

# **Análisis de Practicas de Producción Agrícola en Uruguay Mediante la Utilización de un Modelo Integrado Ambiente-Economía**

Augusto Souto Pérez

Tutores:  
Miguel Carriquiry & Francisco Rosas

Maestría en Economía

Facultad de Ciencias Económicas y de Administración

Universidad de la República

# Índice

<b>1. Introducción</b>	<b>2</b>
<b>2. Preguntas de Investigación</b>	<b>5</b>
<b>3. Hipótesis Preliminares</b>	<b>6</b>
<b>4. Antecedentes</b>	<b>6</b>
<b>5. Marco Teórico</b>	<b>8</b>
5.1. Modelo . . . . .	9
<b>6. Estrategia Empírica</b>	<b>10</b>
6.1. Función de Utilidad . . . . .	10
6.2. Datos Económicos . . . . .	11
6.3. Datos Biofísicos . . . . .	11
<b>7. Resultados</b>	<b>12</b>
<b>8. Estadísticos Descriptivos</b>	<b>12</b>
<b>9. Estadísticos Descriptivos</b>	<b>12</b>

# Análisis de Practicas de Producción Agrícola en Uruguay Mediante la Utilización de un Modelo Integrado Ambiente-Economía

Augusto Souto-Perez

3 de noviembre de 2020

## Resumen

En el presente documento de investigación se introduce por primera vez en el país, un modelo integrado ambiente-economía para el estudio de escenarios de uso del suelo y prácticas agrícolas en la cuenca del río San Salvador durante el período de 20 años 2005-2025. SEGUIR REDACTANDO UNA VEZ QUE ESTÉN LOS RESULTADOS, VINCULAR CON LAS HIPÓTESIS DEL TRABAJO Y LOS RESULTADOS.

**Palabras Clave:** Uso del Suelo, Practicas de conservación agrícolas, Irrigación, Modelos integrados ambiente-economía

## 1. Introducción

En años recientes, Uruguay ha experimentado un acelerado cambio en los usos de sus suelos agropecuarios, en donde cada vez más estos pasan a fines agrícolas en detrimento de otros usos, como el ganadero. Tal cambio estuvo explicado principalmente por una variación favorable en los precios de algunos cultivos como la soja, que propiciaron el desplazamiento hacia usos agrícolas como consecuencia de una mayor rentabilidad relativa en muchos campos aptos para desarrollar tales prácticas.

La producción de este tipo de cultivos, usualmente, ha sido llevada mediante agricultura de secano, lo que hace que los rendimientos sean muy dependientes del desempeño de las variables climáticas como las precipitaciones, que han sido históricamente más variables que en muchas otras zonas agrícolas de la región. Una consecuencia de esta variabilidad climática es que, con frecuencia, se deben enfrentar dificultades vinculadas al déficit de recursos hídricos en ciertos momentos del año, generando así uno de los promedios de rendimiento de los cultivos más bajos de la región según menciona [Sigmaplus \(2017\)](#).

En este contexto, el cambio desde la agricultura de secano hacia una agricultura de regadío en muchas partes de Uruguay, como en el caso de la cuenca del río San Salvador, podría incidir no solo aumentando los promedios de rendimientos, sino que también mediante una menor variabilidad de los mismos según antecedentes como [Rosas et al. \(2017\)](#) o [Rosas et al. \(2018\)](#).

Como contracara, la intensificación de la agricultura supone un reto sobre la calidad y cantidad de los recursos hídricos. En este sentido, según el [Programa de Desarrollo de las Naciones Unidas \(UNDP\)](#), que retrata la evolución de los usos de suelo del país en las figuras 1 y 2, la cantidad y calidad de los recursos hídricos constituye un requisito necesario para el alcance de ciertas metas económicas, como la reducción de la pobreza, el crecimiento económico y la sostenibilidad medioambiental. Por tal motivo, el cuidado del agua se incluye como uno de los objetivos del desarrollo sostenible del UNDP.

Por consiguiente, como país miembro del UNDP, Uruguay ha desarrollado un [Plan Nacional de Aguas \(PNA\)](#) con el fin de avanzar en pro del cumplimiento de tales objetivos para afrontar dicho el desafío de cumplir con el cumplimiento de tres objetivos específicos:

- La disponibilidad de agua potable para el consumo humano
- La disponibilidad de agua (en cantidad y calidad) para el desarrollo sustentable.
- Prevenir, mitigar y adaptarse a los riesgos de eventos extremos provocados por el cambio climático.

Un aspecto clave para el cumplimiento del segundo objetivo, de acuerdo con el PNA, es el establecimiento de prácticas adecuadas para el uso del suelo agropecuario, dado que no todas las prácticas tienen los mismos efectos sobre la cantidad y calidad del agua.

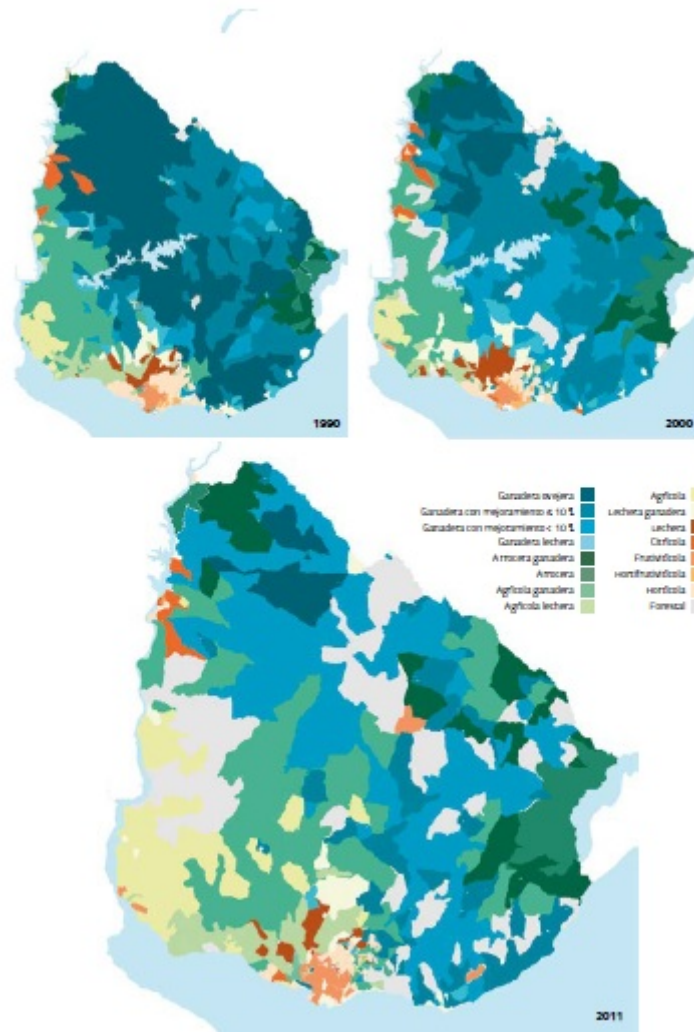
En particular, el cambio de usos del suelo observado, orientado hacia la agricultura, supone, en palabras del PNA, una presión sobre la calidad y cantidad de los recursos hídricos, generando potenciales fenómenos no deseados como la aparición de zonas de baja cantidad de oxígeno (hipoxia) causadas por el enriquecimiento de nutrientes del agua (eutrofización), lo que amenaza a la prestación de los servicios ecosistémicos así como actividades económicas relacionadas como el turismo o la pesca. La incidencia del aumento de suelo destinado a cultivos así como la intensificación de su uso mediante irrigación sobre la cantidad y calidad del agua dependerá de condiciones específicas relacionadas a aspectos tales como el tipo de cultivo, prácticas productivas, localización del campo o tecnología disponible.

Figura 1: Usos del Suelo

	Miles de ha			Variación (miles de ha)		%			Variación (en %)	
	1990	2000	2011	2000/1990	2011/2000	1990	2000	2011	2000/1990	2011/2000
Ganadería	14.589	14.727	13.396	138	-1.331	92	90	82	1	-9
Agricultura	693	673	1.604	-20	931	4,4	4,1	10	-2,9	138,4
Forestación	186	661	1.071	475	410	1,2	4	7	255	62
Otros usos	336	359	286	23	-73	2,1	2,2	2	7	-20
<b>Total</b>	<b>15.804</b>	<b>16.420</b>	<b>16.357</b>	<b>616</b>	<b>-63</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>0,4</b>	<b>-0,4</b>

Fuente: PNA

Figura 2: Disposición Espacial de los Usos del Suelo en 1990, 2004 y 2011

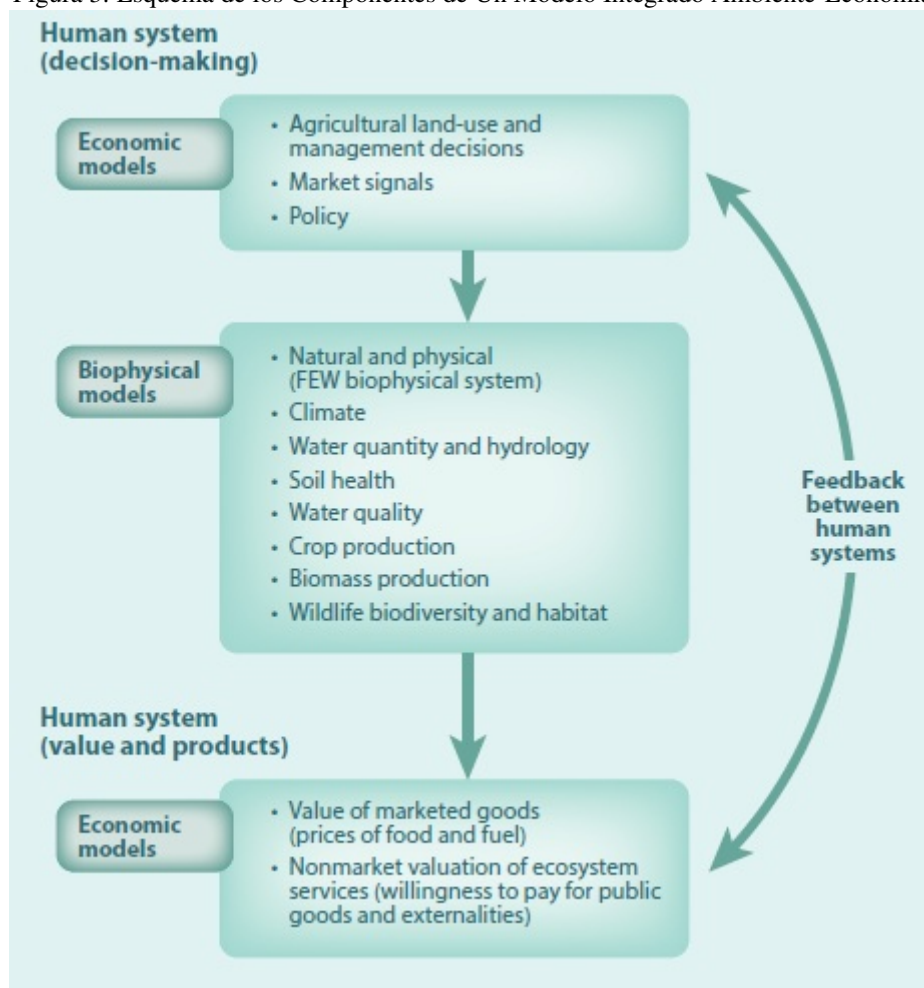


Fuente: PNA

Como señalan [Kling et al. \(2017\)](#) o [Plantinga \(2015\)](#), el estudio de los fenómenos relacionados al cambio del uso del suelo y su impacto en términos económicos y ambientales suele ser hecho mediante el uso de modelos que consideren determinantes económicos (como los precios de diferentes cereales, carne, madera, precios de insumos clave, salarios, impuestos, etc.) y también, en el caso de algunos modelos estructurales, determinantes ambientales (temperaturas, disponibilidad de recursos hídricos, lluvias, etc.), de modo que el uso de variables sociales y biofísicas facilitan la comprensión de las decisiones de uso del suelo que suelen observarse en la realidad.

A diferencia de la modelización basada en factores puramente económicos, la modelización integrada ambiente-economía considera los efectos de retroalimentación existentes entre las decisiones sobre uso del suelo y su impacto ambiental. En primer lugar, las decisiones respecto al uso del suelo tienen un impacto directo, a través de diferentes procesos biofísicos, en el aporte de nutrientes que recibe el sistema. En segundo lugar, existe un efecto de retroalimentación por el cual el cambio en las variables biofísicas influyen en la toma de decisiones, por ejemplo, respecto al uso del suelo, políticas de conservación o fijación de precios.

Figura 3: Esquema de los Componentes de Un Modelo Integrado Ambiente-Economía



Fuente: Kling et al. (2017)

La interdependencia de los procesos económicos y biofísicos debe ser tomada en cuenta en el análisis de prácticas agrícolas a fin de lograr, entre otras cosas, los objetivos planteados por el PNA mediante la evaluación anticipada de los potenciales efectos de diferentes escenarios posibles a considerar en el plan de políticas ambientales y económicas.

La evidencia sobre el uso y la utilidad de este tipo de modelos es variada y reciente, concentrándose la mayoría de los casos de estudio en el mundo desarrollado y en particular en los EEUU, en donde la modelación integrada se ha convertido en una herramienta potente para el análisis de impacto de diferentes políticas respecto al uso del suelo y prácticas de conservación sobre las variables (económicas y ambientales) objetivo.

El presente trabajo consistirá de la aplicación del primer modelo integrado para el análisis de una cuenca particular del país, la cuenca del río San Salvador, ubicada en el departamento de Soriano (litoral del país). A pesar de que existen antecedentes que abordan la modelización económica y ambiental (por separado) para el análisis de políticas de conservación ambiental como Carriquiry (2016) u otros que analizan el efecto de prácticas similares tal como Rosas et al. (2018) o Rosas et al. (2017)), a nivel nacional aún no se han elaborado este tipo de análisis, lo que constituye un aporte significativo para el análisis de políticas medioambientales en el país.

## 2. Preguntas de Investigación

Las principales pregunta que busca responder el trabajo, a través de la construcción de un modelo de evaluación integrado ambiente-economía, son las siguientes:

¿Es la irrigación en la cuenca del San Salvador rentable económicamente?

¿Cual es el efecto de la irrigación sobre la calidad del agua en la cuenca?

¿Es posible que adoptar prácticas de irrigación rentables económicamente sin incumplir los estándares de calidad del agua?

### 3. Hipótesis Preliminares

La hipótesis preliminar del trabajo, respecto a la primer pregunta supone que, de acuerdo a los antecedentes planteados anteriormente, [Rosas et al. \(2018\)](#) y [Rosas et al. \(2017\)](#)), la irrigación es rentable en la cuenca del río San Salvador, es decir, se espera que el aumento de los ingresos como consecuencia de la misma sea superior al aumento por el costo de la implementación de la medida.

Respecto a la segunda pregunta, de acuerdo a antecedentes internacionales, se espera que el aumento de la irrigación en la cuenca implique un aumento en la polución del agua.

Finalmente, respecto a la tercer hipótesis, se espera que existan escenarios de aplicación de las prácticas de riego que se traduzcan en un beneficio económico sin traspasar el umbral de calidad del agua que plantea la normativa ambiental del país.

### 4. Antecedentes

Los antecedentes respecto al análisis económico de prácticas agrícolas de riego y análisis mediante modelos integrados ambiente-economía, como se mencionó en la introducción del documento, son variados y se pueden dividir en tres tipos de trabajos.

Por un lado, encontramos, antecedentes directos de este trabajo, que centran su análisis en el uso de la tierra y/o prácticas agrícolas relacionadas a la irrigación mediante la implementación de modelos integrados, este tipo de trabajos han sido reflejados en [Lee et al. \(2012\)](#), [Azad and Ancev \(2016\)](#) y [Panagopoulos et al. \(2014\)](#).

[Lee et al. \(2012\)](#) estudian los efectos de la implantación de un sistema de irrigación con derechos de propiedad (sobre las cantidades de agua a irrigar) sobre la calidad y cantidad de agua a lo largo de la cuenca de los ríos Murray y Darling<sup>1</sup> así como en los beneficios de los productores localizados en la misma. En particular, se estudia el impacto ambiental en términos de cantidad y calidad de agua, de diferentes configuraciones de uso del agua, medidos a través de los niveles de caudal y salinidad del agua en la cuenca. Estas configuraciones del uso del agua incluyen, entre otras cosas, la producción de diferentes cultivos con y sin uso de riego. La modelación del trabajo asume un planificador central de la cuenca, maximizador de una función objetivo (función de beneficios agregada), la cual es evaluada mediante métodos de programación lineal positiva con restricciones en términos de las mencionadas variables ambientales así como también mediante restricciones en el presupuesto de los productores.

Por otro lado, [Azad and Ancev \(2016\)](#) continúan trabajando sobre la anterior cuenca. En este trabajo, a diferencia del anterior, se utiliza un modelo integrado para realizar un análisis de eficiencia en la irrigación de cultivos de algodón de la cuenca, en donde existe un trade-off entre los beneficios de la operación, representados en términos de mayores rendimientos, contra los costos de la misma dados en términos de empeoramiento de variables ambientales como la salinidad así como el costo económico de implementar dicha operación. Los métodos de este trabajo están basados en el computo de diferentes métricas cuya derivación teórica proviene de la teoría del análisis de eficiencia, como por ejemplo, la distancia de shephard para ordenar los resultados de cada unidad en términos de eficiencia relativa a una frontera de posibilidades de producción. Finalmente, en base a los métodos descritos, el trabajo arroja un análisis comparativo de la eficiencia productiva de las diferentes unidades en la cuenca, lo que permite identificar zonas de intervención para los hacedores de política.

En la cuenca del río Pinios, ubicado en Grecia, [Panagopoulos et al. \(2014\)](#) también usan la modelación integrada para computar una medida de costo-efectividad de seis diferentes escenarios de irrigación

---

<sup>1</sup>Es una sola cuenca, integrada por los dos ríos

en la cuenca en donde se reducen las tomas de agua en la cuenca. Como en los dos modelos anteriores, los resultados del modelo permiten observar la distribución espacial de los resultados, lo que permite ver la distribución espacial de ellos en cada escenario. Por otro lado, a diferencia de los otros dos antecedentes, en este caso el computo de la principal métrica de análisis, es algo más simple y no requiere de métodos específicos para su computo.

En segundo lugar, entre los antecedentes se encuentran trabajos que analizan el uso del suelo y prácticas agrícolas mediante otros métodos. Dentro de estos, a su vez, encontramos trabajos aplicados a Uruguay como [Rosas et al. \(2017\)](#) y [Carriquiry \(2016\)](#).

[Rosas et al. \(2017\)](#) conforma el antecedente directo de este trabajo respecto a la cuantificación del efecto de diferentes escenarios de irrigación sobre el beneficio y la volatilidad del mismo aplicado a las siembras de verano en Uruguay a través de la teoría de la utilidad esperada. En particular, el trabajo estima los beneficios de una serie de escenarios de cultivo con y sin riego en base a diferentes métodos de simulación que permiten obtener una distribución de los rendimientos en la cuenca y así un computo del equivalente cierto para cada productor. Esta última medida sirve para ordenar los escenarios en términos de preferencia según la teoría de la utilidad esperada. En particular, los resultados del trabajo muestran que solo por el efecto de menor volatilidad de los cultivos, la aplicación de riego, dependiendo del escenario considerado, genera un valor entre 20 % y 30 % mayor para el productor respecto a un escenario sin irrigación.

[Carriquiry \(2016\)](#), se concentra en el estudio sobre los efectos del uso del agua sobre la asignación de suelos. En base a datos de uso del suelo del [Censo General Agropecuario](#) y el [Boletín Estadístico Anual](#) del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MGAP) así como otras fuentes complementarias<sup>2</sup>, se logra calibrar una función que permite estudiar el efecto de la introducción de una tasa al uso del agua sobre la asignación de los suelos. Asimismo, también se prueba la introducción de restricciones en las cantidades de agua mediante métodos de programación matemática positiva, utilizando como marco teórico un enfoque de calibración descrito previamente por [Mérel et al. \(2011\)](#), a través del cual se estima la elasticidad de la oferta de un sector respecto a factores como los precios de la producción o el precio de la tierra. Los resultados del trabajo muestran que, como es esperable, ante la introducción de la tasa, ocurren algunos cambios en el uso del suelo desde sectores intensivos en el uso de agua hacia otras actividades que requieren de un menor uso. En la misma dirección, la introducción de una restricción en el uso también provoca desplazamientos similares en el uso del suelo.

Como antecedente al análisis de escenarios de irrigación al trabajo realizado por [Sigmaplus \(2017\)](#) en la cuenca del San Salvador. Este estudio considera el impacto de la introducción de un embalse en una de las subcuencas del río. Los resultados del trabajo indican que la construcción de un embalse permitiría regar unas 6950 hectáreas en la cuenca, con un costo global de 32 millones de dólares y un costo por hectárea de aproximadamente 4000 dólares. A nivel global, el mismo tendría un impacto positivo permitiendo pasar de un beneficio a nivel de cuenca de 2280 millones de dólares a unos 6861, proviniendo la mayoría de este aumento de un aumento del área cultivada en la cuenca y una mayor productividad promedio

Por último, también se cuenta con múltiples antecedentes que integran modelos económicos y biofísicos para analizar diferentes políticas económicas y ambientales que incluyan uso de suelos y prácticas de conservación. La lista es extensa, siendo algunos de los ejemplos [Rabotyagov et al. \(2010\)](#), [Brent and Rabotyagov \(2013\)](#), [Rabotyagov et al. \(2013\)](#), [Rabotyagov et al. \(2014\)](#), [Griffin et al. \(2019\)](#), [Liu et al. \(2019\)](#), [Corona et al. \(2019\)](#) y [Lupi et al. \(2019\)](#).

Antecedentes como [Rabotyagov et al. \(2010\)](#), [Rabotyagov et al. \(2014\)](#) o [Rabotyagov et al. \(2013\)](#) han estudiado el impacto de diferentes prácticas de uso del suelo agrícola sobre la calidad del agua en la cuenca del río Mississippi en EEUU, la cual desemboca en el golfo de México. Estos estudios, en particular, utilizan los modelos integrados para evaluar costos y métodos de reducción del mismo derivados de la introducción de prácticas cuyo fin es la reducción de la polución del agua. Los resultados de estos estudios han resultado útiles para identificar espacialmente el potencial de las diferentes prácticas a implementar.

Por otra parte, en [Brent and Rabotyagov \(2013\)](#), la modelización integrada sirve como base para analizar la implementación de una política forestal dirigida con el fin de aumentar la remisión de biocombustibles en el estado de Washington, EEUU. Los resultados obtenidos por el trabajo demuestran que este tipo de políticas tiene el potencial de reducir la cantidad de emisiones de carbono por medio del cambio indirecto en

---

<sup>2</sup>Instituciones como el Instituto Nacional de la Leche (INALE) o la Asociación de Cultivadores de Arroz proveen de información para el caso de algunos costos sectoriales



el uso de la tierra como consecuencia de la mencionada política. En particular, los resultados son novedosos en cuanto permite obtener resultados de las emisiones de carbono de un modelo biofísico a partir de la introducción de un cambio de precios relativos (variable económica).

Otro trabajo que integra variables socioeconómicas y biofísicas es [Liu et al. \(2019\)](#). Dicho estudio se centra en la cuenca del río Maumee, cuya desembocadura está en el lago Erie, donde existen crecientes problemas de eutrofización ([Scavia et al. \(2014\)](#)). La dimensión biofísica, al igual que en el resto de los estudios, se modeliza a través de un modelo hidrológico. En base a tal modelo integrado, se investigan los efectos de diferentes políticas ambientales, como impuestos a los fertilizantes y subsidios para la implementación de mejores prácticas del uso del suelo. La conclusión principal del mismo indica el impacto de las medidas concretas de reducción de la eutrofización que se plantearon en el trabajo. En particular, se encuentran complementariedades entre las mismas, resultando que el impacto aplicarlas por separado tiene un impacto relativamente escaso, ya que reduciría los niveles de fósforo y nitrógeno en niveles de 5 % o 10 %.

En [Corona et al. \(2019\)](#), la modelación integrada es aplicada en la cuenca del río Republican, en EEUU, para analizar cambios en la valoración económica del agua. El modelo desarrollado permite ver, entre otras cosas, como varía la valoración de los recursos hídricos, simulados mediante el modelo ambiental, cuando varía el uso de los suelos en el modelo. Entre otros, se permite simular los efectos de prácticas de manejo en la calidad del agua mediante una simulación de los resultados sobre sedimentos, patógenos, nutrientes y otras características de los recursos hídricos que se trasladan a una dimensión mediante un índice de calidad del agua sobre la cual los consumidores están dispuestos a pagar.

Otro trabajo importante que utiliza modelos integrados para evaluar la calidad de los recursos hídricos es [Griffin et al. \(2019\)](#), quienes utilizan este tipo de modelos para el análisis de la calidad del agua en la bahía de Narragansett en la costa este de EEUU. La principal contribución del trabajo consiste en cuantificar los cambios en el bienestar social provocados por cambios (distribuidos espacialmente) en la calidad del agua como resultado de intervenciones particulares en las prácticas de contaminación difusa y contaminación por fuente puntual. También se encuentran resultados que identifican los principales atributos de los recursos hídricos que influyen en la disponibilidad a pagar por el recurso.

Por último, el trabajo de [Lupi et al. \(2019\)](#) integra modelos, para la cuenca de los grandes lagos en EEUU, de forma que se permite evaluar el impacto de la adopción de prácticas relacionadas al manejo del fósforo sobre los servicios ecosistémicos relacionados al uso del recurso agua. En base al modelo desarrollado, los autores testean la efectividad de medidas históricas de conservación, así como de otras nuevas medidas propuestas para reducir la contaminación de los recursos hídricos.

## 5. Marco Teórico

El principal marco de referencia para la elaboración de este trabajo se basa en la aplicación de modelos de evaluación integrados economía-ambiente ([Plantinga \(2015\)](#), [Kling et al. \(2017\)](#)). La principal ventaja de esta metodología consiste en la integración de los determinantes sociales y biofísicos del uso del suelo, de forma que los productores toman en cuenta las características del campo y la calidad y cantidad del agua depende de las decisiones de uso del suelo que ellos tomen. Como nota [Kling et al. \(2017\)](#), las políticas orientadas hacia un solo objetivo, solo económico o ambiental, pueden tener consecuencias no esperadas (*spillovers*), ya que en el mundo real los factores económicos dependen de los biofísicos y viceversa. Asimismo, también pueden existir consecuencias no esperadas producto de los derrames entre las políticas implementadas. Por ejemplo, si existe una política que establece requisitos de flujo mínimo del agua para la preservación del hábitat de los peces y otra política independiente que regule las aguas superficiales para la irrigación del campo.

Por ende, una alternativa a la implantación de múltiples políticas con objetivos unidimensionales es la implantación de políticas multiobjetivo, donde se evalúan posibles efectos de retroalimentación entre las variables del sistema. Este tipo de políticas, destacan [Kling et al. \(2017\)](#) y [Plantinga \(2015\)](#), son mejor evaluadas a través de modelos integrados. Un ejemplo de política multiobjetivo en Uruguay es la "ley de riego". La ley, que regula las prácticas de los productores para la agricultura bajo riego, contempla el caudal ambiental fijado por DINAGUA dentro del plan de manejo del agua de los productores.

El presente trabajo, al igual que en los mencionados antecedentes, utilizará un modelo integrado de evaluación ambiente-economía para el análisis de la implantación de prácticas de irrigación en la cuenca del

río Salvador. El problema a tratar consistirá en evaluar, respecto a un escenario base de uso y prácticas del suelo, un conjunto de escenarios determinados, hallando el beneficio económico y nivel de contaminación de los recursos hídricos que se produce en cada uno. En base a los anteriores resultados, se evaluará la conveniencia o no de cada escenario.

## 5.1. Modelo

Por otra parte, el análisis de los escenarios se realiza desde la perspectiva de un planificador central de la cuenca a través de la teoría de la utilidad esperada esperada, en donde la misma está dada por los beneficios que obtiene cada unidad en cada período temporal  $U(\pi_{it})$ . A su vez, tales beneficios, denotados en la ecuación 1 se descomponen como la resta de los ingresos del período menos los costos, dados por las siguientes ecuaciones 2 y 3:

$$\pi_{it} = Ingresos_{it} - Costos_{it} \quad (1)$$

$$Ingresos_{it} = \sum_{j=1}^N Rendimiento_{jit} * Precio_{jit} \quad (2)$$

$$Costos_{it} = \sum_{j=1}^N CF_{jit} + Agua_{it} * P_{Agua} \quad (3)$$

Como se puede ver la ecuación 2 muestra que los ingresos de cada unidad productiva en un período determinado están dados por la suma de los rendimientos de los cultivos ( $j$ ) en la unidad de tiempo, y por su precio, mientras que la ecuación 3 muestra que los costos de los en una unidad y período de tiempo determinado están dados por la suma de los costos fijos dados por los cultivos plantados en ese período así como por el costo adicional de la cantidad de agua irrigada. Asimismo, en este par de ecuaciones, encontramos una interacción entre variables dadas por el ambiente (rendimientos de los cultivos y cantidad de agua irrigada) y otras por la economía (precios y costos fijos de los cultivos).

El modelo toma las variables ambientales son modeladas a partir del *Soil and Water Assessment Model* (SWAT). Dicho modelo es uno de los modelos estándar en el análisis de variables ambientales y sirve para poder simular, en base a factores como las características hidrográficas de la cuenca, el uso del suelo y prácticas agrícolas planteadas en cada escenario, los resultados en términos de calidad y cantidad de agua, así como la cantidad de agua regada y rendimientos de los cultivos en cada escenario a plantear. La unidad básica de análisis de dicho modelo es la Unidad de Respuesta Hidrológica, denotada HRU por sus siglas en inglés. Cada una de estas unidades de análisis es única en términos de sus atributos ambientales/biofísicos tales como la pendiente del terreno, tipo de suelo, etc. Dicha unidad coincide a su vez con la unidad de análisis del modelo integrado  $i$ , ya que nos permite tener un computo homogéneo en terminos de rendimientos y agua irrigada por unidad de análisis. A su vez, por motivos similares, se toma el año como frecuencia temporal para el análisis. Por otro lado, las variables económicas como los costos fijos de cada tipo de cultivo y precios se describen en la sección de estrategia empírica.

Por otra parte, la utilidad de cada productor valuada en términos actuales para todo el período puede ser expresada mediante la suma de las utilidades descontadas generadas por los beneficios en cada año (ecuación 4). Tales beneficios, bajo la teoría de la utilidad esperada, ya que son estocásticos por el hecho de depender de la simulación de los rendimientos, pueden ser interpretados como una lotería a la que el productor se debe enfrentar. Por lo tanto, siguiendo a [Rosas et al. \(2017\)](#) podemos cuantificar el efecto de la implementación de una práctica no solamente a partir del aumento en la utilidad del productor por la variación del nivel de beneficios, sino también a partir de la variación en la volatilidad de los mismos. Con el fin de cuantificar esta ultima cantidad, se recurre al concepto de equivalente cierto, definido como la cantidad de unidades monetarias que a las que el productor está dispuesto a vender su lotería.

$$U(\Pi_i) = \sum_{t=1}^T \beta^t u(\pi_{it}) \quad (4)$$

$$U(EC_i) = E(U(\Pi_i)) \rightarrow EC_i = U^{-1}(E(U(\Pi_i))) \quad (5)$$

En el caso de este trabajo, puede pensarse en dicho equivalente cierto como la cantidad que el productor está dispuesto a aceptar para vender su producción en todo el período. Como se observa de la derivación del

equivalente cierto, el mismo aumenta siempre que lo hace la esperanza de la utilidad de la lotería. A su vez, esta esperanza aumenta con el volumen de los beneficios en cada año así como también cuando disminuye la volatilidad de los mismos. Este ultimo resultado ocurre siempre y cuando la función de utilidad considerada sea cóncava.

Por otro lado, dado que la fuente de variación en nuestra lotería estará dada por la variación en la serie de utilidades para cada productor, consideramos una tasa de descuento intertemporal  $\beta$  igual a cero con el fin de no distorsionar la distribución original de las utilidades obtenidas. En caso contrario, la utilización de descuentos intertemporales de las utilidades puede generar una distribución diferente a la de la verdadera variación que experimentará el productor.

Teniendo el resultado del equivalente cierto para cada productor de la cuenca, puede definirse una medida global para toda la cuenca mediante la agregación de todos los equivalentes ciertos. Dicha medida servirá como medida del bienestar global para evaluar la conveniencia de cada escenario a considerar.

$$EC_{TOTAL} = \sum_{i=1}^I EC_i \quad (6)$$

Por último, se definen las restricciones ambientales a cumplir en la cuenca mediante las ecuaciones 7 y 8. En primer lugar, la ecuación 7 define si el nivel de fósforo y nitrógeno es superior a un umbral determinado llamado  $P_t$  y  $P_t$ . En caso de ser el caso, se define la variable indicatriz como 1, y en caso contrario como 0.

$$IP_t = \begin{cases} 1 & \text{si } P_t < TP_t \\ 0 & \text{si } P_t \geq TP_t \end{cases} \quad (7)$$

$$IN_t = \begin{cases} 1 & \text{si } N_t < TN_t \\ 0 & \text{si } N_t \geq TN_t \end{cases} \quad (8)$$

Luego, como segundo paso, a partir de las variables indicatrices se computa el porcentaje del tiempo en el que se violan las normativas ambientales. Dado que es plausible que se viole inclusive en el mejor de los casos la normativa en más de un día, se establece un umbral aceptable para cada variable estableciendo el porcentaje de días que permitimos sobrepasar el umbral de fósforo  $\varepsilon$  y el porcentaje de días que permitimos sobrepasar el umbral de nitrógeno  $\theta$ .

$$\frac{\sum_{t=1}^T IP_t}{T} \geq \varepsilon \quad (9)$$

$$\frac{\sum_{t=1}^T IN_t}{T} \geq \theta \quad (10)$$

## 6. Estrategia Empírica

### 6.1. Función de Utilidad

Utilizando una función de utilidad exponencial, se define la relación entre la utilidad del productor y los beneficios en cada año de la siguiente manera:

$$U(\Pi_i) = - \sum_{t=1}^T \beta^t e^{-\alpha \pi_{it}} \quad (11)$$

Como se observa, la función es estrictamente cóncava para valores de  $\alpha$  mayores a 0 (individuo averso al riesgo) y estrictamente convexa en el caso de  $\alpha$  menor a 0 (individuo amante al riesgo). Por otro lado, la función exponencial se caracteriza tener un coeficiente de aversión absoluta al riesgo constante e igual a  $\alpha$ . Este coeficiente define la curvatura de la función de utilidad y surge de la relación entre la segunda y la primer derivada de la función.

$$\frac{-U''(\Pi_{it})}{U'(\Pi_{it})} = \alpha \quad (12)$$

Por otro lado, una vez definida la función de utilidad bajo la cual se evalúa la utilidad de los productores, se puede derivar el monto que los mismos están dispuestos a aceptar ex-ante para vender su producción mediante el equivalente cierto que arroja la función de utilidad definida anteriormente.

$$EC_i = -\log \left[ \left( n^{-1} \sum_{t=1}^T \beta^t e^{-\alpha \pi_{it}} \right)^{-1/\alpha} \right] \quad (13)$$

## 6.2. Datos Económicos

Para la calibración del modelo se usaron diferentes fuentes de información. Por un lado, los precios por tonelada de los diferentes productos como soja, maíz, trigo, cebada y avena, se obtuvieron de la Cámara Mercantil de Productos del País. Los supuestos sobre precios son los siguientes:

Cultivo	Precio
Soja	300
Trigo	195
Cebada	130
Maiz	205
Avena	195

Por otra parte, el costo fijo por hectárea de cosechar cada tipo de cultivo se obtuvo a través de datos reportados por un productor particular de la cuenca<sup>3</sup>, el cual detalló sus costos por cada tipo de cultivo detallando diferentes costos de insumos y operaciones que hacen el total del costo de la cosecha del cultivo. Los costos supuestos en este trabajo son los siguientes.

Cultivo	Costo/ha
Soja	488
Soja 2da	395
Trigo	476
Cebada	539
Maiz	694
Avena	393

Por otra parte, el costo de irrigación por milímetro de agua aplicado se asume de 1.4 usd. Este dato se obtuvo a partir de consultas a expertos del Instituto Nacional de Investigación Agrícola (INIA).

## 6.3. Datos Biofísicos

Los datos sobre las variables biofísicas en cada escenario se generaron mediante simulaciones numéricas del modelo biofísico SWAT, el cual fue calibrado previamente, en base a datos ambientales observados y la configuración del suelo actual de la cuenca, por un equipo de ingenieros civiles e hidrólogos del Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental (IMFIA) de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de la República.

Los datos generados de rendimientos de cultivos para cada escenario sirven para estimar, junto con los supuestos de las variables económicas anteriormente expuestos, los ingresos de cada tipo de productor de la cuenca.

Por otro lado, los datos simulados de caudal ambiental junto a los datos de cantidad de fósforo y nitrógeno en el canal de salida de la cuenca sirven para controlar el cumplimiento de los estándares ambientales impuestos por la Dirección Nacional de Mediambiente, quien establece un límite de 10 miligramos de nitrógeno por litro y 0.25 miligramos de fósforo por litro como límites a la concentración de fósforo y nitrógeno.

Estas simulaciones, dependiendo de la variable en cuestión, se realizan para diferentes unidades espaciales dentro de la cuenca. Por ejemplo, los rendimientos de los cultivos se simulan a nivel de Unidades de Respuesta Hidrológica mientras que los niveles de concentración de fósforo y nitrógeno se simulan en diferentes canales de la cuenca. Como se mencionó en el inicio de este trabajo, una ventaja de este tipo de modelos de simulación es la inclusión de la interdependencia temporal y geográfica de las variables biofísicas, por lo que los resultados de cada unidad en un año determinado están determinados por lo que ocurre en

<sup>3</sup>Okara Sociedad Anónima

dicha unidad y en el resto de la cuenca.

El tamaño total de la cuenca es de 239 794 hectareas, siendo de estas un 96.3 % area productiva mientras que el restante 3.7 % está destinado a otros usos como el suelo urbano o suelo cubierto por cursos fluviales. Por otro lado, el modelo incluye 5304 hrus con 3937 de estas de uso agrícola y unos 95 canales. En cada una de estas hrus agrícola se obtuvo una simulación de los resultados, mientras que se toma el resultado del canal de salida de la cuenca para controlar el cumplimiento de la normativa ambiental.

PONER HISTOGRAMA DE LAS HRU

PONER MAPA DE LA CUENCA CON USOS DEL SUELO

## **7. Resultados**

## **8. Estadísticos Descriptivos**

PONER HISTOGRAMA DE LOS PROFITS

PONER SERIE TEMPORAL DE PROFITS

## **9. Estadísticos Descriptivos**

## Referencias

- Azad, M. S. and Ancev, T. (2016). Economics of salinity effects from irrigated cotton: an efficiency analysis. *Water Economics and Policy*, 2(01):1650002.
- Brent, D. and Rabotyagov, S. (2013). Land use change from biofuels derived from forest residue: a case of washington state. *Economics Research International*, 2013.
- Carriquiry, M. (2016). Towards the sustainable development goals: An ex ante evaluation of a proposed economic instrument for water management in uruguay.
- Corona, J., Doley, T., Griffiths, C., Massey, M., Moore, C., Muela, S., Rashleigh, B., Wheeler, W., Whitlock, S., and Hewitt, J. (2019). An integrated assessment model for valuing water quality changes in the us.
- Griffin, R., Covino, S., Monroy, E., Ricci, H., Sharp, R., Schmidt, C., Uchida, E., Vogl, A., and Wolny, S. (2019). Decision support modeling for multi-attribute water quality in the narragansett bay watershed.
- Kling, C. L., Arritt, R. W., Calhoun, G., and Keiser, D. A. (2017). Integrated assessment models of the food, energy, and water nexus: A review and an outline of research needs. *Annual Review of Resource Economics*, 9:143–163.
- Lee, L. Y., Ancev, T., and Vervoort, W. (2012). Evaluation of environmental policies targeting irrigated agriculture: The case of the mooki catchment, australia. *Agricultural water management*, 109:107–116.
- Liu, H., Zhang, W., Irwin, E., Aloysius, N., and Martin, J. (2019). Payment for best management practices and downstream water quality: A spatially integrated economic-hydrological model of the lake erie water basin.
- Lupi, F., Basso, B., Garnache, C., Herriges, J. A., Hyndman, D., and Stevenson, R. J. (2019). Linking agricultural nutrient pollution to the value of freshwater ecosystem services. In *Presented at Heartland workshop in Urbana IL*.
- Mérel, P., Simon, L. K., and Yi, F. (2011). A fully calibrated generalized constant-elasticity-of-substitution programming model of agricultural supply. *American Journal of Agricultural Economics*, 93(4):936–948.
- Panagopoulos, Y., Makropoulos, C., Gkiokas, A., Kossida, M., Evangelou, L., Lourmas, G., Michas, S., Tsadilas, C., Papageorgiou, S., Perleros, V., et al. (2014). Assessing the cost-effectiveness of irrigation water management practices in water stressed agricultural catchments: the case of pinios. *Agricultural water management*, 139:31–42.
- Plantinga, A. J. (2015). Integrating economic land-use and biophysical models. *Annu. Rev. Resour. Econ.*, 7(1):233–249.
- Rabotyagov, S., Campbell, T., Jha, M., Gassman, P. W., Arnold, J., Kurkalova, L., Secchi, S., Feng, H., and Kling, C. L. (2010). Least-cost control of agricultural nutrient contributions to the gulf of mexico hypoxic zone. *Ecological Applications*, 20(6):1542–1555.
- Rabotyagov, S. S., Campbell, T. D., White, M., Arnold, J. G., Atwood, J., Norfleet, M. L., Kling, C. L., Gassman, P. W., Valcu, A., Richardson, J., et al. (2014). Cost-effective targeting of conservation investments to reduce the northern gulf of mexico hypoxic zone. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(52):18530–18535.
- Rabotyagov, S. S., Valcu, A. M., and Kling, C. L. (2013). Reversing property rights: practice-based approaches for controlling agricultural nonpoint-source water pollution when emissions aggregate nonlinearly. *American Journal of Agricultural Economics*, 96(2):397–419.
- Rosas, J. F., Sans, M., and Arana, S. (2017). Quantifying the benefits of supplemented irrigation due to less volatile yields: A prospect theory approach applied to summer crops in uruguay.
- Rosas, J. F., Sans, M., and Arana, S. (2018). The effect of irrigation on income volatility reduction.
- Scavia, D., Allan, J. D., Arend, K. K., Bartell, S., Beletsky, D., Bosch, N. S., Brandt, S. B., Briland, R. D., Daloğlu, I., DePinto, J. V., et al. (2014). Assessing and addressing the re-eutrophication of lake erie: Central basin hypoxia. *Journal of Great Lakes Research*, 40(2):226–246.
- Sigmaplus (2017). Caracterizacion de las cuencas de rio san salvador, rio yi y rio arapey para fines de riego.