Cuenca de la Laguna Merín. A pesar de ello cabe mencionar que el cultivo de arroz representa menos del 2.6 % del área total del país.

Canelones y Montevideo por su parte son los departamentos que presentan un mayor porcentaje de área dedicada a otros usos. Estos son principalmente la horticultura, la viticultura, la producción de frutales no cítricos y la cría de aves para el caso de Canelones. No obstante, cabe señalar que las hectáreas en otros usos para estos dos departamentos representan solamente el 0.5 % del área total del país.

En función de lo anterior es que se definió para este proyecto la utilización de los tres principales usos del suelo, entre los que encontramos la actividad ganadera (que incluye la producción de carne bovina y ovina, la lana y la lechería), la agricultura de secano y la forestación. Asimismo, eliminaremos del análisis las 13 AE correspondientes a Montevideo dado que las actividades desarrolladas en este departamento constituyen un área muy menor de la asignación de suelos, representando apenas el 0.08 % del área total del país. Se estima además que los determinantes de la asignación de usos del suelo de Montevideo responden a factores diferentes a los de los demás departamentos.

Tabla 1: Porcentaje de usos del suelo por Departamento

| Departamento   | Ganadería<br>vacuna,<br>ovina y lechería | Cultivos<br>cerealeros | Forestación | Subtotal | Otros<br>usos | Total |
|----------------|--|------------------------|-------------|----------|---------------|-------|
| Montevideo     | 16 %                                     | 5 %                    | 2 %         | 23 %     | 77 %          | 100 % |
| Artigas        | 93 %                                     | 2 %                    | 0 %         | 95 %     | 5 %           | 100 % |
| Canelones      | 68 %                                     | 3 %                    | 7 %         | 78 %     | 22 %          | 100 % |
| Cerro Largo    | 78 %                                     | 3 %                    | 12 %        | 94 %     | 6 %           | 100 % |
| Colonia        | 58 %                                     | 35 %                   | 2 %         | 95 %     | 5 %           | 100 % |
| Durazno        | 84 %                                     | 10 %                   | 6 %         | 99 %     | 1 %           | 100 % |
| Flores         | 73 %                                     | 26 %                   | 1 %         | 100 %    | 0 %           | 100 % |
| Florida        | 86 %                                     | 6 %                    | 6 %         | 98 %     | 2 %           | 100 % |
| Lavalleja      | 86 %                                     | 2 %                    | 9 %         | 97 %     | 3 %           | 100 % |
| Maldonado      | 87 %                                     | 1 %                    | 8 %         | 97 %     | 3 %           | 100 % |
| Paysandú       | 70 %                                     | 14 %                   | 13 %        | 97 %     | 3 %           | 100 % |
| Río Negro      | 48 %                                     | 32 %                   | 18 %        | 98 %     | 2 %           | 100 % |
| Rivera         | 79 %                                     | 3 %                    | 17 %        | 98 %     | 2 %           | 100 % |
| Rocha          | 79 %                                     | 4 %                    | 6 %         | 89 %     | 11 %          | 100 % |
| Salto          | 93 %                                     | 2 %                    | 0 %         | 95 %     | 5 %           | 100 % |
| San José       | 77 %                                     | 15 %                   | 1 %         | 93 %     | 7 %           | 100 % |
| Soriano        | 39 %                                     | 55 %                   | 4 %         | 99 %     | 1 %           | 100 % |
| Tacuarembó     | 85 %                                     | 3 %                    | 10 %        | 98 %     | 2 %           | 100 % |
| Treinta y Tres | 76 %                                     | 2 %                    | 7 %         | 85 %     | 15 %          | 100 % |
| Total          | 77 %                                     | 11 %                   | 7 %         | 95 %     | 5 %           | 100 % |

Fuente: Elaboración propia en base al CGA 2011.

### Porporción del AE destinada a la producción animal

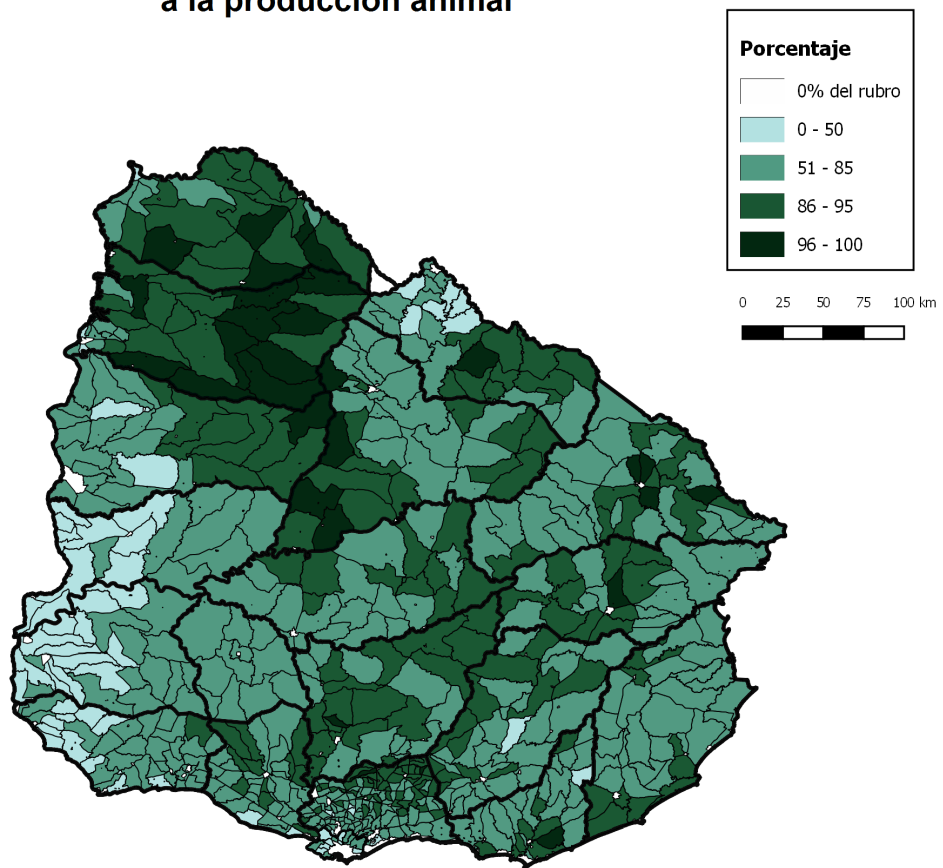


Figura 2: Elaboración propia en base a datos del CGA 2011.



### Proporción del AE destinada a los cultivos cerealeros

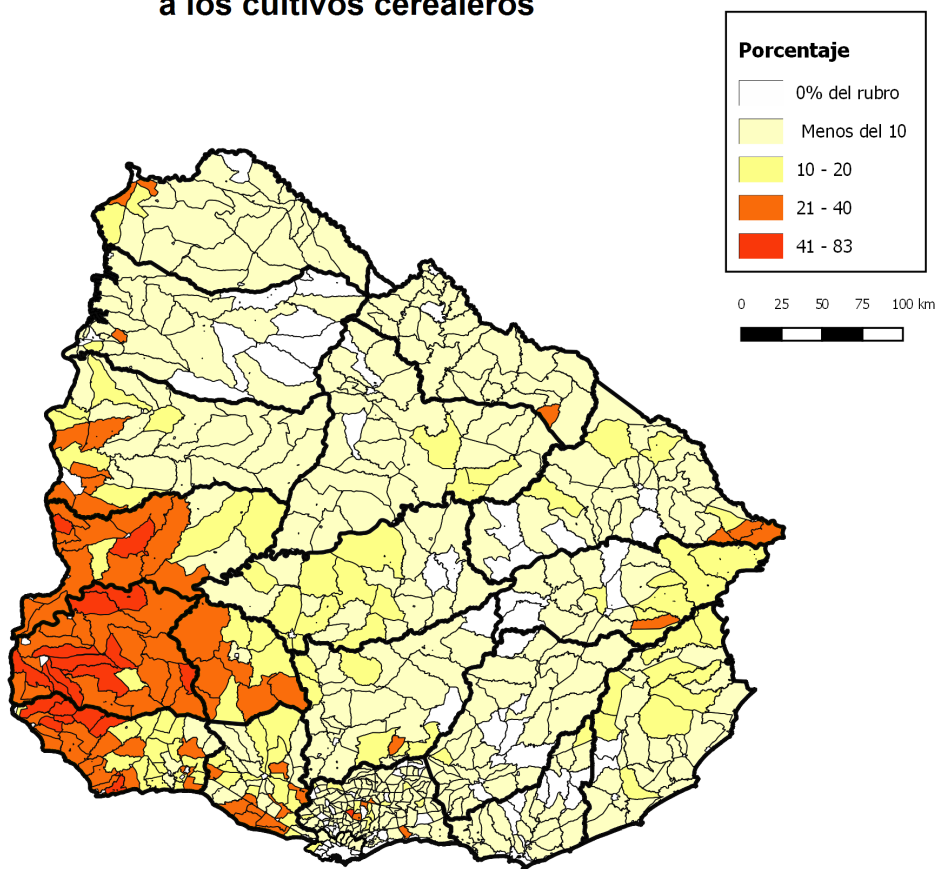


Figura 3: Elaboración propia en base a datos del CGA 2011.

### Proporción del AE destinada a la forestación

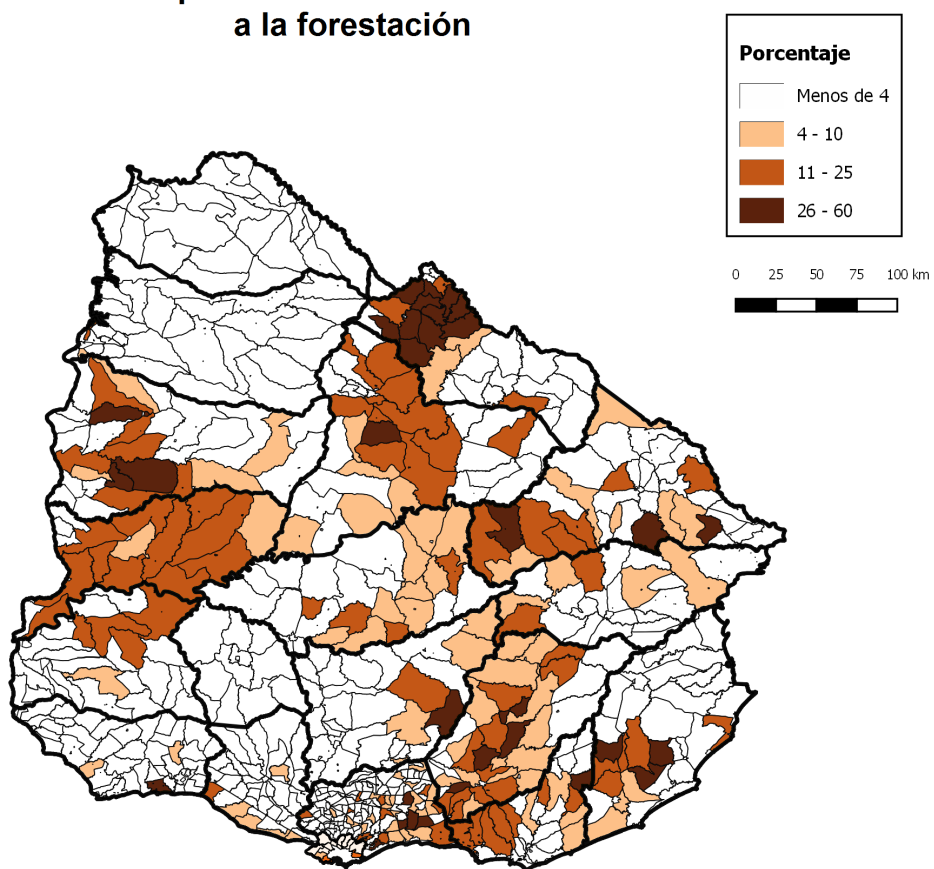


Figura 4: Elaboración propia en base a datos del CGA 2011.

Para el cálculo del retorno de cada uno de los usos por hectárea se utilizaron distintas fuentes de datos. Del CGA 2011 se obtuvo la cantidad de hectáreas destinadas a cada uno de los usos por AE.

Los precios fueron obtenidos de los Anuarios Estadísticos Agropecuarios de la Dirección de Estadísticas Agropecuarias (DIEA) para todas las actividades, salvo para forestación, donde los datos fueron proporcionados por la Dirección General Forestal (DGF). La producción total país para el año 2011 de los distintos usos también fue obtenida a través de los Anuarios de DIEA. Para el caso de la forestación, la información fue tomada del documento “Estadísticas Forestales 2014” de la DGF.

Los costos por hectárea representaron la mayor dificultad ya que para la mayor parte de los usos no existen datos oficiales. Es por ello que para la actividad ganadera (carne vacuna, ovina y lana) los costos fueron tomados del Instituto Plan Agropecuario. Este instituto cuenta con un Programa de Monitoreo de empresas ganaderas donde se releva información de un conjunto de empresas desde el año 2000. Si bien este programa no pretende ser representativo sus resultados son en muchos casos tomados por la Oficina de Programación y Política Agropecuaria (OPYPA) y por DIEA. En el caso de los costos por hectárea de los cultivos cerealeros fueron obtenidos a través de la Federación Uruguaya de Centros Regionales de Experimentación Agropecuaria (FUCREA), esta Federación genera información relevante con el propósito de mejorar los resultados económicos de las empresas. Anualmente divulga costos por hectárea de diversos cultivos cerealeros e industriales. En el caso del costo por litro de la leche, el mismo fue obtenido de Anuarios OPYPA. Por último, para el costo por hectárea forestal se consultó a expertos del MGAP quienes accedieron a compartir dicha información.

## 5. Estrategia empírica

### 5.1. Estimación de ecuaciones y elasticidades

En este trabajo estimaremos un modelo de uso del suelo utilizando proporciones. Estos modelos han sido utilizados en la literatura extensamente: Lichtenberg (1989), Stavins y Jaffe (1990), Wu y Segerson (1995), Plantinga (1996), Hardie y Parks (1997), Miller y Plantinga (1999). Definimos la proporción del uso  $j$  como:

$$p_j = n_j/N \tag{7}$$

donde  $n_j$  es el total de hectáreas destinadas al uso  $j$  y  $N$  es el total de hectáreas.

Para estimar estas proporciones, y siguiendo a Wu y Segerson (1995) y Hardie y Parks (1997) asumimos que las ecuaciones de proporciones toman una forma logística. Por tanto, la proporción del uso  $j$  en el AE  $k$  es:

$$p_{jk} = \frac{\exp[f_j(p, x, N_{1k}/N_k, \dots, N_{Qk}/N_k)]}{\sum_{j=1}^3 \exp[f_j(p, x, N_{1k}/N_k, \dots, N_{Qk}/N_k)]} \quad (8)$$

El índice  $j=1$  representa las tierras con forestación,  $j=2$  representa las tierras con cultivos cerealeros y  $j=3$  representa la proporción destinada a pasturas. Tomaremos las pasturas como uso base dado que es el uso que cuenta con hectáreas en todas las AE. Los usos de forestación y cultivos no son practicados en todas las AE. La ecuación (8) implica:

$$\ln \left( \frac{p_{jk}}{p_{3k}} \right) = f_j(p, x, N_{1k}/N_k, \dots, N_{Qk}/N_k) - f_3(p, x, N_{1k}/N_k, \dots, N_{Qk}/N_k) = g_j(p, x, N_{1k}/N_k, \dots, N_{Qk}/N_k) \quad (9)$$

En la estimación, asumimos que las funciones  $g_j$  son lineales. Específicamente las siguientes ecuaciones son estimadas:

$$\ln \left( \frac{p_{jk}}{p_{3k}} \right) = \beta'_j X_{jk} + u_{jk} \quad \text{con } j = 1, 2 \quad (10)$$

donde  $X_{jk}$  es un vector de variables independientes para los usos  $j$ ,  $\beta_j$  es un vector de parámetros a ser estimados y  $u_{jk}$  es el término de error.

Asimismo, estimaremos elasticidades de las hectáreas respecto a las variables explicativas usando la ecuación (10). Ésta implica que  $\frac{p_{jk}}{p_{3k}} = \exp(\beta'_j X_{jk} + u_{jk})$  con  $j=1,2$ . Dado que  $\sum_{i=1}^2 p_{jk} = 1 - p_{3k}$ , sumando las dos ecuaciones y sustituyendo la expresión resultante de  $p_{3k}$  en las ecuaciones tenemos:

$$p_{jk} = \frac{e^{\beta'_j X_{jk} + u_{jk}}}{1 + \sum_{j=1}^2 e^{\beta'_j X_{jk} + u_{jk}}} \quad (11)$$

siguiendo a Wu y Segerson (1995), al diferenciar la ecuación (11) respecto a una variable independiente  $x$  en el AE  $k$  obtenemos:

$$\frac{\partial p_{jk}}{\partial x_k} = [\beta_{jx} + \sum_{j=1}^2 p_{jk} \beta_{jx}] * p_{jk} \quad \text{con } j=1,2 \quad (12)$$

donde  $\beta_{jx}$  es el coeficiente de  $x$  en la ecuación del uso  $j$ . Por tanto, para calcular la elasticidad del uso  $j$  con respecto a  $x$  en el Área de Enumeración  $k$  definimos:

$$e_{jkx} = \frac{\partial p_{jk}}{\partial x_k} \frac{x_k}{p_{jk}} = [\beta_{jx} + \sum_{j=1}^2 p_{jk} \beta_{jx}] * x_k \quad (13)$$

Para la estimación del modelo (ecuación (10)) se construyeron los retornos netos anuales de los cultivos cerealeros, la forestación y la actividad ganadera para las 625 AE (sin Montevideo). Cabe señalar que el CGA 2011 no cuenta con información de la producción obtenida para ninguno de los usos mencionados salvo la lechería (incluida dentro de la actividad ganadera en nuestro análisis). Es por ello que se construyeron los retornos de estas actividades como será descrito en la siguiente sección.

Se definen entonces las variables explicativas del modelo. Estas son:

1. el retorno neto de los cultivos cerealeros
2. el retorno neto de la actividad forestal
3. el retorno neto de la actividad ganadera
4. el Índice Coneat promedio ponderado
5. la proporción de área con Prioridad Forestal (en km<sup>2</sup>) en el total del área de cada AE

Debido a diferencias en el tamaño de las AE u otros factores, las estimaciones podrían presentar problemas de heteroscedasticidad. Es por ello que se testeó su presencia estimando las ecuaciones por Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO) y utilizando el test de Breusch-Pagan. Para la ecuación de cultivos cerealeros la hipótesis nula de varianza constante es rechazada al 1% de significación. No obstante, la ecuación de forestación no puede rechazar la hipótesis nula de homoscedasticidad. Dado que existe heteroscedasticidad en la ecuación de cultivos (MCO) estimaremos el modelo de forma simultánea. Para ello se realizará una estimación utilizando un modelo de Regresiones Aparentemente no Relacionadas o SUR -*Seemingly Unrelated Regressions*- por sus siglas en inglés, ya que corrige la heteroscedasticidad. En este modelo se estima un sistema de ecuaciones lineales donde los errores están incorrelacionados entre individuos (en nuestro caso entre Áreas de Enumeración), pero existe una correlación entre las ecuaciones para cada AE. Se asume además que el término de error tiene media cero, es independiente entre individuos y es

homoscedástico.

La estimación por Mínimos Cuadrados Ordinarios de cada una de las ecuaciones otorga estimaciones consistentes de  $\beta$ , sin embargo, no siempre son eficientes. Por ello, el estimador óptimo es Mínimos Cuadrados Generalizados (MCG) (Cameron y Trivedi, 2010). Sin embargo, existen casos donde la estimación por Mínimos Cuadrados Generalizados Factibles (MCGF) se reduce a una estimación por MCO. Esto ocurre cuando todas las ecuaciones del sistema de ecuaciones contienen exactamente los mismos regresores,  $X_j = X_{j'}$  para todo  $j$  y  $j'$ . Entonces la estimación por MCGF se reduce a una estimación MCO donde se estima cada una de las ecuaciones por separado (Cameron y Trivedi, 2010). Este es nuestro caso, dado que en cada una de las ecuaciones del sistema se mantienen los mismos regresores.

## 5.2. Dependencia espacial

En el contexto de modelos de uso del suelo que utilizan proporciones agregadas puede aparecer el problema de dependencia espacial. Esta dependencia refleja una situación donde los valores observados en una determinada región  $k$  dependen de los valores de las observaciones vecinas. Esta correlación espacial puede ser estructural, estando presente entre los valores de las variables dependientes o en los errores. El primero de los casos puede estar caracterizado por interacciones complejas entre vecinos. En el caso de correlación espacial en los errores, se trata esencialmente de un problema de medida de la información con la que contamos. Si existe autocorrelación espacial en los residuos, todos o algunos de los elementos fuera de la diagonal de la matriz de varianzas y covarianzas no son cero en la regresión lineal estándar. En esta situación las propiedades óptimas del estimador MCO no son válidas. Por tanto, cuando los modelos econométricos no incluyen estas correlaciones espaciales pueden aparecer sesgos en los coeficientes estimados, problemas de inconsistencia o ineficiencia, entre otros. Existen diversos procedimientos para testear la presencia de dependencia espacial. La medida más utilizada es el test I de Moran. La hipótesis nula de este estadístico es la incorrelación espacial de los residuos.

El estadístico I de Moran para matrices de pesos espaciales estandarizadas se calcula como (LeSage, 2007):

$$I = \frac{e'W e}{e'e}$$

siendo  $e$  los residuos de la regresión y  $W$  una matriz de pesos espaciales  $n \times n$ . Esta matriz contiene ponderaciones/pesos basados en la distancia entre observaciones.

Puede modelarse la autocorrelación espacial en un modelo econométrico incorporando variables espaciales rezagadas. Esto implica que se realizan promedios ponderados de las observaciones vecinas de una determinada observación  $k$ . Las variables espaciales rezagadas podrán ser: la variable dependiente (modelo SAR, por sus siglas en inglés *-spatial autoregressive structure-*), variables explicativas (modelo SLM *-spatial lag model-*), o el término de error (modelo SEM *-spatial error model-*). También puede darse una combinación de estos modelos como es el caso del modelo SARAR *-Spatial AutoRegressive with additional AutoRegressive error structure-*. En este trabajo se considerarán dos modelos: el SARAR y el SLM.

El modelo SARAR más general se describe como (Kelejian y Prucha, 1998):

$$\mathbf{y} = \rho \mathbf{W}\mathbf{y} + \beta_1 \mathbf{X} + \mathbf{W}\mathbf{X}\beta_2 + \mathbf{u}$$

$$\mathbf{u} = \lambda \mathbf{W}\mathbf{u} + \boldsymbol{\varepsilon} \quad \text{con} \quad \boldsymbol{\varepsilon} | \mathbf{X} \sim N(0, \sigma^2 I_n)$$

donde la primera ecuación considera a la variable dependiente con rezago espacial como regresor del modelo.  $\rho$  es el parámetro espacial autorregresivo que expresa la magnitud de la interacción entre vecinos. Se incluye a su vez a las variables exógenas con rezago espacial, identificadas con el término  $\mathbf{W}\mathbf{X}$ . La segunda ecuación considera un modelo espacial para los residuos que toma en cuenta las interacciones entre factores no observados. En este caso  $\lambda$  expresa esta interacción entre residuos.

Por su parte el modelo SLM puede considerarse un subcaso del modelo SARAR donde  $\rho \neq 0$  y  $\lambda = 0$  de forma que:

$$\mathbf{y} = \rho \mathbf{W}\mathbf{y} + \beta_1 \mathbf{X} + \mathbf{W}\mathbf{X}\beta_2 + \mathbf{u}$$

$$\mathbf{u} \sim N(0, \sigma^2 I_n)$$

En este modelo se incluyen rezagos espaciales en la variable dependiente y en las variables independientes pero no en el componente del error.

Para estimar los modelos SARAR y SLM se utilizó el paquete `spdep` del software estadístico R.

## 5.3. Variables explicativas

### 5.3.1. Retorno neto cultivos cerealeros

Para el cálculo del retorno neto de los cultivos cerealeros se tomaron en cuenta 5 cultivos: trigo, cebada, maíz, sorgo y soja. Caña de azúcar y girasol no son tomados en cuenta dado su bajo peso relativo en el total de cultivos y la falta de información sobre sus costos por hectárea.

Se toma la cantidad de hectáreas destinada a cada cultivo cerealero por AE tomando los datos del CGA 2011. En primer lugar, se calcula la proporción de hectáreas de cada cultivo por AE definida como:

$$p_{ij}^{cult} = \frac{a_{ij}}{A_i} \quad \text{para } i = 1, \dots, 5 \quad \text{y } j = 1, \dots, 625$$

siendo  $a_{ij}$  las hectáreas en el cultivo  $i$  para el AE  $j$ , y  $A_i$  las hectáreas totales del cultivo  $i$  a nivel país. Se obtiene la producción del cultivo  $i$  para cada AE como:

$$prod_{ij}^{cult} = p_{ij}^{cult} * Prod_i$$

siendo  $Prod_i$  la producción anual del cultivo  $i$  a nivel país (en toneladas). Los precios (US\$ por tonelada) de los cultivos fueron tomados de los Anuarios Estadísticos Agropecuarios de DIEA para el período 2010-2011. Sin embargo a estos precios se les va a incorporar un costo de transporte por tonelada. Para ello se calcula la distancia del punto central de cada AE -llamado centroide- a 2 puntos de referencia: el Puerto de Montevideo y Puerto de Nueva Palmira (Ver Figura 5). La elección de estos dos puertos se justifica en que son los de mayor tránsito y carga de cereales del país. Para el cálculo de las distancias desde las AE a los puertos se utilizó el Sistema de Información Geográfica QGIS.

El Puerto de Nueva Palmira, ubicado en el departamento de Colonia, conforma el km 0 de la Hidrovía Paraná-Paraguay. Al contar con condiciones de accesibilidad fluvial desde el Río de la Plata a través del Canal Martín García se convierte en una importante puerta de entrada al continente sudamericano. El puerto es propiedad de la Administración Nacional de Puertos (ANP) pero existen otras terminales portuarias privadas como Ontur Internacional S.A., Ontemar Logistics, Corporación Navíos S.A. y Terminales Graneleras Uruguayas formando entre todas el sistema de Zona Franca de Nueva Palmira. Sus principales tráficos son: cereales, frutas cítricas y graneles sólidos.

Por su parte, el Puerto de Montevideo tiene como principales tráficos: graneles, productos



forestales, contenedores, pesca extranjera y cruceros. Es un puerto multipropósitos donde operan buques para transporte de animales en pie, troncos y chips, granos, entre otros. Para el cálculo del costo de traslado se tomaron los precios de referencia del transporte de cereales publicados por la Dirección Nacional de Transporte (DNT) del Ministerio de Transporte y Obras Públicas (MTO) donde se establece un precio por km/ton. Por tanto, el precio del cultivo  $i$  va a variar por AE dependiendo de la distancia de cada centroide al puerto más cercano:

$$precio_{ij}^{cult} = Precio_i - costotransporte_j^{cult}$$

Tomando este precio se calcula el ingreso de cultivos por hectárea del AE:

$$IngrCultivos/ha_{ij} = \frac{precio_{ij}^{cult} * prod_{ij}^{cult}}{a_{ij}}$$

Para el cálculo de los retornos de cada cultivo  $i$  se considerarán los costo de producción en dólares por hectárea proporcionado por FUCREA:

$$RetornoCultivos/ha_{ij} = IngrCultivos/ha_{ij} - CostoCultivos/ha_{ij}$$

Por último, el retorno por hectárea de los cultivos para cada  $j$  será:

$$RetornoCultivos/ha_j = \sum_{i=1}^5 RetornoCultivos/ha_{ij}$$

### 5.3.2. Retorno neto actividad forestal

Para el cálculo del retorno neto de la actividad forestal se utiliza la cantidad de hectáreas destinadas a la forestación de cada AE. Nuevamente se calcula la proporción de hectáreas para el uso forestación de las AE definida como:

$$p_j^{for} = \frac{h_j}{H} \quad para \quad j = 1, \dots, 625$$

siendo  $h_j$  las hectáreas forestales del AE  $j$ , y  $H$  el total de hectáreas dedicadas a la forestación en el país. La producción forestal del AE se calcula como:

$$prod_j^{for} = p_j^{for} * E^{for}$$

donde  $E^{for}$  es el promedio de la extracción de madera en rollo para los años 2010-2011 en  $m^3$ . El precio de la madera en rollo fue calculado tomando los datos de exportaciones en valor y en volumen para los años 2010-2011 proporcionados por la DGF. A este precio fue incorporado un costo de transporte pos-cosecha a la planta industrial o al puerto más cercano. En el caso de la forestación se tomaron 4 puntos como referencia: las plantas de Montes del Plata y de UPM y los puertos de Montevideo y M'Bopicuá (Ver Figura 5). Montes del Plata cuenta con una terminal logística en el puerto de M'Bopicuá ubicado al norte de Fray Bentos. Desde allí se operan cuatro barcazas que tienen una capacidad de carga de 5.000 toneladas (el equivalente a 170 camiones) que llegan directamente a la terminal portuaria del complejo industrial. Según datos tomados de la propia empresa, un 50% de la madera necesaria para abastecer a la planta llega por esta vía. El resto lo hace por medio del transporte terrestre, la empresa contrata 10 empresas transportistas que pueden trasladar la madera hasta la terminal logística M'Bopicuá o directamente a la planta dependiendo de la ubicación.

Por su parte, UPM transporta la madera a su planta industrial a través de la contratación de 31 empresas de transporte terrestre. Estas empresas además de los camiones convencionales para el traslado de madera utilizan bitrenes, que permiten el traslado de mayor cantidad de madera en un mismo viaje. Aproximadamente el 21% de la madera que arriba a la planta es transportada en bitrenes.

Para el cálculo de la distancia nuevamente se tomó el punto central de cada AE al puerto o industria más cercano. Una vez se contó con la distancia en km, se calcularon los costos de transporte que implicarían a cada productor representativo. Se tomaron los precios de referencia del transporte de rolos publicados por la DNT donde se establece un precio por km/ton. Por tanto, se define el precio como:

$$precio_j^{for} = Precio^{for} - costotransporte_j^{for}$$

Al multiplicar la producción obtenida por el precio en  $U\$S/m^3$  hallamos el ingreso de cada AE. Dado que la periodicidad de los retornos de la forestación no es anual sino una vez realizada la cosecha, asumimos una cosecha a los 12 años de plantación, que se corresponde con los años de cosecha de plantaciones de Eucalyptus para pulpa de celulosa. Por lo tanto,

$$IngrForestal_j = (precio_j^{for} * prod_j^{for}) * 12$$

y

$$IngrForestal/ha_j = \frac{IngrForestal_j}{h_j}$$

Una vez hallado este ingreso será restado el costo ficto de forestación. Para la obtención de esta información se consultó a expertos en la temática quienes proporcionaron un costo forestal por ha que incluye costos de plantación, mano de obra a utilizar e insumos para una plantación de Eucalyptus con destino pulpa de celulosa, suponiendo unas 1200 plantas por ha.

$$RetornoForestal/ha_j = IngrForestal/ha_j - CostoForestal/ha$$

Una vez hallado el retorno neto de la actividad forestal calculamos el valor presente de los retornos netos de forestación incluyendo un factor de retorno calculado como  $\frac{((1+r)^{-1})^m}{1-((1+r)^{-1})^m}$ . En este caso  $r$  es la tasa de descuento y  $m$  la cantidad de años necesarios para realizar la cosecha. Multiplicando el retorno neto del uso forestación por hectárea por este coeficiente hallamos el valor presente de los retornos netos de forestación por hectárea. En la estimación se utilizará este valor anualizado.

### 5.3.3. Retorno neto actividad animal

Para el cálculo de los retornos netos de la ganadería consideramos las existencias de ganado vacuno y ovinos de cada AE. La producción de litros de leche de cada AE ya viene dada por el CGA 2011. Las existencias de cada AE las dividimos sobre el total de existencias del período 2010-2011 tomando los dos tipos de ganado antes mencionados.

$$p_{ij}^{gan} = \frac{ganado_{ij}}{\sum_j ganado_{ij}} \quad para \quad i = 1, 2 \quad y \quad j = 1, \dots, 625$$

siendo  $i = 1$  ganado vacuno,  $i = 2$  ganado ovino. Dado que no conocemos el destino que tuvo el ganado ovino -carne ovina o lana- se toman ambas producciones y se transforma la producción anual de lana en carne equivalente para poder así sumarla a la producción de carne ovina. En base a este resultado se calcula la producción de lana y carne ovina tomando la proporción de cada rubro sobre el total de carne equivalente que denominaremos  $b$ . A continuación se presenta el cálculo para obtener las distintas producciones:

$$prod_j^{z=1} = p_{1j}^{gan} * Prod_1$$

$$prod_j^{z=2} = p_{2j}^{gan} * CarneEq * b$$

$$prod_j^{z=3} = p_{2j}^{gan} * CarneEq * (1 - b)$$

Los supraíndices  $z$  en la producción indican 1=carne vacuna, 2=carne ovina, 3=lana. En el caso de la carne ovina y bovina, los precios son ajustados por el costo de transporte que le insume a este productor representativo el traslado del ganado al frigorífico más cercano. Para este cálculo se geolocalizaron 47 frigoríficos de carne vacuna a lo largo de todo el país y se calculó la distancia del centroide de cada AE al frigorífico más cercano (Ver Figura 5). Los 19 departamentos cuentan con al menos un frigorífico. La mayor frecuencia se da en el departamento de Canelones, con 8 frigoríficos; le siguen los departamentos de Montevideo y Colonia con 4 frigoríficos respectivamente. Para el cálculo del costo de traslado se consideraron los precios de referencia del transporte de hacienda de la DNT.

$$precio_{zj}^{gan} = Precio_z - costotransporte_j^{gan} \quad con \quad z = 1, 2$$

$$precio_{z=3}^{gan} = Precio_{z=3}$$

El ingreso ganadero por hectárea se calcula como:

$$IngrGanadero/ha_j = \frac{\sum_{j=1} precio_{zj}^{gan} * prod_j^z}{h_j^{gan}} \quad con \quad z = 1, 2, 3$$

siendo  $h_j^{gan}$  las hectáreas destinadas a pasturas. Para hallar el retorno ganadero se resta el costo de producción por hectárea -que es único para la ganadería vacuna y ovina- tomado del Instituto Plan Agropecuario.

$$RetornoGanadero/ha_j = IngrGanadero/ha_j - CostoGanadero/ha$$

Dado que para la actividad lechera se cuenta con el dato de producción (litros de leche en el año censal), no fue necesario construirlo. De esta forma el retorno neto por hectárea de la lechería fue calculado por separado, multiplicando la producción dada por un precio por litro y considerando también un costo por litro. Definimos entonces el retorno animal como:

$$RetornoAnimal/ha_j = RetornoGanadero/ha_j + RetornoLecheria/ha_j$$

A continuación se presenta un mapa donde se encuentran ubicados los puntos de referencia tomados para el cálculo de los costos de transporte de las actividades ganaderas, forestales

y de cultivos cerealeros.

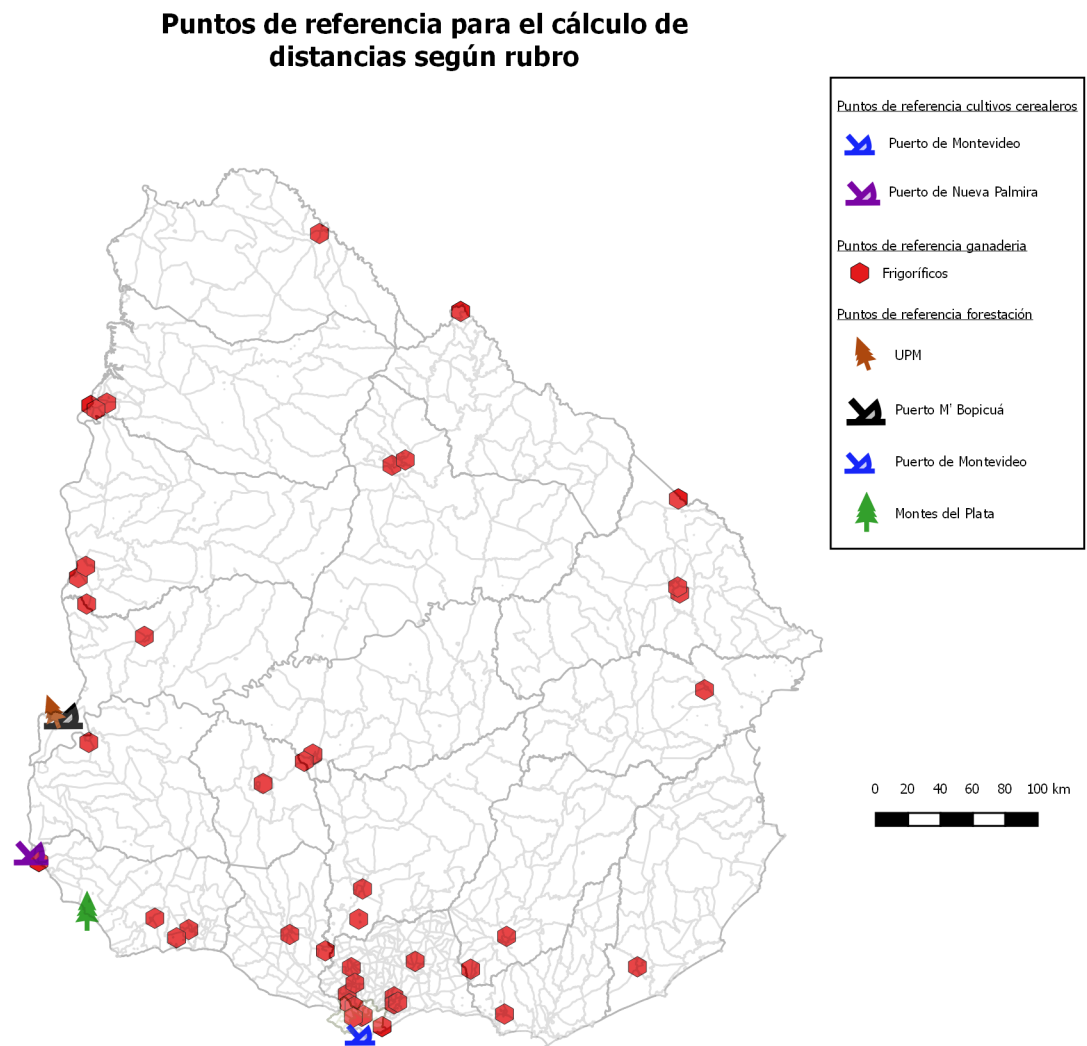


Figura 5: Elaboración propia tomando puntos georeferenciados de frigoríficos, puertos y plantas industriales.

#### 5.3.4. Índice Coneat promedio ponderado

La ley N° 13.695 de 1968 crea la Comisión Nacional de Estudios Agronómicos de la Tierra (C.O.N.E.A.T.). Su principal objetivo era definir las normas técnicas para fijar la capacidad productiva de cada inmueble rural y el promedio del país, en términos de lana, carne bovina y ovina en pie. En este caso se entiende por productividad la capacidad inicial del suelo para producir un cierto rendimiento por hectárea y por año, que se pueda expresar como porcentaje del rendimiento óptimo. La capacidad productiva media del país se corresponde con el índice 100.

Uno de los trabajos más utilizados para la caracterización de la potencialidad de los suelos uruguayos para la producción de pasturas es la publicada por Alvarez y Cayssials (1979) “Aptitud de uso pastoril de los suelos en Uruguay” referida a la Carta de Suelos 1:1M. No obstante, en el año 2003 la Dirección General de Recursos Naturales Renovables del MGAP actualiza este valor en base a cartas de suelo digitales y de grupos coneat más actualizadas. Para ello se volvió a analizar la composición de las unidades 1:1M. En este caso se optó por seleccionar los grupos Coneat más frecuentes dentro de cada unidad 1:1M tomando en cuenta al conjunto de ellos que ocupe más del 50 % de la superficie de la unidad. A partir de esta información se calculó el Índice de Productividad promedio para cada unidad millón ponderando por la superficie.

A su vez se elaboró una carta de Índices de Productividad Promedio por Área de Enumeración. Al ser éstas unidades relativamente pequeñas, la diversidad de Grupos Coneat dentro de cada una de ellas es menor que para las unidades millón, por lo que se calculó el Índice de productividad promedio teniendo en cuenta todos los grupos Coneat presentes en cada AE ponderados por su superficie. Por tanto, esta es la información con la que se cuenta para medir la productividad de los suelos en este estudio. A continuación se presenta un mapa del Índice de Productividad Promedio de las AE (Figura 6).

**Indíces de Productividad Promedio  
de las áreas de enumeración**

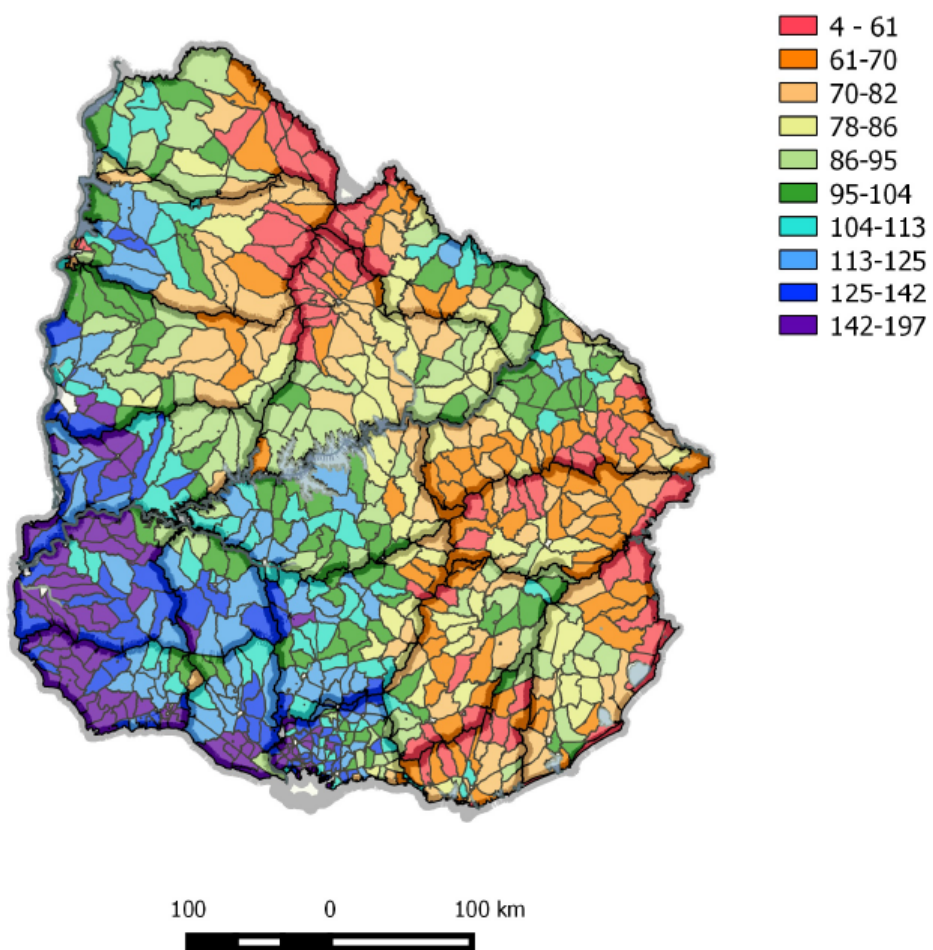


Figura 6: Elaboración propia en base a Índice de Productividad Promedio - MGAP

### 5.3.5. Proporción de Prioridad Forestal en el área total del AE

La Ley Forestal N° 15.939 del año 1987 se crea con el fin de defender, mejorar, ampliar y crear recursos forestales así como desarrollar la industria forestal en el Uruguay.

Es a partir de esta ley que se definió el concepto de prioridad forestal de las tierras "... en función de la aptitud forestal del suelo o razones de utilidad pública". Para determinar la aptitud forestal de un suelo se tendrá presente que sus condiciones permitan un buen crecimiento de los bosques, con una buena capacidad de enraizamiento y adecuado drenaje, y que sean de baja fertilidad natural. Para la delimitación de dichos terrenos forestales se utilizó principalmente el mapa de los Grupos de Suelos CONEAT. (Estos Grupos son áreas homogéneas definidas por su capacidad productiva. La descripción de los Grupos Coneat se hace definiendo los suelos dominantes de la zona y para cada grupo se indican algunas propiedades importantes y características asociadas al paisaje. En nuestro país existen 188 Grupos Coneat).

Los Grupos Coneat definidos como de prioridad forestal surgen del decreto N° 452/988 de 1988. Sin embargo, estas definiciones fueron modificadas en sucesivos decretos reglamentarios de los años 2006 y 2010.

Cabe señalar que a partir de esta ley los bosques plantados en suelos de prioridad forestal gozaron de beneficios tributarios. Quedaron exentos del pago de la contribución inmobiliaria rural y de otros tributos vigentes en 1987 como el IMAGRO (impuesto que gravaba la renta ficta de las explotaciones agropecuarias), el IRA (Impuesto a las Rentas Agropecuarias) y el IRIC (Impuesto a las Rentas de Industria y Comercio). Estas exoneraciones y beneficios regirían por un plazo de 12 años a partir de la implantación de los bosques y alcanzarían también a aquellos tributos que fueran creados en el futuro y gravaran a las explotaciones agropecuarias. (A partir de la Reforma Tributaria del 2008 el IRA es derogado).

A su vez, la ley preveía el financiamiento de la plantación de bosques en las zonas de prioridad forestal a cargo del Fondo Forestal. El Poder Ejecutivo destinaría a este Fondo una partida anual mínima equivalente al costo ficto de forestación de diez mil hectáreas. Si bien no existen evaluaciones de impacto sobre la Ley Forestal, en varios estudios realizados por OPYPA se resalta la importancia de esta ley a la hora de generar los impulsos necesarios para el posterior desarrollo de la actividad forestal, sin olvidar la construcción de las dos plantas de celulosa. En 30 años la superficie forestada se multiplicó por más de 6 veces al pasar de 186 mil a 1.15 millones de hectáreas (Ackermann *et al.*, 2016). Actual-



mente hay 4,3 millones de hectáreas de prioridad forestal (Ver Figura 7). Sin embargo no todas estas son utilizadas con fines forestales. Según un estudio de OPYPA esto se debe a las diferencias en productividad que presentan los suelos con prioridad forestal. La región Sur-sureste está mayoritariamente compuesta por suelos forestales de productividad baja (93 %); la región Litoral, mayoritariamente por suelos de productividad media (86 %); y la región Centronorte es la más diversa, ya que cuenta con más de un tercio de productividad baja, otra tercera parte con media, y con casi el tercio restante de productividad muy alta y alta (Annunziatto *et al.*, 2016).

En el caso de nuestro modelo se calculó para todas las AE, la proporción de área con prioridad forestal (en km<sup>2</sup>) sobre el área total de cada AE (área PF/área Total). Para este cálculo se tomaron los mapas shapefile de las Áreas de Enumeración y el mapa de Prioridad Forestal del MGAP siendo los mismos superpuestos. En algunos casos el Sistema de Información Geográfica utilizado (QGIS) no logró calcular esta proporción, por lo que ésta debió ser calculada en forma manual.

## Mapa Prioridad Forestal

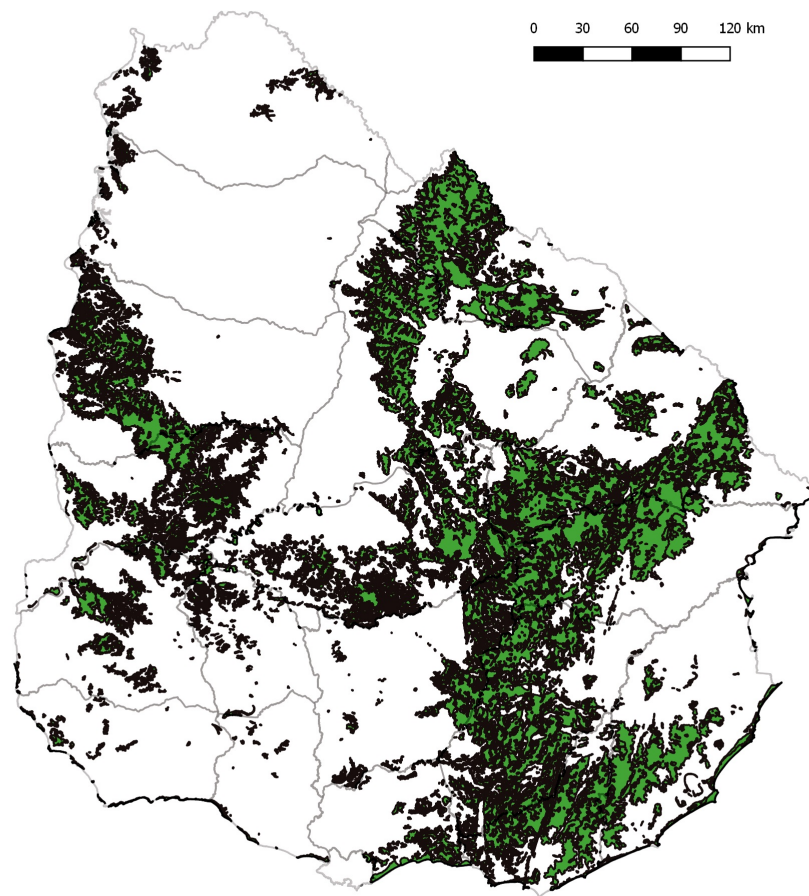


Figura 7: Elaboración propia en base capa shapefile Prioridad Forestal-MGAP

## 5.4. Especificación del modelo

En esta sección se analizan distintas especificaciones del modelo. Dado que utilizamos una especificación con logaritmo el tratamiento de los ceros se vuelve relevante ya que el logaritmo de cero es indefinido. En nuestra base de datos existen 82 AE que no realizan cultivos cerealeros y 3 AE que no realizan forestación. Para el caso de los cultivos cerealeros esto representa un 13 % del total. Para abordar este problema se especifican tres modelos diferentes. El primero no incluye las AE que no cuentan con hectáreas de cultivos, en este caso el N=541. En la segunda especificación se reemplazan las hectáreas sin cultivos por un valor pequeño (0.1) -Siguiendo a Wu y Segerson (1995)- y a los retornos netos de cultivos se les asigna el retorno mínimo por departamento. Ambas especificaciones se representan con las ecuaciones (14) y (15) de cultivos cerealeros y forestación respectivamente.

$$\ln \left( \frac{p_{1k}}{p_{3k}} \right) = \beta_0^{cult} + \beta_1^{cult} RetCult_k + \beta_2^{cult} RetForest_k + \beta_3^{cult} RetAnimal_k + \beta_4^{cult} IC_k + \beta_5^{cult} PF_k + u_k^{cult} \quad (14)$$

$$\ln \left( \frac{p_{2k}}{p_{3k}} \right) = \beta_0^{for} + \beta_1^{for} RetCult_k + \beta_2^{for} RetForest_k + \beta_3^{for} RetAnimal_k + \beta_4^{for} IC_k + \beta_5^{for} PF_k + u_k^{for} \quad (15)$$

La tercera especificación es igual a la anterior con la salvedad que agrega una dummy para las AE que no cuentan con hectáreas cultivadas e interacciona esta dummy con los retornos mínimos de cultivos por departamento. Se representa con las ecuaciones (16) y (17).

$$\ln \left( \frac{p_{1k}}{p_{3k}} \right) = \beta_0^{cult} + \beta_1^{cult} RetCult_k + \beta_2^{cult} RetForest_k + \beta_3^{cult} RetAnimal_k + \beta_4^{cult} IC_k + \beta_5^{cult} PF_k + \beta_6^{cult} DRetCult_k + u_k^{cult} \quad (16)$$

$$\ln \left( \frac{p_{2k}}{p_{3k}} \right) = \beta_0^{for} + \beta_1^{for} RetCult_k + \beta_2^{for} RetForest_k + \beta_3^{for} RetAnimal_k + \beta_4^{for} IC_k + \beta_5^{for} PF_k + \beta_6^{for} DRetCult_k + u_k^{for} \quad (17)$$

## 6. Resultados

En la Tabla 2 se presentan los coeficientes estimados para las tres especificaciones planteadas del modelo SUR. En las primeras dos columnas se presentan los coeficientes estimados para las ecuaciones de cultivos cerealeros y forestación del Modelo 1 respectivamente. Las columnas 3 y 4 lo hacen para las ecuaciones de cultivos cerealeros y forestación del Modelo 2, y las 5 y 6 muestran las ecuaciones de cultivos cerealeros y forestación para el Modelo 3.

Los primeros resultados que analizamos resumen la bondad de ajuste de las ecuaciones de los tres modelos. El primero de ellos, donde no se consideran las AE con hectáreas de cultivos y forestación igual a cero, presenta un  $R^2$  menor para ambas ecuaciones que los modelos 2 y 3. El  $R^2$  para la ecuación de forestación es similar en los tres modelos ( $R^2=0.344$  en el Modelo 1), con una variación de 1.3% entre el primer modelo y el segundo y de 1.8% entre el primero y el tercero. Por su parte, la ecuación de cultivos parece tener mayor nivel explicativo que la de forestación (el  $R^2=0.64$  en el Modelo 1), con una variación de 6.3% entre el primer modelo y el segundo y de 6.6% entre el primero y el tercero. Al realizar los test de significación conjunta en cada una de las seis ecuaciones se obtiene un p-valor=0.000, de forma que los regresores son conjuntamente significativos en cada una de las ecuaciones de los tres modelos.

En cuanto a los coeficientes estimados observamos grandes similitudes entre los modelos 2 y 3, presentando mayores diferencias con el modelo 1. Si bien existen diferencias en cuanto a la significación de algunas variables explicativas entre los tres modelos, los signos son iguales en las tres especificaciones. Al analizar los coeficientes de la ecuación de cultivos cerealeros observamos que está positivamente correlacionada con los retornos de los cultivos y con la calidad de la tierra, medida a través del Índice Coneat, con una significación del 1% en los tres modelos. A su vez se encuentra negativamente correlacionado con los retornos forestales, el retorno animal y la proporción de Prioridad Forestal en el AE. En los modelos 2 y 3 la significación es del 1% para los retornos pero para el caso de la prioridad forestal sólo lo es al 10%. Aquí es donde encontramos las mayores diferencias entre el primer modelo y el 2 y 3. Si bien los signos se mantienen, los retornos forestales y la proporción de prioridad forestal no son significativos para la ecuación de cultivos del modelo 1. En el modelo 3 la dummy que interacciona las AE sin cultivos cerealeros con los retornos de los cultivos imputados presenta signo negativo y es significativa al 5%. En general el signo y significación de los coeficientes de los modelos 2 y 3 están en línea con

Tabla 2: Coeficientes estimados para tres especificaciones - Modelo SUR

| Variables/Usos     | Modelo 1                  |                           | Modelo 2                  |                           | Modelo 3                 |                           |
|--------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|--------------------------|---------------------------|
|                    | Cultivos cerealeros       | Forestación               | Cultivos cerealeros       | Forestación               | Cultivos cerealeros      | Forestación               |
| Retornos cultivos  | 0.00613***<br>(0.000284)  | 0.000341<br>(0.000263)    | 0.00921***<br>(0.000317)  | 0.000772***<br>(0.000229) | 0.00930***<br>(0.000318) | 0.000837***<br>(0.000230) |
| Retorno forestal   | -0.00105<br>(0.000824)    | 0.00510***<br>(0.000764)  | -0.00362***<br>(0.001000) | 0.00423***<br>(0.000723)  | -0.00328***<br>(0.00101) | 0.00446***<br>(0.000728)  |
| Retorno animal     | -0.00269***<br>(0.000774) | -0.00334***<br>(0.000717) | -0.00340***<br>(0.00102)  | -0.00388***<br>(0.000735) | -0.00338***<br>(0.00101) | -0.00387***<br>(0.000732) |
| Índice Coneat      | 0.0254***<br>(0.00322)    | -0.00655**<br>(0.00298)   | 0.0310***<br>(0.00385)    | -0.00228<br>(0.00278)     | 0.0296***<br>(0.00387)   | -0.00321<br>(0.00280)     |
| Prioridad forestal | -0.206<br>(0.251)         | 3.140***<br>(0.233)       | -0.556*<br>(0.288)        | 3.303***<br>(0.208)       | -0.509*<br>(0.287)       | 3.336***<br>(0.208)       |
| Constante          | -8.227***<br>(0.278)      | -4.273***<br>(0.257)      | -9.952***<br>(0.325)      | -4.772***<br>(0.235)      | -9.930***<br>(0.324)     | -4.757***<br>(0.234)      |
| Dummy*RetCult      | -<br>-                    | -<br>-                    | -<br>-                    | -<br>-                    | -0.00554**<br>(0.00243)  | -0.00384**<br>(0.00175)   |
| Observaciones      | 541                       | 541                       | 625                       | 625                       | 625                      | 625                       |
| R-cuadrado         | 0.638                     | 0.344                     | 0.701                     | 0.357                     | 0.704                    | 0.362                     |

Errores estándar entre paréntesis  
\*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

lo esperado.

Por su parte el uso forestal está positivamente correlacionado con los retornos forestales, los retornos de cultivos y con la proporción de áreas con prioridad forestal en el AE en los tres modelos. Los retornos forestales y la prioridad forestal son significativas al 1 % en todos los modelos, mientras que los retornos de cultivos sólo lo son en el modelo 2 y 3. A su vez, el uso forestal se encuentra negativamente correlacionado con el retorno animal y con el Índice Coneat. El retorno animal es significativo al 1 % en los tres modelos mientras que el IC lo es sólo al 5 % en el modelo 1. En este caso los signos están dentro de los resultados esperados salvo el signo positivo de los retornos de cultivos. En base a los resultados obtenidos, observamos que el poder explicativo de los modelos 2 y 3 es superior al del modelo 1. Las diferencias entre ellos son menores en términos de coeficientes y su significación. Optaremos por la especificación del modelo 3 ya que presenta el mayor R2 para ambas ecuaciones de cultivos cerealeros y forestación, además de presentar un AIC menor que el modelo 2. Sobre este modelo se calculan entonces las elasticidades promedio.

En la tabla 3 se presentan las elasticidades calculadas para los usos cultivos cerealeros y forestación respecto a las variables explicativas, evaluadas en la media. Observamos que los signos presentados están en línea con aquellos de los coeficientes del Modelo 3. Para el uso de cultivos cerealeros, observamos que, en promedio, aumentos de un 1 % en los retornos de los cultivos y en el Índice Coneat incrementan las hectáreas esperadas de cultivos en un 3.7 % y 3 % respectivamente. Estos resultados están en línea con lo esperado ya que los cultivos precisan de tierras de alta calidad, por lo que esperaríamos que las mejores

Tabla 3: Elasticidades estimadas a partir del Modelo 3: uso cultivos cerealeros y forestación

| Variables/Usos     | Cultivos cerealeros | Forestación  |
|--------------------|---------------------|--------------|
| Retornos cultivos  | 3.739794272         | 0.384782052  |
| Retorno forestal   | -0.651391842        | 0.92474792   |
| Retorno animal     | -0.41730999         | -0.475375379 |
| Índice Coneat      | 3.070530055         | -0.30121467  |
| Prioridad forestal | -0.091148789        | 0.729753973  |
| Constante          | -0.003437535        | -0.002415892 |
| Dummy*RetCult      | -10.175083          | -5.002130018 |

tierras se destinen a este uso. Sin embargo, se espera una caída en las hectáreas de cultivos ante aumentos de un 1 % en los retornos forestales y animales del entorno del 0.6 % y 0.4 % respectivamente. Incrementos en las áreas con prioridad forestal también harán caer las hectáreas esperadas de cultivos, lo cual se encuentra en línea con las expectativas ya que son zonas con baja fertilidad de la tierra, poco aptas para la plantación de cultivos. La variable que interacciona la dummy con los cultivos cerealeros en zonas donde no hay plantaciones de cultivos nos muestra que ante incrementos en los retornos de estas zonas particulares, hay una caída esperada de las hectáreas con cultivos cerealeros. Esto nos estaría indicando que estas AE no son las más aptas para la realización de esta actividad. Por su parte, para el uso forestal incrementos de 1 % en los retornos forestales y en el área con prioridad forestal aumentan las hectáreas esperadas dedicadas a la forestación en un 0.9 % y 0.7 %. Sin embargo, ante aumentos de un 1 % en los retornos animales y el Índice Coneat harán caer las hectáreas esperadas de forestación en un 0.4 % y 0.3 % respectivamente.

Para analizar la existencia de dependencia espacial en nuestras dos ecuaciones de cultivos cerealeros y forestación aplicamos a ambas el test de Moran cuya hipótesis nula plantea la no correlación espacial de los residuos del modelo. Dado que ambas ecuaciones muestran un p-valor menor a 0.01 podemos rechazar la hipótesis nula de no correlación. Por tanto, estamos en condiciones de afirmar que ambas ecuaciones presentan autocorrelación espacial (Ver Tabla 10 del Anexo).

Habiendo evidenciado una estructura de dependencia espacial en los residuos de las ecuaciones de cultivos y forestación incorporaremos esa estructura a través de algún modelo espacial. Para ello definimos una matriz de pesos espaciales ( $W$ ) utilizando la metodología que relaciona a los  $k$  vecinos más cercanos según las distancias entre sí. Observando el mapa de Uruguay se constató que cada AE tendría como vecina unas 5 o 6, por lo que

se definió utilizar un  $k=6$ . Esta metodología pondera de igual manera a los 6 vecinos próximos (Ver Figura 8 del Anexo).

El primer modelo espacial especificado para la ecuación de cultivos es del tipo SARAR, donde se incluyen rezagos espaciales en la variable dependiente, en las variables independientes y en el componente del error (Modelo espacial 1):

$$y_k = \ln \left( \frac{p_{1k}}{p_{3k}} \right) = \beta_0 + \rho W y_k + (\beta_z + W \beta_z) X_{zk} + u_k \quad \text{con } z = 1, 2, 3, 4, 5, 6 \quad (18)$$

$$u_k = \lambda W u_k + \varepsilon \quad \text{con } \varepsilon \sim N(0, \sigma_\varepsilon^2 I_n)$$

El resultado de estimar el modelo espacial 1 es presentado en la Tabla 6 del Anexo. Un primer análisis de los coeficientes estimados, que no tienen una interpretación clara en un principio por no representar por si solos efectos marginales en un contexto de dependencia espacial, nos muestra correlaciones de las variables explicativas con signo y significación muy similares a los de la especificación del tercer modelo SUR. Adicionalmente, observamos que existe una relación de dependencia espacial en la variable dependiente del modelo, lo que es evidenciado a través de la significación de  $\rho$ . Por su parte, las variables independientes rezagadas espacialmente retornos de los cultivos, retornos forestales, retorno animal y prioridad forestal son significativas al 5% mientras que el Índice Coneat y la dummy que interacciona con los retornos de cultivos no lo son. También se evidencia que la estructura de dependencia espacial incorporada al modelo en los residuos ( $\lambda$ ) no es significativa. El test I de Moran arroja un p-valor=0.494 por lo que no se rechaza la ausencia de autocorrelación espacial en los residuos, corrigiendo el problema presentado en las ecuaciones estimadas por MCO.

Dado que  $\lambda$  resultó no significativa se plantea una especificación alternativa. El segundo modelo espacial que especificamos para la ecuación de cultivos es del tipo SLM, donde se incluyen rezagos espaciales en la variable dependiente y en las variables independientes pero no en el componente del error ( $\lambda = 0$ ) (Modelo espacial 2):

$$y_k = \ln \left( \frac{p_{1k}}{p_{3k}} \right) = \beta_0 + \rho W y_k + (\beta_z + W \beta_z) X_{zk} + u_k \quad \text{con } z = 1, 2, 3, 4, 5, 6 \quad (19)$$

$$u_k \sim N(0, \sigma_u^2 I_n)$$

Tanto el Modelo Espacial 2 (Ver Tabla 7 del Anexo) como el Modelo Espacial 1 tienen un comportamiento muy similar en términos del diagnóstico de la significación de

sus coeficientes estimados sin rezago espacial. Nuevamente existe una relación de autocorrelación espacial en la variable dependiente, ya que  $\rho$  es significativa al 1%. En cuanto al cumplimiento de los supuestos sobre la distribución de sus residuos, no se rechaza la hipótesis nula de incorrelación espacial de los mismos. Contando con dos modelos aparentemente bien especificados, se puede utilizar un criterio de información, como el de Akaike (AIC) para elegir el que presenta el mejor ajuste. En este caso, el Modelo Espacial 2 es el que ajusta mejor.

En la Tabla 4 se presenta la matriz de impactos medios estimada del Modelo Espacial 2 para la ecuación de cultivos. El impacto directo nos muestra el efecto de una variable  $x$  en la región  $k$  sobre la variable dependiente en la misma región, por eso el impacto es directo. Este efecto además de incluir a  $\beta$  contempla un efecto derrame adicional controlado por el coeficiente espacial  $\rho$ . El impacto indirecto representa los cambios en la variable dependiente de una determinada región  $k$  que surgen a partir del incremento de una unidad en la variable explicativa de otra región  $i$  (Golgher y Voss, 2016). Por último, el efecto total es la suma de los dos anteriores.

Al realizar un primer análisis de los impactos directos medios notamos que estos tienen los signos esperados y su valor es similar al de los coeficientes arrojados por la tercera especificación del Modelo SUR. Se evidencia un impacto directo medio positivo de las variables retorno de los cultivos e Índice Coneat. Esto es, en promedio, un aumento de 1 dólar en los retornos de cultivos y en una unidad del IC del AE  $k$  genera un aumento esperado de 0.009 y de 0.027 puntos en la variable dependiente de la propia AE. No obstante, existen impactos medios negativos sobre la variable dependiente como son los retornos forestales, los retornos animales, la proporción de prioridad forestal y la dummy. Frente a un aumento de 1 dólar en los retornos forestales y animales del AE  $k$  se espera en promedio, una caída de la variable dependiente  $\ln(p\text{-cultivos}/p\text{-pasturas})$  de 0.004 y 0.001 puntos respectivamente, en la propia AE. Esto podría estar indicando que ante incrementos en los retornos animales las tierras dedicadas a cultivos pasan a la actividad ganadera. Por otra parte, el impacto directo más fuerte parece estar presente en la variable de prioridad forestal donde, en promedio, aumentos de un 1% en el área con prioridad forestal del AE generan una caída de la variable dependiente de 0.9 puntos.

En segundo lugar se analiza el impacto indirecto medio de las variables explicativas sobre la variable dependiente. Observamos que, en promedio, un aumento de un 1 dólar en el retorno de los cultivos de las AE vecinas a  $k$  genera un aumento esperado del ratio  $\ln(p\text{-cultivos}/p\text{-pasturas})$  de 0.001 puntos en el AE  $k$ . Por su parte, incrementos de un 1



Tabla 4: Matriz de Impactos Medios estimada Modelo Espacial 2- Cultivos

| Variables          | Impacto Directo Medio | Impacto Indirecto Medio | Impacto Total Medio |
|--------------------|-----------------------|-------------------------|---------------------|
| Retornos cultivos  | 0.009388572           | 0.001013974             | 0.01040255          |
| Retorno forestal   | -0.00429486           | 0.00264923              | -0.00164563         |
| Retorno animal     | -0.001992919          | -0.009916926            | -0.01190985         |
| Índice Coneat      | 0.027706341           | 0.015162449             | 0.04286879          |
| Prioridad forestal | -0.947672503          | 1.925543055             | 0.97787055          |
| Dummy*RetCult      | -0.006951252          | -0.01898838             | -0.02593963         |

dólar en los retornos forestales de las AE vecinas a  $k$  generarán en promedio, aumentos esperados en la variable dependiente del AE  $k$  en el orden del 0.0026 puntos. El impacto indirecto negativo de los retornos animales parece reafirmar lo expuesto anteriormente ya que ante incrementos en los retornos animales de las AE vecinas a  $k$ , se espera en promedio una caída del ratio  $\ln(p\text{-cultivos}/p\text{-pasturas})$ . Esto parecería indicar que aumentos en los retornos animales dentro de la propia AE o en las vecinas genera un caída de la proporción de hectáreas dedicadas a los cultivos y un aumento en la proporción de hectáreas en ganadería. Las áreas de prioridad forestal muestran un impacto indirecto positivo en la variable dependiente, de forma que incrementos de un 1 % en las áreas con prioridad forestal en las regiones vecinas a  $k$  implicarán en promedio, aumentos en el ratio  $\ln(p\text{-cultivos}/p\text{-pasturas})$  en el orden del 1.9 puntos en el AE  $k$ . Si bien este resultado puede parecer contra intuitivo, podríamos pensar que las regiones vecinas pasan a ser más aptas para la forestación. Siendo que este cambio no se produce en el AE  $k$ , la variable dependiente no tendría porqué caer. En este caso  $k$  presenta mejores condiciones para la plantación de cultivos o la ganadería que sus vecinos próximos ya que no presentó incrementos en las áreas con prioridad forestal. Por último, la dummy que interacciona con los retornos de cultivos imputados, nos muestra que aumentos promedio en los retornos de las AE vecinas a ésta, generan caídas en la variable dependiente de la propia AE. Este resultado parece sugerir que estas AE no son las más adecuadas para el desarrollo de la actividad agrícola.

Para analizar la presencia de dependencia espacial en la ecuación de forestación se especifica un modelo del tipo SARAR, donde se incluyen rezagos espaciales en la variable dependiente y en un componente del error únicamente (Modelo espacial 3):

$$y_k = \ln\left(\frac{p_{2k}}{p_{3k}}\right) = \rho W y_k + \beta_z X_{zk} + u_k \quad \text{con } z = 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6 \quad (20)$$

$$u_k = \lambda W u_k + \varepsilon \quad \text{con} \quad \varepsilon \sim N(0, \sigma_\varepsilon^2 I_n)$$

El resultado de estimar el Modelo Espacial 3 es presentado en la Tabla 8 del Anexo. Un primer análisis de los coeficientes estimados nos muestra correlaciones de las variables explicativas con signo y significación similares a los de la especificación del tercer modelo SUR. Los retornos forestales, los retornos de cultivos y el área con prioridad forestal se correlacionan positivamente con la variable dependiente y son significativos al 1%. Mientras tanto, los retornos animales y el Índice Coneat se correlacionan negativamente con una significación del 1% para el caso del retorno animal. En este caso la interacción de la dummy con los retornos de cultivos imputados deja de ser significativa y presenta ahora signo positivo. A su vez, observamos que existe una relación de dependencia espacial en la variable dependiente del modelo ya que  $\rho$  es significativa al 1%. También se evidencia que la estructura de dependencia espacial incorporada al modelo en los residuos ( $\lambda$ ) es significativa al 10%. El test I de Moran arroja un p-valor=0.45 por lo que no se rechaza la ausencia de autocorrelación espacial en los residuos, corrigiendo el problema presentado en la estimación por MCO.

En este caso también plantearemos otra especificación alternativa ya que  $\lambda$  se encuentra muy cerca del no rechazo de su hipótesis nula. El cuarto modelo espacial que especificamos para la ecuación de forestación es del tipo SLM, donde se incluyen rezagos espaciales en la variable dependiente y en las variables independientes pero no en el componente del error ( $\lambda = 0$ ) (Modelo espacial 4):

$$y_k = \ln \left( \frac{p_{2k}}{p_{3k}} \right) = \beta_0 + \rho W y_k + (\beta_z + W \beta_z) X_{zk} + u_k \quad \text{con} \quad z = 1, 2, 3, 4, 5, 6 \quad (21)$$

$$u_k \sim N(0, \sigma_u^2 I_n)$$

Los modelos espaciales 3 y 4 presentan un comportamiento similar en términos de los signos y significación de sus coeficientes estimados sin rezago espacial. Sin embargo en el modelo 4, donde se incluyen rezagos de las variables independientes, sólo son significativas el rezago del Índice Coneat y del área con prioridad forestal. Nuevamente existe una relación de dependencia espacial en la variable dependiente, ya que  $\rho$  es significativa al 1%. Y en cuanto al cumplimiento de los supuestos sobre la distribución de sus residuos, no se rechaza la hipótesis nula de incorrelación espacial de los mismos. Al recurrir al criterio de información de Akaike para definir que modelo presenta mejor ajuste notamos que la diferencia entre ambos AIC es casi inexistente, presentando el Modelo espacial 3 un

AIC=2113.8 y el Modelo espacial 4 un AIC=2114. Recurrimos entonces a un test de razón de verosimilitud. Este test nos indica que no podemos rechazar la hipótesis nula donde el Modelo 3 es estadísticamente mejor que el Modelo 4, con un 95 % de confianza. Elegimos entonces el Modelo espacial 3 y sobre éste se calcula la matriz de impactos medios para la ecuación de forestación.

En la tabla 5 se presenta la matriz de impactos medios para la ecuación de forestación. Al realizar un primer análisis notamos que los impactos directos medios presentan signos iguales a los coeficientes arrojados por el modelo 3 - SUR. Se evidencia un impacto directo medio positivo de las variables retorno forestal, retorno de cultivos y área con prioridad forestal sobre la variable dependiente. Estos impactos nos están mostrando que, en promedio, aumentos de 1 dólar en los retornos forestales y de 1 % en las áreas con prioridad forestal  $k$  generan un aumento esperado de 0.0038 y de 2.67 puntos respectivamente, en el ratio  $\ln(p\text{-forestación}/p\text{-pasturas})$  de la propia AE. El impacto directo positivo de los retornos de cultivos en nuestra variable dependiente para la ecuación de forestación parece bastante contra intuitivo. Hardie y Parks (1997) encuentran una relación similar en su modelo. Ellos argumentan que existen similitudes entre los insumos utilizados en la forestación y la plantación de cultivos, por lo que frente a cambios en los precios de estos insumos, ambos retornos se moverán en la misma dirección. Este impacto directo positivo podría estar reflejando esta relación. Por otra parte, la dummy que interacciona con los retornos de cultivos imputados parece tener un impacto directo muy bajo sobre el ratio  $\ln(p\text{-forestación}/p\text{-pasturas})$ . Observamos además que los retornos animales y el Índice Coneat muestran un impacto directo negativo de similar magnitud. Estos resultados están en línea con lo esperado ya que ante aumentos en los retornos animales y en el IC, se espera una caída en el uso forestal.

En segundo lugar, observamos que los impactos indirectos medios de las variables explicativas sobre la variable dependiente presentan el mismo signo que para los impactos directos. Sin embargo, la interpretación de cada uno de ellos será diferente siendo que muestran el impacto de las regiones vecinas sobre la región a considerar. Podemos señalar que, en promedio, ante aumentos de 1 dólar en los retornos forestales y de 1 % en el área con prioridad forestal de las áreas vecinas a  $k$  se generan incrementos esperados en nuestra variable dependiente del orden de 0.0029 y del 2.02 puntos respectivamente, en la propia AE. Estos resultados parecen sugerir que es de esperar un incremento en el uso forestal ante aumentos en los retornos forestales y en las áreas de prioridad forestal de las regiones vecinas. Por otra parte el Índice Coneat y los retornos ganaderos presentan

Tabla 5: Matriz de Impactos Medios estimada Modelo Espacial 3- Forestación

| Variables          | Impacto Directo Medio | Impacto Indirecto Medio | Impacto Total Medio |
|--------------------|-----------------------|-------------------------|---------------------|
| Retornos cultivos  | 0.0006837965          | 0.0005175285            | 0.001201325         |
| Retorno forestal   | 0.0038366079          | 0.0029037207            | 0.006740329         |
| Retorno animal     | -0.0031675706         | -0.0023973626           | -0.005564933        |
| Índice Coneat      | -0.0034048487         | -0.0025769455           | -0.005981794        |
| Prioridad forestal | 2.6735398188          | 2.0234574641            | 4.696997283         |
| Dummy*RetCult      | 0.0008276816          | 0.0006264273            | 0.001454109         |

impactos indirectos negativos, de forma que ante incrementos en un 1 dólar en los retornos animales y de un punto en el Índice coneat de los vecinos, se esperan caídas en el ratio  $\ln(p\text{-forestación}/p\text{-pasturas})$  para la región considerada. Observamos que ambos impactos tienen una magnitud similar, por lo que los impactos directos e indirectos de los retornos animales y del Índice Coneat podrían ser intercambiables. Por último señalamos que la interacción de la dummy con los retornos de cultivos imputados presenta un impacto indirecto muy bajo, al igual que en el impacto directo. Al adicionar ambos impactos en el impacto total éste resulta ligeramente más relevante y muestra un signo positivo, pudiendo sugerir que estas AE fueran más aptas para el uso forestal que para la agricultura.

Finalmente podemos señalar que a través de la estimación de los modelos espaciales no solo se corrige el problema de autocorrelación espacial presentado en las estimaciones por MCO sino que los modelos espaciales elegidos presentan  $R^2$  mayores. Además la incorporación de esta metodología nos permite analizar los impactos de las regiones vecinas en la región que estamos considerando, lo que no podríamos realizar si no incorporáramos modelos con dependencia espacial.

Analizando ambas matrices de impactos en forma conjunta y considerando las elasticidades calculadas en la Tabla 3 concluimos que ante incrementos en los retornos de cultivos, aumenta la proporción de cultivos cerealeros pero también lo hace la proporción de usos forestales. Por otra parte, al aumentar los retornos forestales cae la proporción de cultivos y aumenta la del uso forestal dentro de la propia región. Para los retornos a la ganadería concluimos que ante aumentos en los retornos animales cae la proporción de cultivos y la de forestación, por lo que aumentaría la proporción de ganadería en la propia AE. Por su parte parece claro que ante incrementos en el Índice Coneat de una región cae la proporción de forestación y aumenta la de cultivos. Esto reafirma la hipótesis de que la actividad agrícola se ubica en las tierras más productivas. Para la prioridad forestal los

resultados parecen señalar que de producirse un extensión en la definición de estas áreas (que fueron determinadas por ley) en una determinada región, se reduciría la proporción de cultivos y se generaría un aumento de la proporción de forestación.

## 7. Conclusiones

En este trabajo estimamos un modelo de uso del suelo utilizando proporciones para Uruguay, definiendo como unidad geográfica el AE. Consideramos para el análisis los tres usos del suelo más importantes del país: los cultivos cerealeros, la forestación y la actividad ganadera. Para investigar los determinantes de la asignación del recurso tierra a estos usos alternativos se consideraron variables económicas y biofísicas al tiempo que fueron incorporadas variables derivadas de sistemas de información geográfica que nos permitieron el análisis de información espacial. También fueron construidos los retornos netos anuales para estas tres actividades tomando diversas fuentes de información. Se incorporaron a su vez modelos espaciales donde se logró modelizar la dependencia espacial. En relación al análisis de los residuos, se modeló a su vez la autocorrelación espacial existente entre las AE.

Nuestros resultados arrojan que la calidad de la tierra es un determinante significativo para entender la distribución de los usos del suelo. Los diversos análisis muestran que ante incrementos en esta variable aumenta la proporción de cultivos cerealeros y disminuye la proporción de usos forestales. En relación a los retornos de cultivos, los resultados arrojan que ante incrementos de los mismos, aumenta la proporción de cultivos cerealeros pero también lo hará, en menor medida, la proporción de usos forestales. Si analizamos este incremento para los retornos forestales los resultados están en línea con lo esperado arrojando que cae la proporción de cultivos, aumentando la proporción de forestación. Por otra parte, al analizar incrementos en los retornos animales queda claro que cae la proporción de cultivos y de forestación, creciendo la proporción de la ganadería. Para la prioridad forestal los resultados señalan que de producirse un extensión en la definición de estas áreas, se produciría una reducción en la proporción de cultivos y un aumento de la proporción de forestación. Este resultado parece ser relevante por su implicancia en términos de política. Por último, los resultados para la dummy que interacciona con los retornos de cultivos imputados no son concluyentes. Por lo tanto, esta aplicación empírica parece estar en línea con la hipótesis de maximización del beneficio, basada en la teoría de la toma de decisiones individuales. En términos generales podemos afirmar que para este

modelo, cambios marginales en el uso de la tierra responden a variaciones en los retornos agrícolas, forestales y ganaderos en el sentido esperado. Por último, consideramos que este trabajo ha logrado contribuir al análisis de los principales determinantes del uso del suelo en Uruguay desde una perspectiva microeconómica. Se espera que estos resultados puedan ser utilizados como insumo básico para realizar futuros análisis de impacto en variables económicas, sociales y ambientales.

## Referencias bibliográficas

- ACKERMANN, M. N., ANNUNZIATTO, W., CORTELEZZI, A., GORGA, L., MARTIN, D., PETRAGLIA, C., SOUTO, G. Y TOMASSINO, H. (2016). ¿cómo impactó el crecimiento de la cadena forestal al agro y la economía uruguaya? *Anuario OPYPA 2016* , 503–526.
- AGARWAL, C., GREEN, G. M., GROVE, J. M., EVANS, T. P. Y SCHWEIK, C. M. (2002). A review and assessment of land-use change models: dynamics of space, time, and human choice. *Gen. Tech. Rep. NE-297. Newton Square, PA: US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. 61 p. 297.*
- ALVAREZ, C. Y CAYSSIALS, R. (1979). Aptitud de uso pastoril de los suelos del uruguay. *Ministerio de Agricultura y Pesca. Dirección de Suelos y Fertilizantes. Boletín Técnico N 2 .*
- ANNUNZIATTO, W., PETRAGLIA, C. Y TOMASSINO, H. (2016). Los suelos de prioridad forestal y su productividad. *Anuario OPYPA 2016* , 527–532.
- BERTAMINI, F., BERVEJILLO, J. E., SILVA, M. E. Y TOMMASINO, H. (2015). Regionalización agropecuaria según estructura del valor de la producción. *Estudios de Economía Agraria y Ambiental* , 15–03.
- BOCKSTAEL, N. E., IRWIN, E. G. *et al.* (2000). Economics and the land use-environment link. *The international yearbook of environmental and resource economics* **2001**, 1–54.
- CAMERON, A. C. Y TRIVEDI, P. K. (2010). *Microeconometrics using stata*, vol. 2. Stata press College Station, TX.
- CHIARA, G. Y FERREIRA, G. (2011). Dinámica de la ganadería vacuna en uruguay: un modelo de simulación. *Revista INIA* **26**, 24–30.
- COSTANZA, R. Y RUTH, M. (1998). Using dynamic modeling to scope environmental problems and build consensus. *Environmental management* **22**(2), 183–195.
- DIEA (2015). Regiones agropecuarias del uruguay. Tech. rep., Dirección de Estadísticas Agropecuarias, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca.

- DIEA (2018). Anuario estadístico agropecuario 2018. Tech. rep., Dirección de Estadísticas Agropecuarias, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca.
- FEZZI, C. Y BATEMAN, I. J. (2011). Structural agricultural land use modeling for spatial agro-environmental policy analysis. *American Journal of Agricultural Economics* **93**(4), 1168–1188.
- GOLGHER, A. B. Y VOSS, P. R. (2016). How to interpret the coefficients of spatial models: Spillovers, direct and indirect effects. *Spatial Demography* **4**(3), 175–205.
- GRIFFIN, E. C. (1974). Causal factors influencing agricultural land use patterns in uruguay. *Revista Geográfica* , 13–33.
- HARDIE, I. W. Y PARKS, P. J. (1997). Land use with heterogeneous land quality: an application of an area base model. *American Journal of Agricultural Economics* **79**(2), 299–310.
- KELEJIAN, H. H. Y PRUCHA, I. R. (1998). A generalized spatial two-stage least squares procedure for estimating a spatial autoregressive model with autoregressive disturbances. *The Journal of Real Estate Finance and Economics* **17**(1), 99–121.
- LAMBIN, E. F., ROUNSEVELL, M. Y GEIST, H. (2000). Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? *Agriculture, Ecosystems & Environment* **82**(1-3), 321–331.
- LESAGE, J. P. (2007). Spatial econometrics. 1998. *Published On-line at: <http://www.rrri.wvu.edu/WebBook/LeSage/spatial/wbook.pdf>* .
- LICHTENBERG, E. (1989). Land quality, irrigation development, and cropping patterns in the northern high plains. *American Journal of Agricultural Economics* **71**(1), 187–194.
- LUBOWSKI, R. N., PLANTINGA, A. J. Y STAVINS, R. N. (2006). Land-use change and carbon sinks: econometric estimation of the carbon sequestration supply function. *Journal of Environmental Economics and Management* **51**(2), 135–152.
- MILLER, D. J. Y PLANTINGA, A. J. (1999). Modeling land use decisions with aggregate data. *American Journal of Agricultural Economics* **81**(1), 180–194.
- PATZ, J. A., DASZAK, P., TABOR, G. M., AGUIRRE, A. A., PEARL, M., EPSTEIN, J., WOLFE, N. D., KILPATRICK, A. M., FOUFOPOULOS, J., MOLYNEUX, D. *et al.*



- (2004). Unhealthy landscapes: policy recommendations on land use change and infectious disease emergence. *Environmental health perspectives* **112**(10), 1092.
- PLANTINGA, A. J. (1996). The effect of agricultural policies on land use and environmental quality. *American Journal of Agricultural Economics* **78**(4), 1082–1091.
- PLANTINGA, A. J. (2015). Integrating economic land-use and biophysical models. *Annu. Rev. Resour. Econ.* **7**(1), 233–249.
- SALA, O. E., CHAPIN, F. S., ARMESTO, J. J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L. F., JACKSON, R. B., KINZIG, A. *et al.* (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science* **287**(5459), 1770–1774.
- STAVINS, R. N. Y JAFFE, A. B. (1990). Unintended impacts of public investments on private decisions: the depletion of forested wetlands. *The American Economic Review* , 337–352.
- SYPHARD, A. D., RADELOFF, V. C., KEELEY, J. E., HAWBAKER, T. J., CLAYTON, M. K., STEWART, S. I. Y HAMMER, R. B. (2007). Human influence on california fire regimes. *Ecological applications* **17**(5), 1388–1402.
- VAN DER WERF, G. R., MORTON, D. C., DEFRIES, R. S., OLIVIER, J. G., KASIBHATLA, P. S., JACKSON, R. B., COLLATZ, G. J. Y RANDERSON, J. T. (2009). Co 2 emissions from forest loss. *Nature geoscience* **2**(11), 737.
- VERBURG, P. H., SCHOT, P. P., DIJST, M. J. Y VELDKAMP, A. (2004). Land use change modelling: current practice and research priorities. *GeoJournal* **61**(4), 309–324.
- VON THÜNEN, J. (1966). The isolated state. wartenberg, cm trans. translation of: Der isolierte staat (1826).
- WILCOVE, D., ROTHSTEIN, D., DUBOW, J., PHILLIPS, A. Y LOSOS, E. (2000). Leading threats to biodiversity: Whats imperiling us species. *Oxford Press, New York* .
- WU, J. Y SEGERSON, K. (1995). The impact of policies and land characteristics on potential groundwater pollution in wisconsin. *American Journal of Agricultural Economics* **77**(4), 1033–1047.

## 8. Anexo

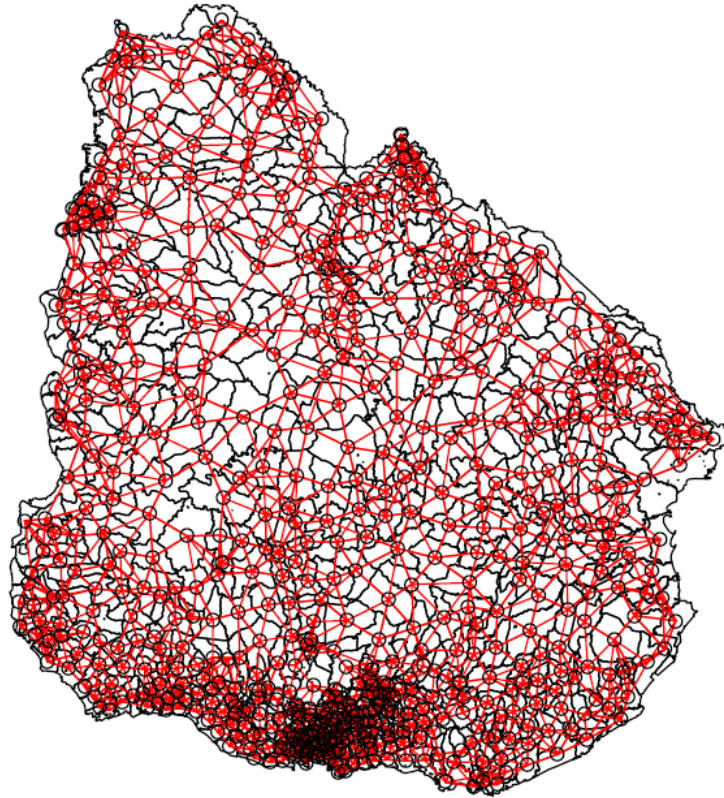


Figura 8: Matriz de contiguidad utilizada con  $k=6$

Tabla 6: Modelo espacial 1 - ecuación de cultivos

|                        | Estimate   | Std. Error | z value | p-valor |
|------------------------|------------|------------|---------|---------|
| Constante              | -5.6577    | 1.5977     | -3.54   | 0.0004  |
| Retorno cultivos       | 0.0093     | 0.0004     | 26.04   | 0.0000  |
| Retorno forestal       | -0.0045    | 0.0015     | -2.97   | 0.0029  |
| Retorno animal         | -0.0013    | 0.0010     | -1.32   | 0.1872  |
| Índice Coneat          | 0.0269     | 0.0044     | 6.13    | 0.0000  |
| Prioridad forestal     | -1.0286    | 0.3143     | -3.27   | 0.0011  |
| Dummy*RetCult          | -0.0061    | 0.0032     | -1.92   | 0.0554  |
| lag.Retorno cultivos   | -0.0040    | 0.0015     | -2.70   | 0.0069  |
| lag.Retorno forestal   | 0.0038     | 0.0019     | 2.05    | 0.0402  |
| lag.Retorno animal     | -0.0054    | 0.0022     | -2.44   | 0.0146  |
| lag.Índice Coneat      | -0.0052    | 0.0082     | -0.63   | 0.5273  |
| lag.Prioridad forestal | 1.5186     | 0.5063     | 3.00    | 0.0027  |
| lag.Dummy*RetCult      | -0.0080    | 0.0077     | -1.04   | 0.2964  |
| $\rho$                 | 0.50474*** |            |         |         |
| $\lambda$              | -0.2266    |            |         |         |
| N                      | 621        |            |         |         |
| $R^2$                  | 0.732      |            |         |         |
| AIC                    | 2527       |            |         |         |

\*\*\*  $p < 0.01$ , \*\*  $p < 0.05$ , \*  $p < 0.1$

Tabla 7: Modelo espacial 2 - ecuación de cultivos

|                        | Estimate   | Std. Error | z value | p-valor |
|------------------------|------------|------------|---------|---------|
| Constante              | -7.3692    | 0.8100     | -9.10   | 0.0000  |
| Retorno cultivos       | 0.0093     | 0.0004     | 26.43   | 0.0000  |
| Retorno forestal       | -0.0044    | 0.0015     | -2.92   | 0.0035  |
| Retorno animal         | -0.0016    | 0.0010     | -1.59   | 0.1114  |
| Índice Coneat          | 0.0271     | 0.0043     | 6.26    | 0.0000  |
| Prioridad forestal     | -1.0253    | 0.3096     | -3.31   | 0.0009  |
| Dummy*RetCult          | -0.0062    | 0.0032     | -1.94   | 0.0525  |
| lag.Retorno cultivos   | -0.0026    | 0.0008     | -3.19   | 0.0014  |
| lag.Retorno forestal   | 0.0033     | 0.0019     | 1.73    | 0.0830  |
| lag.Retorno animal     | -0.0061    | 0.0021     | -2.90   | 0.0037  |
| lag.Índice Coneat      | 0.0007     | 0.0072     | 0.10    | 0.9207  |
| lag.Prioridad forestal | 1.6597     | 0.5449     | 3.05    | 0.0023  |
| lag.Dummy*RetCult      | -0.0106    | 0.0081     | -1.32   | 0.1872  |
| $\rho$                 | 0.35128*** |            |         |         |
| $\lambda$              | -          |            |         |         |
| N                      | 621        |            |         |         |
| $R^2$                  | 0.732      |            |         |         |
| AIC                    | 2525.8     |            |         |         |

\*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

Tabla 8: Modelo espacial 3 - ecuación de forestación

|                    | Estimate   | Std. Error | z value | p-valor |
|--------------------|------------|------------|---------|---------|
| Constante          | -2.8155    | 0.3339     | -8.43   | 0.0000  |
| Retorno cultivos   | 0.0007     | 0.0002     | 3.21    | 0.0013  |
| Retorno forestal   | 0.0037     | 0.0007     | 5.61    | 0.0000  |
| Retorno animal     | -0.0031    | 0.0007     | -4.51   | 0.0000  |
| Índice Coneat      | -0.0033    | 0.0025     | -1.30   | 0.1953  |
| Prioridad forestal | 2.5759     | 0.2201     | 11.70   | 0.0000  |
| Dummy*RetCult      | 0.0008     | 0.0022     | 0.36    | 0.7181  |
| $\rho$             | 0.45158*** |            |         |         |
| $\lambda$          | -0.20435*  |            |         |         |
| N                  | 621        |            |         |         |
| $R^2$              | 0.417      |            |         |         |
| AIC                | 2113.8     |            |         |         |

\*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

Tabla 9: Modelo espacial 4 - ecuación de forestación

|                        | Estimate  | Std. Error | z value | p-valor |
|------------------------|-----------|------------|---------|---------|
| Constante              | -4.2631   | 0.4971     | -8.58   | 0.0000  |
| Retorno cultivos       | 0.0006    | 0.0003     | 2.42    | 0.0157  |
| Retorno forestal       | 0.0052    | 0.0011     | 4.80    | 0.0000  |
| Retorno animal         | -0.0030   | 0.0007     | -4.24   | 0.0000  |
| Índice Coneat          | -0.0086   | 0.0031     | -2.77   | 0.0056  |
| Prioridad forestal     | 2.4883    | 0.2235     | 11.13   | 0.0000  |
| Dummy*RetCult          | 0.0017    | 0.0023     | 0.74    | 0.4593  |
| lag.Retorno cultivos   | 0.0004    | 0.0004     | 1.00    | 0.3172  |
| lag.Retorno forestal   | -0.0019   | 0.0014     | -1.34   | 0.1809  |
| lag.Retorno animal     | -0.0021   | 0.0015     | -1.40   | 0.1625  |
| lag.Índice Coneat      | 0.0137    | 0.0049     | 2.78    | 0.0055  |
| lag.Prioridad forestal | 1.0731    | 0.4657     | 2.30    | 0.0212  |
| lag.Dummy*RetCult      | -0.0082   | 0.0058     | -1.43   | 0.1541  |
| $\rho$                 | 0.2977*** |            |         |         |
| $\lambda$              | -         |            |         |         |
| N                      | 621       |            |         |         |
| $R^2$                  | 0.426     |            |         |         |
| AIC                    | 2114      |            |         |         |

\*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

Tabla 10: Test de autocorrelación espacial de Moran

| Modelo                                 | I de Moran | p-valor   |
|--|------------|-----------|
| Residuos MCO cultivos                  | 0.157      | 5.671E-14 |
| Residuos MCO forestación               | 0.145      | 2.607E-12 |
| Residuos Modelo espacial 1-cultivos    | -0.00130   | 0.4945    |
| Residuos Modelo espacial 2-cultivos    | -0.00416   | 0.5461    |
| Residuos Modelo espacial 3-forestación | 0.00096    | 0.4535    |
| Residuos Modelo espacial 4-forestación | -0.00462   | 0.5544    |