

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

Augusto Souto Pérez

Tutores:

Francisco Rosas

Miguel Carriquiry

Rafael Navas

Maestría en Economía

Facultad de Ciencias Económicas y de Administración

Universidad de la República

Análisis de Prácticas de Producción Agrícola en Uruguay Mediante la Utilización de un Modelo de Evaluación Integrado Ambiente-Economía

Augusto Souto Pérez

Mayo 2021

Resumen

Este trabajo introduce por primera vez en el país un modelo de evaluación integrado ambiente-economía para el medición de los impactos económicos y ambientales de escenarios de intensificación agrícola. Tal modelo se aplica, durante el período 2000-2019, a la cuenca del río San Salvador, una de las cuencas agrícolas más importantes del Uruguay. Asimismo, los escenarios estudiados incluyen prácticas de riego y fertilización en dos rotaciones típicas de la cuenca. Los impactos económicos y ambientales de cada escenario se miden desde la perspectiva de un planificador central de la cuenca, cuyo objetivo es elegir escenarios de producción costo-efectivas en términos ambientales. Para la medición del impacto económico, se utiliza el equivalente cierto de una lotería donde los beneficios económicos de la actividad productiva son inciertos. Por otro lado, los impactos ambientales son reportados utilizando las concentraciones de fósforo y nitratos en el punto de cierre de la cuenca. Los resultados indican que, respecto a la producción bajo secano, la aplicación con riego aumentaría los beneficios económicos anuales por hectárea hasta en 73 dólares adicionales cuando el aumento en la cantidad de fertilizante aplicado es bajo. En términos de calidad del agua, la mayor fertilización implica aumentos de 7.06 % y 4.84 % en las concentraciones medias de nitratos y fósforo respectivamente. Por último, al considerar la aversión al riesgo del planificador, los beneficios adicionales respecto a la agricultura de secano aumentarían hasta en 189 dólares por hectárea como resultado de una reducción en la prima de riesgo. Este resultado se explica por el efecto estabilizador del riego sobre los rendimientos de los cultivos, lo que permite reducir la incertidumbre sobre ingresos y beneficios del planificador.

Palabras Clave: Uso del Suelo, Prácticas de conservación agrícolas, Polución del Agua, Modelos Integrados Ambiente-Economía

Agradecimientos

A mis tutores, Francisco Rosas, Miguel A. Carriquiry y Rafael Navas por la confianza y generosidad recibida durante el proyecto. Su ayuda permanente, orientación y sugerencias hicieron posible la culminación de este trabajo.

A todas las personas involucradas en el proyecto “Plataforma Para el Soporte a la Toma de Decisión en el Desarrollo de la Agricultura Irrigada Sostenible”. Particularmente, agradezco a Florencia Hastings y Andrés Saracho por su ayuda en el proceso de integración de variables biofísicas en este trabajo.

A mis amigos por su apoyo e innumerables charlas. Especialmente, agradezco a Federico Molina por sus valiosos comentarios sobre la redacción del documento.

Finalmente, agradezco el apoyo incondicional de mi familia. A ellos dedico este trabajo.

Índice

1. Introducción	4
2. Antecedentes	7
2.1. Análisis de Prácticas Mediante Modelos Integrados	7
2.2. Análisis de Prácticas Mediante Modelos No Integrados	9
3. Marco Teórico	11
3.1. Integración de Modelos Biofísicos y Económicos	12
3.2. Modelo	13
4. Estrategia Empírica	17
4.1. Especificación de la Lotería y Función de Utilidad	17
4.2. Escenarios Propuestos	18
4.3. Datos Económicos	22
4.4. Datos y Modelo Biofísico	23
5. Resultados	27
5.1. Resultados Económicos	27
5.1.1. Beneficios por Hectárea Promedio por Rotación	27
5.1.2. Equivalente Cierto Agregado	31
5.2. Resultados Ambientales	33
5.3. Análisis de Costo-Efectividad	37
6. Conclusiones	40
7. Anexo	46
7.1. Precios Internacionales	46
7.2. Resultados Económicos	46
7.2.1. Ingresos	46
7.2.2. Costos	48
7.2.3. Figuras Complementarias	53
7.3. Precipitaciones	58
7.4. Medición de Desplazamientos en la Función de Distribución de una Variable Aleatoria	60

1. Introducción

En años recientes, uno de los fenómenos más notables en el sector agrícola uruguayo ha sido la intensificación y cambio del uso del suelo. Como señalan [Vassallo \(2013\)](#) o [Redo et al. \(2012\)](#) el desplazamiento observado desde usos ganaderos hacia usos agrícolas está explicado principalmente por la evolución favorable en los precios de algunos cultivos, como la soja, que impulsaron la adopción de éstos en campos aptos para su producción.¹ Cuantitativamente, este fenómeno es constatado en el Cuadro 1, donde se observa un aumento (138 %) del número de hectáreas dedicadas a la agricultura entre los años 2000 y 2011 que supera ampliamente al crecimiento que de cualquier otra actividad productiva en el país. Geográficamente, como muestra la Figura 1, este crecimiento se concentró principalmente en el litoral sur del país, donde los departamentos de Soriano y Colonia cuentan con un gran porcentaje de su área cubierta por agricultura.

La expansión de la producción agrícola hacia cultivos tales como la soja, maíz, sorgo, trigo o cebada generalmente ha sido llevada mediante agricultura de secano. En este tipo de producción los rendimientos de los cultivos dependen fuertemente del desempeño de variables climáticas como las precipitaciones ([Guibert et al., 2011](#)). En Uruguay, factores ambientales como la variabilidad de las precipitaciones, demanda atmosférica o la capacidad de agua disponible en los suelos provocan dificultades vinculadas a la existencia de déficits hídricos ([Giménez y García Petillo, 2011](#)). En particular, la principal consecuencia de tal déficit se manifiesta en los rendimientos de los cultivos, que ya están entre los más bajos de la región ([Giménez, 2012](#); [Sigmaplus, 2017](#)). En algunas zonas, como la cuenca del río San Salvador, el riego puede ser opción económicamente factible para aumentar los rendimientos. Esta mejora opera mediante dos canales diferentes: un mayor rendimiento de los cultivos y también una disminución de su volatilidad, lo cual reduce la incertidumbre sobre el flujo de beneficios que reciben los productores ([Rosas et al., 2017](#)).

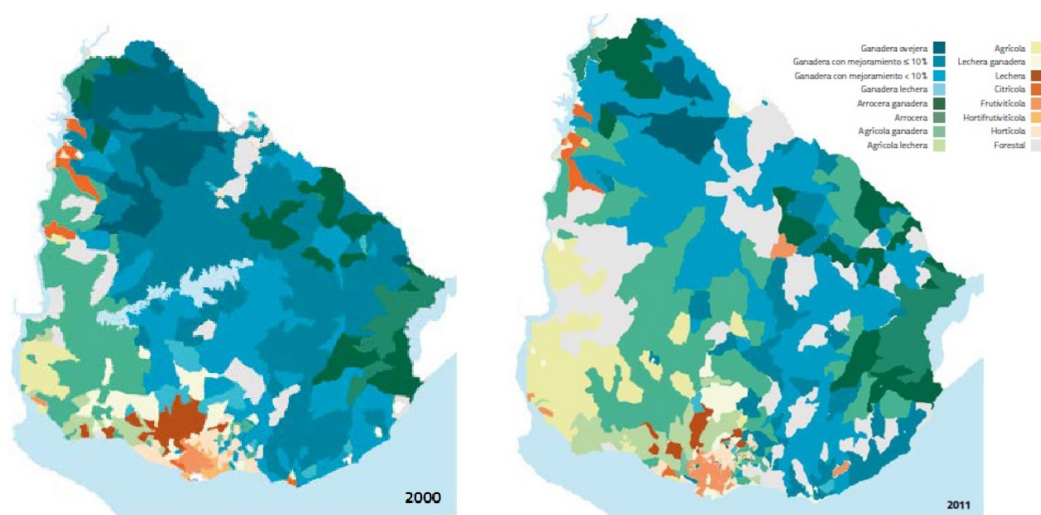
Uso	Miles de Ha			Variación (miles de ha)		%			Variación (en %)	
	1990	2000	2011	2000/1990	2011/2000	1990	2000	2011	2000/1990	2011/2000
Ganadería	14589	14727	13369	138	-1331	92	90	82	1	-9
Agricultura	693	673	1604	-20	931	4,4	4,1	10	-2,9	138,4
Forestación	186	661	1071	475	410	1,2	4	7	255	62
Otros Usos	336	359	286	23	-73	2,1	2,2	2	7	-20
Total	15804	16420	16357	616	-63	100	100	100	0,4	-0,4

Cuadro 1: Evolución del Uso del Suelo en Uruguay.

Fuente: MGAP-DIEA. Censos Agropecuarios 1990, 2000 y 2011

¹Ver página 39 del Anuario de la Dirección de Estadísticas Agropecuarias ([DIEA, 2020](#)) del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP). Los datos más recientes sobre uso del suelo agrícola datan de 2011, cuando se realizó el último censo agrícola. No obstante, en el período 2012-2020, según el anuario 2020 (página 109), el área sembrada se ha mantenido en valores elevados aunque decreciendo levemente desde el año agrícola 2013/2014. Para observar la evolución de los precios de los alimentos, ver figura del anexo uno. La misma corresponde al índice de precios de alimentos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura ([FAO, 2021](#)).

Figura 1: Disposición Espacial de los Usos del Suelo en 1990, 2000 y 2011



Fuente: PNA

Por otro lado, los procesos de intensificación de la agricultura que ha experimentado el país tienen como contracara la aparición del desafío ambiental que supone la conservación de los recursos hídricos tanto en cantidad como en calidad (Baker, 2006). En particular, el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) señala a la cantidad y calidad de los recursos hídricos como requisito necesario para el alcance de ciertas metas económicas, como la reducción de la pobreza, el crecimiento económico y la sostenibilidad medioambiental (PNUD, 2015). Tal importancia se ve reflejada en la inclusión del cuidado de los recursos hídricos como uno de los objetivos del desarrollo sostenible del PNUD.

Uruguay, teniendo en cuenta la misma preocupación sobre el cuidado de los recursos hídricos, ha desarrollado el Plan Nacional de Aguas (PNA, 2017) como herramienta orientada al logro de tres desafíos fundamentales: la disponibilidad de agua potable para el consumo humano (objetivo uno), la disponibilidad de agua, en cantidad y calidad, para el desarrollo sustentable (objetivo dos) así como la prevención, mitigación y adaptación a los riesgos de eventos extremos provocados por el cambio climático (objetivo tres).

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. En particular, el cambio observado en los usos del suelo (orientado hacia la agricultura) supone para el PNA una presión sobre la calidad y cantidad de los recursos hídricos. Esta presión puede generar fenómenos no deseados, como la aparición de zonas de baja cantidad de oxígeno (hipoxia). Tales zonas son causadas por el crecimiento en la concentración de nutrientes del agua (eutrofización) o el aumento de floraciones algales tóxicas (Martínez *et al.*, 2017). Las consecuencias de estos fenómenos pueden ser múltiples, incluyendo la amenaza a la prestación de servicios ecosistémicos o al desarrollo de actividades económicas relacionadas con servicios ecosistémicos, como el turismo o la pesca.²

Por otra parte, la incidencia de la intensificación del uso del suelo agrícola (particularmente del riego) sobre la cantidad y calidad de los recursos hídricos dependerá de factores específicos, como el tipo de cultivo, prácticas de fertilización, localización del campo o

²En la cuenca del río San Salvador se puede ver una aproximación cuantitativa al valor de estos en Sigmaplus (2017)

tecnología disponible. En este sentido [Darré et al. \(2019\)](#) hallan (a través de datos experimentales) para Uruguay que, en comparación a un escenario de producción bajo secano, el riego tiene un potencial para generar un impacto económico positivo sin sacrificar significativamente las variables ambientales del ecosistema.

Según [Kling et al. \(2017\)](#) o [Plantinga \(2015\)](#), el estudio de 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, en algunos casos, también determinantes ambientales (temperaturas, disponibilidad de recursos hídricos, lluvias, etc.). De este modo, el uso simultáneo e integrado de variables sociales y biofísicas, que constituyen los llamados Modelos Integrados de Evaluación, facilita la comprensión de las decisiones de uso del suelo que suelen observarse en la realidad.

El presente trabajo consiste de la construcción e implementación de un modelo de evaluación integrado para el análisis de prácticas de uso y manejo del suelo a nivel económico y ambiental en la cuenca del río San Salvador en Uruguay. Tal contribución es fundamental para la toma de decisiones en políticas públicas donde los problemas requieren del balance entre múltiples objetivos. Asimismo, el modelo constituye el primer antecedente nacional sobre la aplicación de un modelo integrado para una cuenca.

El área de esta cuenca se ubica mayoritariamente en el departamento de Soriano, aunque también incluye (parcialmente) al departamento de Colonia. Este trabajo complementa antecedentes nacionales sobre el análisis económico de uso y manejo del suelo, como por ejemplo [Carrquiry \(2016\)](#), [Darré et al. \(2019\)](#), [Rosas et al. \(2014\)](#), [Rosas et al. \(2017\)](#), [Montoya et al. \(2017\)](#) y [Montoya y Otero \(2019\)](#).

Las principales preguntas que busca responder el trabajo son las siguientes: ¿Cuáles son los impactos en términos económicos de la intensificación agrícola mediante prácticas de riego y fertilización en la cuenca del río San Salvador?, ¿Cómo se ven afectados estos impactos cuando los agentes económicos de la cuenca son aversos al riesgo? y ¿En qué medida la implementación de tales prácticas afecta de forma diferencial los resultados ambientales en la cuenca del San Salvador respecto a la agricultura de secano?

Sobre las primeras dos preguntas la hipótesis es que la intensificación agrícola tendría potencial para mejorar, respecto a la agricultura de secano, el bienestar de los productores de la cuenca del río San Salvador. Esta mejora se daría a través de dos vías: el mayor rendimiento de los cultivos en los que el riego es aplicado y también una menor volatilidad de estos, lo que reduce la incertidumbre sobre el flujo de beneficios que reciben los productores. Asimismo, la menor incertidumbre se traduce en una menor prima de riesgo para un agente averso al riesgo. Este planteamiento se basa en la evidencia producida por antecedentes previos para Uruguay, como [Rosas et al. \(2017\)](#) y [Sigmplus \(2017\)](#).

En tercer lugar, se considera el alcance del impacto ambiental causado por el proceso de intensificación agrícola en Uruguay. En particular, el cambio desde la agricultura de secano hacia una agricultura irrigada así como la mayor utilización de fertilizantes son dos aspectos importantes en este proceso. En Uruguay, para diferentes locaciones, [Darré et al. \(2019\)](#) no observan impactos significativos de la intensificación agrícola mediante aplicación de riego en ciertos cultivos (trigo, cebada, maíz, soja, arroz, sorgo) sobre

las principales variables ambientales como la concentración de nitratos y fósforo, cuyas cantidades están sujetas a regulación por parte del Ministerio de Ambiente.

2. Antecedentes

Los antecedentes respecto al análisis económico de prácticas agrícolas de riego y fertilización, como se mencionó en la introducción del documento, son variados y se pueden dividir en dos clases diferentes: en análisis basados en modelos integrados ambiente-economía y en análisis basados en otras técnicas de modelado económico.

2.1. Análisis de Prácticas Mediante Modelos Integrados

La modelación integrada para el análisis de prácticas agrícolas cuenta con diversos antecedentes a nivel internacional. En la cuenca del Murray-Darling, en Australia, [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 así como en los beneficios de los productores localizados. 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 las variables ambientales (salinidad, caudal) y económicas (presupuesto).

En esta línea, para la cuenca del río Pinios en Grecia [Panagopoulos et al. \(2011\)](#) y [Panagopoulos et al. \(2014\)](#) recurren al uso de un modelo hidrológico (SWAT) para la evaluación de diferentes escenarios de fertilización e irrigación. La metodología de ambos trabajos consiste en simular la calidad del agua en cada escenario y consiguientemente medir el costo de implementación de estos. A partir de los dos elementos anteriores, los autores computan un índice de costo-efectividad de las medidas planteadas en cada escenario.

En África, para diez países diferentes, [Pastori et al. \(2017\)](#) utilizan la modelación integrada ambiente-economía para explorar el potencial de la implantación prácticas de riego y fertilización. En particular, se integran las simulaciones de un modelo hidrológico (EPIC) con información económica sobre el costo e ingresos, lo que permite computar el beneficio neto y niveles de concentración de nutrientes. La metodología del trabajo consiste en combinar las variables mencionadas anteriormente con un algoritmo de optimización multiobjetivo. Los resultados del trabajo arrojan, para cada país analizado, una frontera de prácticas costo-eficientes.

Además de los mencionados trabajos, 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 aplicación de este enfoque metodológico ha servido, entre otros usos, para medir el impacto ambiental y económico de la aplicación de fertilizantes o la implantación de riego, para determinar

esquemas óptimos de derechos de contaminación, para la valuación de recursos naturales. Esto demuestra que se ha formado un campo de investigación con activo desarrollo y franca expansión. Algunos antecedentes en utilizar este enfoque son [Rabotyagov et al. \(2010\)](#), [Rabotyagov et al. \(2013\)](#), [Rabotyagov et al. \(2014\)](#), [Griffin et al. \(2020\)](#), [Liu et al. \(2020\)](#), [Corona et al. \(2020\)](#), [Haas et al. \(2017\)](#) y [Lupi et al. \(2020\)](#).

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. En estos tres trabajos, la integración de modelos biofísicos y económicos ha sido particularmente útil para identificar acciones factibles que reduzcan la concentración de nutrientes en la cuenca. Los hallazgos de [Rabotyagov et al. \(2010, 2014\)](#) identifican un conjunto de prácticas costo-efectivas que minimizan el impacto ambiental, cuantificado por la concentración de nutrientes en el agua, para un determinado costo. En el caso de [Rabotyagov et al. \(2013\)](#), los resultados identifican la efectividad de diferentes esquemas de regulación para la calidad del agua.

Para la cuenca del río Maumee, cuya desembocadura está en el lago Erie, [Liu et al. \(2020\)](#) también aplica un modelo integrado para evaluar los crecientes problemas de eutrofización del lago ([Scavia et al., 2014](#)). En este trabajo, la utilización de un modelo hidrológico permite cuantificar los efectos de políticas ambientales, como impuestos a los fertilizantes y subsidios para la implementación de mejores prácticas de uso del suelo. Asimismo, los resultados permiten identificar complementariedades entre estas medidas.

En [Corona et al. \(2020\)](#), la modelación integrada es aplicada en la cuenca del río Republican, en EEUU, para analizar cambios en la valoración económica del agua. La aplicación del modelo permite cuantificar variaciones en la valoración de los recursos hídricos cuando varía el uso de los suelos en la cuenca. En concreto, dicha cuantificación se alcanza mediante el uso de un modelo económico de valuación del agua que incluye la simulación del impacto de diferentes escenarios de uso del suelo sobre las principales características del agua (sedimentos, nutrientes, patógenos, etc).

Otro trabajo importante que utiliza modelos integrados para evaluar la calidad de los recursos hídricos es [Griffin et al. \(2020\)](#). Este trabajo utiliza la modelización integrada 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 cambios en el bienestar causados por políticas de calidad del agua, las cuales consisten de intervenciones particulares sobre ciertas prácticas productivas de alto impacto en la contaminación de fuente difusa y puntual.

Asimismo, [Lupi et al. \(2020\)](#) integra un modelo biofísico con los de uno económico para el análisis de la cuenca de los grandes lagos en EEUU. En este caso, la integración de ambos modelos 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 cuán efectivas son algunas de las medidas de conservación ya implementadas anteriormente en la cuenca en comparación a otras medidas nuevas propuestas para reducir la contaminación de los recursos hídricos.

Por último, existen algunos antecedentes, como [Haas et al. \(2017\)](#) en la cuenca del río Treene de Alemania, que integran resultados de un modelo biofísico para analizar cuan

costo-efectivos son algunas medidas. En este caso, se analizan medidas orientadas a la reducción de nutrientes en la cuenca como la implantación de zonas buffer entre los cursos de agua y los cultivos.

2.2. Análisis de Prácticas Mediante Modelos No Integrados

Entre los antecedentes de análisis económicos de prácticas de riego y fertilización que no utilizan la integración con modelos biofísicos se hallan diferentes trabajos. Para Uruguay existen antecedentes como [Failde et al. \(2013\)](#), [Rosas et al. \(2014\)](#), [Montoya et al. \(2017\)](#), [Rosas et al. \(2017\)](#) y [Carriquiry \(2016\)](#) mientras que en el resto del mundo destacan otros documentos como [Apland et al. \(1980\)](#), [Pandey \(1990\)](#), [Azad y Ancev \(2016\)](#), [Marra et al. \(1990\)](#) o [Yuan et al. \(2003\)](#).

En Uruguay, [Failde et al. \(2013\)](#) es uno de los primeros análisis económicos sobre la agricultura irrigada. En particular, el trabajo consiste en el análisis de la rentabilidad de un programa de inversión para la agricultura irrigada. El mismo mide los retornos del riego a través del cálculo de la tasa interna de retorno (TIR), a nivel del conjunto de la economía, de la ampliación del riego en la cuenca del río San Salvador a través de la construcción de embalses. Los resultados indican que, para porcentajes de uso del agua mayores al 40 % para un embalse, la TIR estimada sería positiva.

Por otro lado, en [Rosas et al. \(2014\)](#) también se analiza el riego mediante el enfoque de la TIR. En este caso el estudio mide los precios mínimos y máximos que estarían dispuestos a aceptar, respectivamente, un potencial agente que gestiona el recurso y provee el servicio de riego así como un potencial comprador (productor). En este enfoque, cuando el precio de venta es mayor al precio que iguala la rentabilidad mínima exigida por el vendedor y el precio de compra es menor al precio que iguala la rentabilidad mínima exigida por el comprador, se entiende que el proyecto es viable económicamente.³ Solamente en uno de dos proyectos estudiados se halla factible la construcción de un embalse. A su vez, se realiza un análisis de sensibilidad con variaciones en los supuestos iniciales del proyecto, constatando la variabilidad de los precios de equilibrio frente a tales supuestos.

Los anteriores análisis sobre la aplicación de riego son extendidos en [Rosas et al. \(2017\)](#), que conforma antecedente más directo del presente documento. Este trabajo analiza el efecto de diferentes escenarios de irrigación sobre el beneficio y su volatilidad, a partir de la teoría de la utilidad esperada. Aplicando dicha teoría se propone medir el efecto del riego mediante la simulación del equivalente cierto de los productores de la cuenca bajo diferentes escenarios de riego. A diferencia de un modelo integrado en el que los rendimientos se simulan en base a un modelo biofísico, este enfoque lo hace mediante un modelo estadístico calibrado a partir de datos observados a nivel nacional. Los resultados cuantifican la magnitud en la que un productor averso al riesgo valora la reducción de la volatilidad en los rendimientos de los cultivos. En concreto, los valores de los equivalentes ciertos aumentan (dependiendo del escenario) entre 20 % y 30 % como resultado de una menor prima de riesgo .

En [Carriquiry \(2016\)](#) se estudian los efectos del uso del agua sobre la asignación de suelos en Uruguay. En base a datos de uso del suelo del Ministerio de Ganadería, Agri-

³Esta rentabilidad mínima es igual a la tasa de descuento asumida en el documento.

cultura y Pesca (MGAP, 2011, 2019) y otras fuentes,⁴ 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. Los resultados del trabajo muestran que ante la introducción de la tasa ocurren algunas variaciones en el uso del suelo. Estos cambios ocurren desde sectores intensivos en el uso de agua hacia otras actividades que requieren de un menor uso del recurso. Asimismo, la introducción de una restricción en el uso del suelo también provoca desplazamientos similares a los del anterior caso.

Otro de los análisis nacionales, Montoya *et al.* (2017), estima los efectos del riego sobre rendimientos y beneficios en el cultivo de soja mediante un análisis estadístico de datos provenientes de una estación experimental localizada en Salto. Tales datos fueron recabados durante las temporadas 2014-2015 y 2015-2016. Para el análisis se plantean cuatro diferentes escenarios: uno con agricultura de secano y otros tres con diferentes niveles de riego.⁵ Los resultados del trabajo indican a nivel agronómico que la producción bajo secano implica una reducción de hasta 35 % en el rendimiento potencial del cultivo. A nivel económico, se halla que el riego solamente es rentable en una franja de precios mayor a los 350 dólares por hectárea. Los resultados indican que la estrategia de riego que compatibiliza mejor los resultados económicos con el rendimiento del cultivo implica un aprovisionamiento del 75 % de la demanda de agua del cultivo.

Asimismo, Montoya y Otero (2019) investiga la rentabilidad económica de la implantación de riego en Uruguay mediante la utilización de un modelo que simula el crecimiento y rendimiento de los cultivos. Dicho trabajo evalúa dos escenarios de producción de soja: uno bajo secano y otro con bajo riego. Para esto, se simulan los rendimientos a través de un modelo (FAO, 2020), el cual es calibrado con datos experimentales llevados a cabo en el departamento de Salto durante las temporadas de 2014-2015 y 2015-2016. En base a este modelo, se simulan los rendimientos del cultivo en ambos escenarios y se calcula el beneficio por hectárea para un rango de precios que varía desde los 200 a 600 dólares por tonelada. Los resultados indican, a nivel agronómico, un efecto positivo del riego sobre los rendimientos del cultivo. A nivel económico, se constata que la implantación de riego sería rentable solamente a partir de un precio de venta de 300 dólares por tonelada.

Por otra parte, Sigmaphus (2017) es un antecedente del análisis de escenarios de riego en la cuenca del San Salvador. Este estudio analiza el impacto económico y ambiental de la construcción de un embalse sobre la cuenca, el cual fue estudiado con anterioridad junto a otros diez posibles embalses.⁶ Los resultados del análisis permiten medir el impacto económico y ambiental del proyecto a través de diferentes variables como el caudal de los cursos de agua, costo del proyecto y tasa interna de retorno (TIR). En particular, en el área afectada, el costo del proyecto se estima en aproximadamente 4000 dólares por hectárea con una TIR de 5 % anual. La TIR positiva del proyecto se explica por un aumento tanto del área cultivada como de los rendimientos de los cultivos bajo riego. Por su parte, el caudal a la salida de la subcuenca (donde se localizaría el embalse) se reduciría en promedio en 2,2 metros cúbicos por segundo (promedio anual), llegando hasta un máximo

⁴Instituciones 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

⁵Los niveles se definen a partir de la cantidad de demanda de agua asegurada al cultivo. En un primer nivel se cubre como mínimo un 50 % de la demanda, en un segundo nivel el 75 % y en un tercer nivel el 100 % de la misma.

⁶El estudio se llevó a cabo en el informe "Perspectiva del desarrollo de la agricultura irrigada en la cuenca del río San Salvador", en el cual se propusieron embalses para once diferentes lugares de la cuenca.

de 3,2 en el mes de febrero. Esta diferencia representa un 60 % del caudal de dicho mes.

A nivel internacional, [Apland et al. \(1980\)](#) y [Pandey \(1990\)](#) pueden ser considerados como dos de los primeros trabajos en realizar un análisis económico de las prácticas de riego cuantificando los beneficios derivados de la reducción del riesgo. Por un lado, en [Apland et al. \(1980\)](#) el análisis consiste de la modelación de las decisiones de riego del productor. La principal conclusión del modelo indica que la demanda de riego está determinada en parte por las preferencias sobre el riesgo que tenga el tomador de decisiones en la firma. Por lo tanto, la aplicación de riego puede ser racional incluso en escenarios donde no resulta conveniente regar bajo un análisis costo-beneficio tradicional. Por otro lado, en [Pandey \(1990\)](#), se extienden los resultados del anterior paper utilizando como marco de análisis la teoría de la utilidad esperada. Los resultados de este trabajo indican que para ciertos escenarios de riego y niveles de aversión al riesgo, la aplicación de riego es una opción con dominancia estocástica sobre la agricultura de secano. Esto se explica por el menor riesgo de la agricultura bajo riego, ya que la misma estabilizaría los rendimientos.

En Australia, [Azad y Ancev \(2016\)](#), al igual que [Lee et al. \(2012\)](#) trabajan sobre la cuenca del Murray-Darling. En este caso, el trabajo consiste de un análisis de eficiencia económico-ambiental de la producción con riego para diferentes regiones de la subcuenca a través de la utilización de datos de sección cruzada de las diferentes unidades productivas. El trabajo propone y desarrolla un índice, el índice ambiental de Luenberger,⁷ para medir la eficiencia ambiental de las unidades en términos de salinidad del agua. Como resultado la aplicación de dicho índice permite a los autores identificar la eficiencia de diferentes regiones de la cuenca con diferentes usos del suelo (producción de arroz, pasturas y cereales).

Otros estudios económicos internacionales sobre los efectos del riego incluyen también a [Marra et al. \(1990\)](#) y [Yuan et al. \(2003\)](#). En [Marra et al. \(1990\)](#) se analizan para establecimientos de Maine en Estados Unidos los beneficios del riego para un único cultivo (papa) a través del enfoque del valor presente neto (VPN) hallando que, para algunos establecimientos específicos, el riego es una opción rentable para los productores. Por su parte, [Yuan et al. \(2003\)](#) lleva a cabo un estudio similar al anterior aunque con diferentes cultivos en la región semiárida de Gansu, localizada en China. Los resultados de este indican que las prácticas de riego, medidas por el VPN o TIR, serían más convenientes que la agricultura de secano para dicha región.

3. Marco Teórico

El marco teórico del presente trabajo se divide en dos partes. En primer lugar, se aborda el enfoque de modelación integrada ambiente-economía, describiendo los diversos componentes del mismo. En segundo lugar, se presenta el modelo a utilizar en el presente trabajo. En este apartado son descritas tanto las variables económicas y biofísicas como las ecuaciones que las vinculan entre sí. Asimismo, se presentarán las métricas propuestas para evaluar el desempeño económico y ambiental de diferentes escenarios de uso y manejo del suelo en la cuenca del río San Salvador.

⁷El índice se basa en las funciones de distancia direccional que existen en esta teoría. Tales distancias se miden respecto a una frontera de posibilidades de producción que representa el conjunto de asignaciones eficientes de recursos.

3.1. Integración de Modelos Biofísicos y Económicos

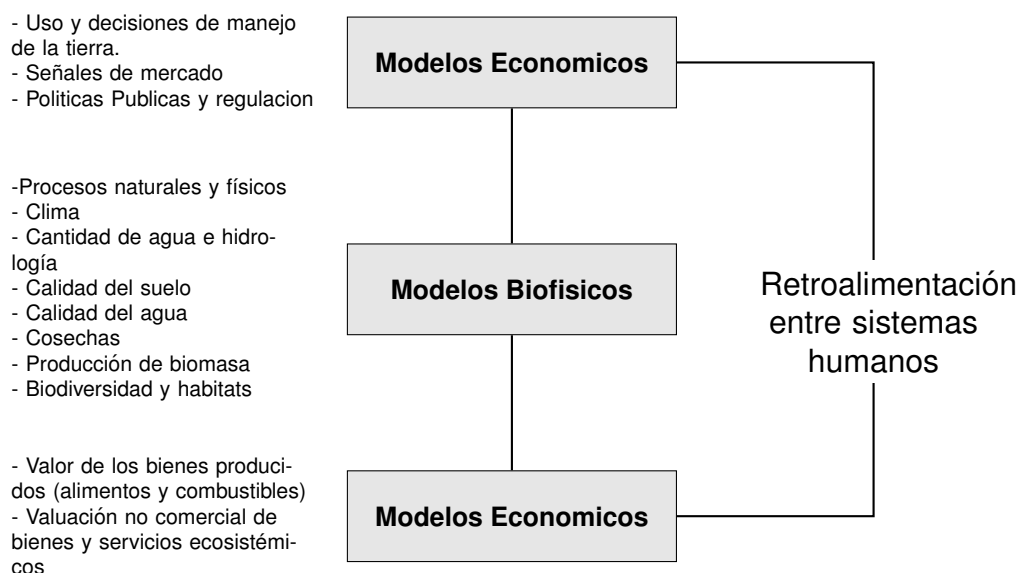
A diferencia de la modelización basada en factores puramente económicos, la modelización integrada ambiente-economía considera los efectos de retroalimentación existentes entre las decisiones sobre uso del suelo y su impacto ambiental. Esta dinámica puede observarse en la Figura 2, elaborada a partir de [Kling *et al.* \(2017\)](#), donde se describe tal sistema en tres niveles.

El primer nivel está dado por las decisiones económicas que toman los agentes. En dicho nivel son relevantes las decisiones de uso y manejo de la tierra, las señales de mercado que reciben los agentes (precios) sobre la conveniencia de diferentes asignaciones y también las políticas públicas sobre el uso y manejo del suelo. Estas políticas incluyen elementos como la regulación ambiental o los incentivos a la adopción de diferentes usos o prácticas.

El segundo nivel, afectado por las decisiones económicas tomadas en el anterior nivel, se compone de procesos biofísicos complejos de comprender. Estos abarcan el clima, cantidad y calidad del agua, calidad de la tierra, rendimientos de cultivos, producción de biomasa o biodiversidad y habitats en el ecosistema.

Los elementos del segundo nivel, a su vez, influyen sobre el siguiente nivel. El tercer nivel está vinculado al valor de mercado de la producción agrícola obtenida y también al valor de otros servicios ecosistémicos. El valor de éstos, en el primer caso, es asignado por los agentes a través de precios mientras que el valor de otros servicios ecosistémicos que no se transan en mercados puede aproximarse a través de técnicas de valoración de no mercado.

En suma, la utilización de modelos de evaluación integrados permite observar cómo los cambios en el uso de suelo así como sus impactos ambientales son producto de decisiones tomadas por agentes económicos en base a los incentivos que brinda el mercado directamente via precios (determinados por factores económicos y ambientales) o indirectamente via regulación y políticas públicas.



Fuente: [Kling et al. \(2017\)](#)

Figura 2: Esquema de los Componentes de un Modelo de Evaluación Integrado Ambiente-Economía

Al momento de evaluar políticas públicas, aquellas políticas orientadas hacia un objetivo solamente económico o ambiental pueden tener consecuencias no esperadas, ya que en el mundo real los factores económicos dependen de los biofísicos y viceversa. También pueden existir consecuencias no esperadas producto de posibles efectos colaterales entre las políticas implementadas. Por ende, una alternativa a la implantación de múltiples políticas con objetivos unidimensionales es la implantación de políticas multiobjetivo donde se tenga en cuenta todas las posibles relaciones relevantes entre las variables del sistema ([Kling et al., 2017](#)). Una manera de abordar este análisis es mediante la utilización de modelos integrados. Estos, a diferencia de los modelos no integrados, son capaces de explicar muchas de las interacciones entre los procesos biofísicos y económicos ([Kling et al., 2017](#); [Plantinga, 2015](#)).

Considerando las anteriores observaciones se elige la aplicación de un modelo integrado de evaluación ambiente-economía para el análisis de la implantación de prácticas de irrigación y fertilización en la cuenca del río Salvador. Como se mencionó anteriormente, este aporte constituye la primera implementación de un modelo integrado para el análisis de usos de suelo y prácticas agrícolas en el país. En concreto, el modelo evaluará respecto a un escenario base, un conjunto de escenarios alternativos con diferentes configuraciones de uso de suelo (rotaciones de cultivos) y prácticas de producción (irrigación y fertilización) a nivel de cuenca hidrográfica. Para cada escenario se miden los resultados a nivel económico mediante la aplicación de conceptos basados en la teoría de la utilidad esperada. Para los resultados ambientales, los resultados se medirán mediante las concentraciones de fósforo y nitratos en los cursos de agua de la cuenca.

3.2. Modelo

El análisis de los escenarios se realiza desde la perspectiva de un planificador central de la cuenca, el cual decide qué escenario aplicar a partir de la agregación y evaluación de los resultados que obtiene cada unidad productiva. Estos resultados se miden a través

de la teoría de la utilidad esperada, la cual compara y agrega los niveles de bienestar de cada escenario a través de una función de utilidad que tiene como único insumo los beneficios recibidos por las unidades (π), estableciendo así un orden de preferencia entre los escenarios. De aquí en adelante, el nivel de utilidad obtenido por un nivel de beneficios dados para una unidad i será denotado como $U(\pi_i)$.

Los beneficios de cada unidad i se pueden descomponer en ingresos y costos, tal como lo nota la ecuación 1. Asimismo, en el caso de estos productores agrícolas los ingresos están compuestos por las cantidades producidas de cada cultivo j multiplicadas por el precio de los mismos. En el caso de los costos, cada productor tiene un costo (C) dado por los cultivos de la rotación, el nivel de fertilización ($Fert$) y el costo variable de la aplicación de riego, que depende de la cantidad de agua aplicada así como de su precio (P_{Agua}).

$$\pi_i = Ingresos_i - Costos_i \quad (1)$$

$$Ingresos_i = \sum_{j=1}^N Producción_{ji} * Precio_{ji} \quad (2)$$

$$Costos_i = \sum_{j=1}^N C_{ji} + \sum_{j=1}^N Fert_{ij} * Precio_{Fert} + \sum_{j=1}^N Agua_{ij} * P_{Agua} \quad (3)$$

Otro aspecto a considerar en este análisis es la incertidumbre de los beneficios que reciben las unidades productivas, ya que estos dependen de dos variables no deterministas como los rendimientos de los cultivos y la cantidad de agua irrigada. Por un lado, los rendimientos varían según las características climáticas y según las prácticas de riego y fertilización aplicadas, por lo que los ingresos varían en la medida que varían las cantidades producidas. Por otro lado, el clima o las prácticas de riego y fertilización determinan la aplicación de diferentes cantidades de agua y fertilizante. Esta característica hace que los costos de los cultivos sean variables.⁸⁹

Según la teoría de la utilidad esperada, cuando existe incertidumbre sobre los beneficios que percibirán los agentes, estos enfrentan una lotería en donde cada uno de los k posibles resultados de la misma tiene asociada una medida de probabilidad p_k . Los agentes que enfrentan a esta lotería se clasifican según su actitud frente al riesgo como aversos, neutrales o amantes al riesgo.

Los agentes aversos al riesgo son aquellos dispuestos a vender su lotería a un precio menor a la de su esperanza matemática. La diferencia entre el valor esperado de la lotería y el precio de la lotería que aceptaría el vendedor se denomina prima de riesgo. En el caso de un individuo neutral al riesgo, el mismo está dispuesto a vender su lotería a un monto equivalente al de su beneficio esperado. Por lo tanto, en este caso, la prima de riesgo resulta nula. Por último, el caso de un individuo amante al riesgo implica que este

⁸Las prácticas de riego consideradas consisten de una rutina de riego automático donde la aplicación de agua depende del porcentaje de demanda de agua del cultivo que se desea cubrir. El porcentaje fijado así como las condiciones biofísicas que determinan el stress del cultivo son los determinantes de la aplicación variable de agua en el cultivo. Ver detalles en sección 4.

⁹La cantidad de fertilizante aplicado se establece mediante diferentes escenarios de fertilización. A diferencia del riego, los escenarios consideran solamente la aplicación fija de fertilizantes, es decir, no se toma en cuenta el caso de rutinas de fertilización automática. Ver detalles en sección 4.2

solo venderá su lotería a un precio mayor al de su beneficio esperado. Esto implica una prima de riesgo negativa. Valores de la prima positivos implican una valoración negativa del riesgo por parte del agente mientras que en el caso contrario la valoración del riesgo sería positiva.

En términos matemáticos, el precio por el que los agentes están dispuestos a vender su lotería puede operacionalizarse mediante el concepto de equivalente cierto (EC), cuya expresión se deriva en la ecuación (4) donde la función de utilidad es monótona creciente en los beneficios (principio de no saciedad). Como se observa en la Figura 3, el caso de aversión al riesgo ocurre siempre que la función de utilidad sea cóncava, mientras que los casos de agente neutral y amante al riesgo ocurren con una función lineal y convexa respectivamente.

Nótese que, en el caso de aversión al riesgo, el equivalente cierto aumenta mediante dos mecanismos diferentes: por un aumento en los beneficios esperados así como mediante la reducción en la de la prima de riesgo (PR). Por otra parte, aunque teóricamente posibles, los casos de individuos amantes y neutrales al riesgo no resultan comunes en estudios empíricos (Gandelman y Hernández-Murillo, 2015), por lo que se decide enfocar este estudio en el caso de aversión al riesgo. Por otra parte, como muestran diversos antecedentes (Apland *et al.*, 1980; Pandey, 1990; Chavas y Shi, 2015), la exposición al riesgo incide de forma crucial en las decisiones de los productores. Por lo tanto, a fin de mejorar el análisis de las decisiones de los productores de la cuenca, se toma en cuenta tal aspecto.

$$U(EC_i) = E(U(\pi_i)) \rightarrow EC_i = U^{-1}(E(U(\pi_i))) = E(\pi_i) - PR \quad (4)$$

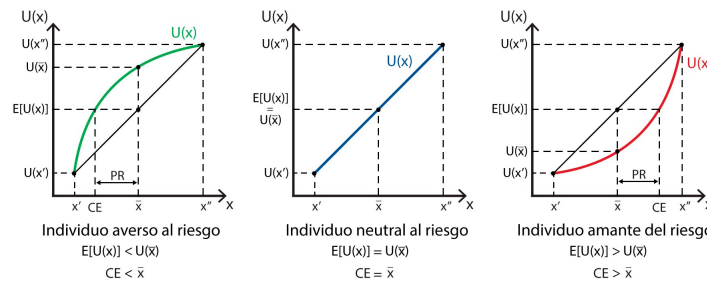


Figura 3: Representación Gráfica de la Función de Utilidad Según Nivel de Aversión al Riesgo.¹⁰

En este caso, donde existe una cantidad de unidades productivas administradas por un planificador central, este ordena la conveniencia de cada escenario planteado. Tal orden se realiza mediante la comparación de los equivalentes ciertos agregados a nivel de cuenca, que surgen de la suma de los equivalentes ciertos en cada unidad i de la cuenca.

$$EC_{TOTAL} = \sum_{i=1}^I EC_i \quad (5)$$

Por último, con objeto de analizar los resultados ambientales se reportan los niveles de concentración de nutrientes mediante las distribuciones acumuladas de nutrientes y estadísticos como la media y mediana. Para medir el incumplimiento de la normativa se

¹⁰CE por sus sigla en inglés

observa el porcentaje del tiempo en el que se violan los umbrales ambientales establecidos por el Ministerio de Ambiente.

Las ecuaciones (6) y (7) definen si las concentraciones de fósforo (P_t) y nitratos (N_t) en el agua son superiores a los umbrales UP_t y UN_t . En caso de ser sobrepasados, se define la variable indicatriz como 1, y en caso contrario como 0. Como segundo paso, las ecuaciones (8) y (9) computan la proporción del tiempo en el que se violan los umbrales ambientales establecidos en el anterior paso. La utilización de esta última métrica se justifica por lo poco plausible que resulta el cumplimiento irrestricto de los estándares establecidos por los umbrales ambientales dado los niveles actuales de concentración de fósforo y nitratos en la cuenca.

$$IP_t = \begin{cases} 1 & \text{si } P_t \geq UP_t \\ 0 & \text{si } P_t < UP_t \end{cases} \quad (6)$$

$$IN_t = \begin{cases} 1 & \text{si } N_t \geq UN_t \\ 0 & \text{si } N_t < UN_t \end{cases} \quad (7)$$

$$Proporcion_P = \frac{\sum_{t=1}^T IP_t}{T} \quad (8)$$

$$Proporcion_N = \frac{\sum_{t=1}^T IN_t}{T} \quad (9)$$

Por último, relacionamos los resultados económicos con los ambientales a través de índices que cuantifican la disyuntiva entre ambos resultados para cada escenario. Este enfoque resulta similar al llevado a cabo en la literatura presentada anteriormente, como [Panagopoulos *et al.* \(2014\)](#) o [Haas *et al.* \(2017\)](#).

En este caso, se relacionan ambos resultados computando el ratio entre la variación en los equivalentes ciertos y la variación (respecto al escenario base) de los resultados ambientales medidos por el promedio en la concentración de nutrientes (ζ y η) así como también en la mediana (κ y λ).

$$\zeta = \frac{\Delta EC_{TOTAL}}{\Delta \bar{P}_t} \quad (10)$$

$$\eta = \frac{\Delta EC_{TOTAL}}{\Delta \bar{N}_t} \quad (11)$$

$$\kappa = \frac{\Delta EC_{TOTAL}}{\Delta P_{mediano}} \quad (12)$$

$$\lambda = \frac{\Delta EC_{TOTAL}}{\Delta N_{mediano}} \quad (13)$$

Para cada nutriente (P y N), los índices indican la cuantía en la que aumentarían los valores de los beneficios económicos ante un deterioro de un punto porcentual de los niveles medios y medianos del nutriente. Se elige reportar los índices respecto a la media y la mediana a fin de tener en cuenta la variabilidad en las concentraciones de nutrientes en el río. Tal variabilidad está relacionada con las concentraciones extremas que presentan algunos días del año como consecuencia de los períodos de bajo caudal así como de los días con alta exportación de nutrientes a la cuenca.

Los índices ζ y η son más sensibles a los registros de valores extremos en la concentración de nutrientes dado que la media resulta más sensible a este tipo de valores que la mediana. En cambio, κ y λ , al estar relacionados con la mediana, se mantienen invariantes ante la aparición de registros diarios con concentraciones extremas. La importancia de cada índice dependerá de las preferencias del planificador de la cuenca respecto a la tolerancia ante valores extremos de concentración de nutrientes.

4. Estrategia Empírica

Esta sección se divide en cuatro partes. En primer lugar, se define la lotería y función de utilidad a utilizar para el cálculo de los equivalentes ciertos. En segundo lugar, se especifican y describen los escenarios de prácticas de uso del suelo a evaluar en el modelo. En tercer lugar, se presentan los datos económicos con los cuales se calibra el modelo. Por último, se presenta y describe el modelo sobre el cual se simulan las variables biofísicas del trabajo.

4.1. Especificación de la Lotería y Función de Utilidad

En el presente trabajo, cada unidad de la cuenca i afronta una lotería dada por la incertidumbre en los beneficios obtenidos en cada año. La evaluación de la lotería, dada por las preferencias de las unidades, se determina mediante una función de utilidad que toma la forma de una función exponencial negativa. Tal función es ampliamente utilizada y documentada en la literatura de la economía agrícola (Hardaker *et al.*, 2004a). En la misma, los beneficios y la utilidad del productor se relacionan de la siguiente manera:

$$U(\Pi_i) = -e^{-\alpha\Pi_i} \quad (14)$$

La función exponencial negativa cuenta con diferentes propiedades deseables en una función de utilidad, como ser monótona creciente, diferenciable, estrictamente cóncava para valores de α mayores a 0 (individuo averso al riesgo) y estrictamente convexa en el caso de α menor a 0 (individuo amante al riesgo). Por otro lado, la función exponencial se caracteriza por tener un coeficiente de aversión absoluta al riesgo (ARA por sus siglas en inglés) constante e igual a α . Este coeficiente, que representa cuán averso al riesgo es el agente, define la curvatura de la función de utilidad y surge de la relación entre la segunda y la primer derivada de la función.

$$\frac{-U''(\Pi_i)}{U'(\Pi_i)} = \alpha \quad (15)$$

La literatura sobre funciones de utilidad para el modelado en economía agrícola, como por ejemplo Babcock *et al.* (1993) o Hardaker *et al.* (2004b), muestra que el rango de parámetros aceptados para la calibración de una función exponencial negativa varía entre 0,005 y 0,035, siendo a veces utilizado el valor 0 para ilustrar el caso de un individuo neutral al riesgo. En este trabajo se opta por evaluar la función en 6 parámetros diferentes, que van desde un mínimo de 0 (caso de agente neutral al riesgo) a un máximo de 0,035 (caso de agente muy averso al riesgo) en intervalos de 0,007. Ergo, el conjunto de parámetros está compuesto en los coeficientes 0; 0,007; 0,014; 0,021; 0,028 y 0,035.

Una vez definida la función de utilidad bajo la cual se evalúa la utilidad de los productores, se puede obtener en forma cerrada el equivalente cierto definido anteriormente. Este está dado por la siguiente formula:

$$EC_i = \log \left[\left(T^{-1} \sum_{t=1}^T e^{-\alpha\pi_{it}} \right)^{-1/\alpha} \right] \quad (16)$$

Por otra parte, la función de utilidad se aplica sobre los beneficios simulados en un período de veinte años ($T = 20$) comprendidos entre los años 2000 y 2019. Los valores simulados para cada unidad en este período de veinte años constituyen una aproximación a la función de densidad de los beneficios, y representan la incertidumbre a la que se enfrenta el productor representativo de la unidad i . Esto permite estimar el equivalente cierto para cada unidad en cada escenario a planteado.

Por último, a fin de lograr una mejor compatibilidad con el resto de la bibliografía, se elige reportar los beneficios totales usando como referencia el equivalente cierto promedio por hectárea. Este es definido en la ecuación 17, donde el numerador representa la suma de los equivalentes ciertos en la cuenca y el denominador representa el área total considerada. Dicha métrica, es una transformación monótona del equivalente cierto total en toda la cuenca como se definió en la ecuación 5, por lo que el análisis de los resultados no se ve alterado.

$$EC_{ha} = \frac{\sum_{i=1}^I EC_i * has_i}{\sum_{i=1}^I has_i} \quad (17)$$

4.2. Escenarios Propuestos

La cuenca del río San Salvador, representada (numero 19) en la Figura 4, se ubica en los departamentos de Colonia y Soriano del sudoeste del país. La misma incluye 13 subcuencas y cuenta con un tamaño aproximado de 240 mil hectáreas, de las cuales más de un 96 % están destinadas la producción agropecuaria mientras que el resto suelo es dedicado a usos tales como el urbano o fluvial. Por otro lado, de este 96 % de la cuenca, un 63 % se destina a la agricultura y un 33 % al uso puramente ganadero.

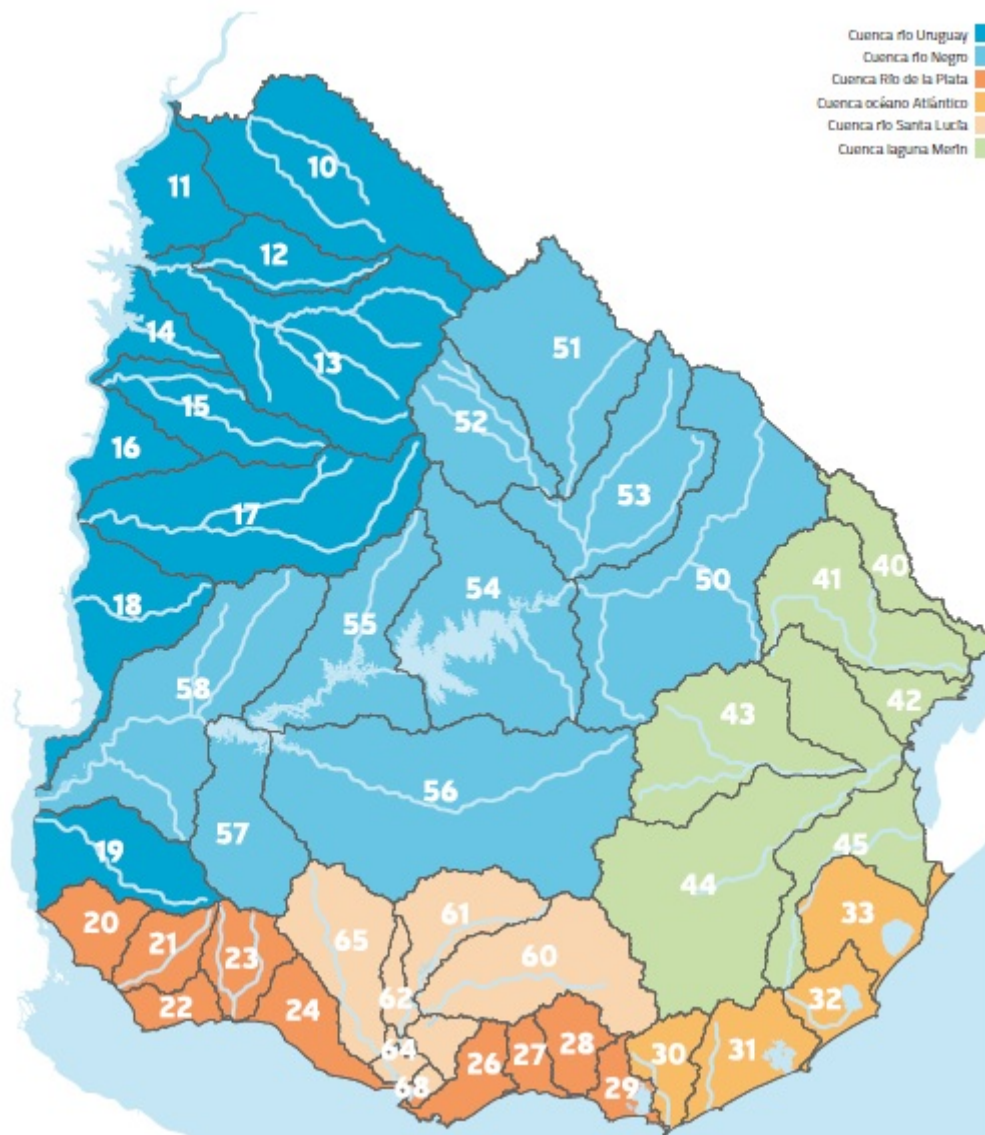


Figura 4: Cuenca del San Salvador en Uruguay, en el número 19. Fuente: PNA

Actualmente, el 63 % de la tierra agrícola se distribuye en rotaciones de cultivos de invierno (trigo, avena, cebada) y de verano (maíz, soja), que incluyen la producción de cereales y oleaginosos. Estas rotaciones definen la secuencia de cultivos que debe hacerse en una unidad de manejo y son determinadas teniendo en cuenta diferentes criterios agronómicos y económicos, así como también incluyen en su formulación la normativa vigente establecida para los planes de uso y manejo de suelos.

Seis de las rotaciones más frecuentes en la cuenca, representadas en el Cuadro 2, fueron utilizadas para modelar el uso del suelo en el modelo biofísico SWAT (ver descripción en sección 4.4). En dos de las seis rotaciones, uno y seis concretamente, la aplicación de riego resulta factible según el criterio de los modeladores del SWAT. Ambas rotaciones alternan entre cultivos principales y cultivos de cobertura cuyo rol principal, aunque no único,¹¹ consiste en mantener la calidad de los suelos a fin de evitar fenómenos como la erosión hídrica o pérdida de nutrientes.

La rotación número uno tiene una duración de dos años y alterna un primer año de

¹¹Ver descripción completa de las funciones en Pound (1998).

maíz seguido de un cultivo de cobertura (avena) con un segundo año de soja y cobertura. Por su parte, la rotación seis tiene una duración de tres años, con un primer año de trigo y soja de segunda, seguido de un segundo año con cobertura y maíz y un tercer año de cobertura y soja.

Rotacion	Año 1		Año 2		Año 3	
1	Avena	Maíz	Avena	Soja		
2	Avena	Soja	Avena	Soja	Avena	Maiz
3	Pastura	Soja	Avena	Soja		
4	Trigo	Soja 2	Avena	Soja		
5	Cebada	Soja 2	Trigo	Soja 2		
6	Trigo	Soja 2	Avena	Maíz	Avena	Soja

Notación: Soja de Segunda (Soja 2).

Cuadro 2: Rotaciones Agrícolas de la Cuenca

Como se reseñó anteriormente, en Uruguay existen antecedentes (Montoya *et al.*, 2017; Montoya y Otero, 2019) que indican el potencial de distintas prácticas de riego para aumentar los rendimientos de muchos de los cultivos mencionados anteriormente. En el caso del riego, gran parte de este aumento se debe a los beneficios derivados de una reducción en los niveles de stress hídrico de los cultivos, lo que permite un mayor crecimiento de estos. Para poder medir el nivel de stress hídrico, generalmente se utiliza la relación descrita en la ecuación 18, que vincula los niveles de stress a la evapotranspiración real (ER) y evapotranspiración potencial (EP) del cultivo.

$$Stress = 1 - \frac{ER}{EP} \quad (18)$$

Como se observa, el nivel de stress definido puede variar en un rango entre 0 (stress absoluto) y 1 (ausencia de stress). Tal índice sirve como guía para definir las operaciones de riego en la cuenca bajo el modelo SWAT, el cual implementa riego cuando este sobrepasa un determinado umbral. Para la formulación de escenarios de este trabajo se utiliza un umbral de 0,8. Este valor supone que la operación de riego tiene el objetivo de asegurar al menos un 80 % de la demanda de agua. Por otra parte, la simulación de la operación de riego supone una fuente de agua ilimitada, por lo que las simulaciones realizadas son de utilidad para analizar las ganancias potenciales para los productores de la cuenca ya que la aplicación de agua en dicha simulación nunca se discontinúa por escasez en su fuente. Tal valor se ajusta al rango de valores recomendados por la literatura (Montoya *et al.*, 2017).

Adicionalmente, las operaciones con riego difieren con las operaciones bajo secano también en los niveles de fertilización, los cuales son detallados en el Cuadro 3. En este se observan las cantidades de urea estándar, fosfato diamónico y urea tipo 46-00-00 (a diferencia de la urea estándar, no contiene amoníaco, ver nota al pie de página) a aplicar en secano así como también bajo riego.¹²¹³ La aplicación de fertilizantes en el escenario

¹²En el modelo SWAT, los fertilizantes se definen mediante la calibración de los componentes químicos que lo integran. Los componentes son la fracción del mineral N (NO₃ y NH₄) en el fertilizante (kg de mineral/kg fertilizante), ídem para fracción de mineral P, N orgánico y P orgánico. Por último, los fertilizantes también se definen a través de la fracción de mineral N que el fertilizante aplica como amonio (kg mineral NH₃-N/kg mineral M).

¹³Las fracciones de la urea estándar son: 0,46 de mineral N y 1 para NH₃-N. Para el fosfato diamónico,

base de riego supone, respecto al escenario con secano, aumentos de 37,5, 26,7 y 15,2 puntos porcentuales (p.p) respectivamente (ver Cuadro 4).

Asimismo, los escenarios a explorar en el presente análisis utilizan dos niveles de fertilización con riego adicionales contruidos a partir del escenario base. En el primer nivel, la aplicación de fertilizantes aumenta (respecto al escenario con secano) solamente la mitad de lo que lo hace en el escenario base. Este escenario se define como de “baja fertilización con riego”. En el segundo nivel, en cambio, la fertilización con riego aumenta un 50 % más de lo que lo hace en el escenario base. Al anterior escenario lo denominamos como de “alta fertilización con riego”.

Escenario de Fertilización	Urea Estandar Kg/ha	Fosfato Diamonico Kg/ha	Urea 46_00_00 Kg/ha
Secano	200	150	46
Baja con Riego	237,5	170	49,5
Media con Riego	275	190	53
Alta con Riego	312,5	210	56,5

Cuadro 3: Escenarios de Fertilización

Escenario de Fertilización	Urea Estandar %	Fosfato Diamonico %	Urea 46_00_00 %
Baja con Riego	18,8	13,3	7,6
Media con Riego	37,5	26,7	15,2
Alta con Riego	56,3	40	22,8

Cuadro 4: Variación en las Cantidades Aplicadas Respecto al Escenario Base con Secano

Finalmente, si combinamos las rotaciones mencionadas con la operación de riego descrita en los niveles de fertilización propuestos, obtenemos nueve escenarios con prácticas de uso y manejo del suelo diferentes a las llevadas a cabo en el escenario de producción en secano utilizado como base para la comparación (ver Cuadro 5). De estos escenarios, el porcentaje del área de la cuenca cubierta por riego llega a ser de un 25,3 % en los casos donde ambas rotaciones tienen riego, mientras que en el caso de riego solo en rotación uno el porcentaje del área es de 18,9 % y en el caso de riego solo en rotación seis el área cubierta por dicha operación llega a 6,3 %. Estos diez escenarios de uso y manejo del suelo, simulados en el presente trabajo, sirven para explorar el efecto que tienen tanto el aumento de la cantidad de tierra destinada así como la intensificación en el uso de la misma mediante aplicación de fertilizantes sobre los outputs económicos y ambientales.

la fracción de mineral N es de de 0,18 y la de mineral P de 0,2. La Urea tipo 46-00-00 tiene una fracción de mineral N de 0,46.

Escenario	Rotacion a Regar	Fertilización	Porcentaje del Area Total a Regar
1	Rotación 1 y 6	Alta	25,3 %
2	Rotación 1 y 6	Media	25,3 %
3	Rotación 1 y 6	Baja	25,3 %
4	Rotación 1	Alta	18,9 %
5	Rotación 1	Media	18,9 %
6	Rotación 1	Baja	18,9 %
7	Rotación 6	Alta	6,3 %
8	Rotación 6	Media	6,3 %
9	Rotación 6	Baja	6,3 %
10	Ninguna (Base)	Secano	0 %

Cuadro 5: Escenarios de Riego y Fertilización

4.3. Datos Económicos

Para la calibración del modelo se usaron diversas fuentes de información. Por un lado, los precios por tonelada (ecuación 2) de los diferentes productos como soja, maíz, trigo, cebada y avena, se obtuvieron de la [Camara Mercantil de Productos del País \(2019\)](#), utilizándose el último dato correspondiente al año 2019. Además, se tuvo en cuenta un descuento promedio de 10 dólares por tonelada, bajo el supuesto de que la distancia promedio al puerto más cercano (Nueva Palmira) es de 50 kilómetros y de un costo por kilómetro de 0,2 dólares, dato reportado por el Ministerio de Transporte y Obras Públicas ([MTOB, 2019](#)). Los supuestos sobre precios son explicitados en el Cuadro 6:

Cultivo	Precio
Soja	310
Trigo	140
Cebada	140
Maiz	185
Avena	195

Cuadro 6: Precio por Tonelada

Para cada tipo de cultivo, en el escenario de producción en secano, se estimó el costo fijo por hectárea (en ecuación 3) a través de datos reportados, en el año 2019, por un productor particular de la cuenca que detalló sus costos para cada tipo de cultivo, incluyendo diferentes costos de insumos y operaciones que hacen el total del costo de la cosecha del cultivo. Por otra parte, teniendo en cuenta los aumentos en las cantidades de fertilizantes detallados en los escenarios de del Cuadro 7, se estimó el costo para cada uno de los escenarios de riego.¹⁴

¹⁴Los nuevos costos por cultivo se estiman añadiendo los costos adicionales (respecto al escenario base) de fertilización para cada uno de los fertilizantes considerados. Tales costos adicionales se obtienen multiplicando el costo de fertilización por la variación en el uso del fertilizante.

Cultivo	Costo/ha Según Fertilización			
	Base	Baja	Media	Alta
Soja 1ra	488	496	504	512
Soja 2da	395	401	406	412
Trigo	476	504	531	559
Cebada	539	568	599	628
Maíz	694	733	773	813
Avena	393	415	436	458

Cuadro 7: Costos Para los Diferentes Escenarios de Riego y Fertilización

Adicionalmente se presenta en el Cuadro 8 un comparativo de los costos, estimados por la firma de referencia (Okara), con los valores reportados en el mismo año (2019) por otras dos fuentes: la Sociedad de Fomento Valdense (SOFOVAL, 2019) y la Unión Rural de Flores (URF, 2019). Como se observa, los costos de Okara parecen estar en un punto intermedio entre lo reportado por las dos sociedades anteriores, ya que en general los costos suelen ser más elevados que los reportados por URF pero menores a los que reporta SOFOVAL. Por último, existen costos no imputados ya que la URF no reporta costos de producción de avena mientras que SOFOVAL no reporta costos de producción de avena ni de soja de segunda.

Cultivo	Costo/ha Okara	Costo/ha Sofoval	Costo/ha URF
Soja	488	540	378
Soja 2da	395	–	325
Trigo	476	643	359
Cebada	539	626	389
Maiz	694	821	604
Avena	393	–	–

Cuadro 8: Costos por Cultivo

Finalmente, el costo de irrigación por milímetro de agua aplicado (ecuación 3) se asume en 0,65 usd. Este dato se obtuvo a partir de consultas a expertos del Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA). Este solo incluye el costo variable de la aplicación del insumo.

4.4. Datos y Modelo Biofísico

El modelo a utilizar (ver sección 3.2) incluye variables ambientales como el rendimiento de los cultivos, agua aplicada en las unidades así como también los niveles de concentración de nutrientes. Estas son simuladas a través del uso del modelo biofísico SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*). Este modelo, desarrollado y mantenido en sus diferentes versiones¹⁵ por el servicio de investigación del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA), es ampliamente utilizado para cuantificar el impacto de prácticas de uso y manejo del suelo a escala de cuenca hidrográfica (Gassman *et al.*, 2007; Neitsch *et al.*, 2011). A través del SWAT es posible simular a nivel espacial el comportamiento de un amplio conjunto de variables que afectan la cantidad y calidad del agua en

¹⁵Este trabajo utiliza la versión SWAT+. Ver SWAT (2021).

la cuenca. Estas variables forman parte de los procesos biofísicos simulados en el modelo (clima, crecimiento de cultivos, riego, vertido de nutrientes, etc.).

La simulación de procesos biofísicos se basa en la utilización de datos espaciales (como mapas de tipo y uso del suelo) que permiten modelar la cuenca y obtener resultados sobre variables de interés como calidad y cantidad de agua, volumen de agua aplicada como riego o rendimientos de los cultivos. La unidad básica sobre la que se simulan dichos procesos es la Unidad de Respuesta Hidrológica o HRU en referencia a su nombre en inglés (*Hidrologic Response Unit*). Cada HRU es única en términos de atributos biofísicos (pendiente del terreno, tipo de suelo, etc).

La integración del SWAT a un modelo económico supone la compatibilización de la unidad básica de análisis, ya que la misma debe ser consistente en términos de rendimientos y agua irrigada. Esto implica el supuesto de que cada HRU es una unidad productiva única en el modelo denotada por el subíndice i . Por otro lado, también se toma el año como unidad de tiempo t para las variables económicas y biofísicas. De este modo, se pueden utilizar ambos tipos de variables de manera conjunta.

La construcción del SWAT en la cuenca del río San Salvador fue realizada por un equipo de investigadores de las áreas hidrología, ingeniería ambiental e ingeniería agronómica involucrados en el desarrollo de esta herramienta a nivel nacional (Mer *et al.*, 2020).¹⁶ La validación de los resultados simulados en términos de calidad fue realizada de manera conjunta con este equipo así como también con técnicos del mismo grupo de investigación. Esta tarea incluyó el testeo del modelo en los diferentes escenarios con el fin de asegurar la calidad de los resultados. Por otra parte, considerando que aún se siguen desarrollando mejoras sobre el proceso de calibración, se prevé la posibilidad de futuras revisiones sobre algunos de los resultados del modelo. En particular, los niveles de fósforo simulados aún no reproducen cabalmente las cantidades medidas por el Ministerio de Ambiente. En este caso, a fin de sortear tal inconveniente, se centrará el análisis en las variaciones relativas entre escenarios y no en los resultados absolutos de las cantidades de fósforo simuladas.¹⁷

Los datos generados por el SWAT 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 descritos en la ecuación (2). En cambio, los datos simulados de caudal ambiental junto a los datos de cantidad de fósforo y nitratos (NO_3) en el canal de salida de la cuenca sirven para controlar el cumplimiento de los estándares ambientales sobre cantidades permitidas de fósforo y nitratos descritos en las ecuaciones (6), (7), (8) y (9). La utilización de nitratos supone una aproximación práctica a la cantidad total de nitrógeno, ya que solo mide cantidades de nitrógeno inorgánico, que varían según el nivel de fertilización aplicada.¹⁸ Asimismo, a partir de las variables anteriores se computan los índices descritos en las ecuaciones (10), (11), (12) y (13). Por otro lado, en las ecuaciones (6) y (7), el valor de los umbrales ambientales se determina de acuerdo a los valores utilizados por el Ministerio de Ambiente, el cual

¹⁶Tal trabajo se enmarca en el proyecto "Plataforma para el Desarrollo de la Agricultura Irrigada Sostenible" del fondo Innovagro de la Agencia Nacional de Investigación e Innovación (ANII, 2019).

¹⁷Bajo el supuesto de que las mismas se conservan incluso cuando los resultados en nivel no reflejen la realidad. Esto supone que la modelación del impacto de las prácticas no se ve afectado por el nivel absoluto de las concentraciones de nutrientes.

¹⁸Además del NO_3 , el nitrógeno total también contiene NO_2 , aunque en cantidades negligibles. La parte orgánica del fósforo total está dada por la producción de estiércol y sedimentos.

establece un límite de 1 miligramo por litro para nitrógeno total y 0,025 miligramos de fósforo por litro.¹⁹

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 nitratos se simulan en diferentes canales de la cuenca. Una ventaja de la modelación mediante SWAT es la inclusión de la interdependencia temporal y geográfica de las variables biofísicas, por lo que los resultados para cada unidad y año se determinan por lo que ocurre en dicha unidad así como en el resto de la cuenca.

Respecto a su configuración, el modelo incluye 5304 HRUs de las cuales 3937 son de uso agrícola. A su vez, dentro de aquellas unidades de uso agrícola, 972 emplean la rotación uno y otras 972 la rotación seis. Para cada una de estas HRU agrícola se obtuvo una simulación de los resultados en cada escenario. En términos de calidad y cantidad del agua, la misma se simuló en 95 canales de la cuenca, tomando este trabajo el resultado del canal de salida de la cuenca para controlar el cumplimiento de la normativa ambiental.

La figura 5 muestra la distribución empírica del tamaño de las HRU en las dos rotaciones a considerar (uno y seis) así como en el resto de la cuenca. Como se observa, la cantidad de unidades decae de forma exponencial a medida que aumenta el área de las mismas. Asimismo, el tamaño de las HRU del modelo es algo menor al de los establecimientos productivos de la cuenca, dado que las mismas tienen una mediana de 15,7 hectáreas para la rotación uno, 5,23 para la rotación seis y 18,7 para el resto de las rotaciones agrícolas. La anterior observación puede ser corroborada si tomamos como referencia los datos sobre establecimientos productivos del Censo Nacional Agropecuario de 2011. En el censo, el tamaño mediano de las chacras en Colonia se situaba entre 20 y 99 hectáreas mientras que el de los establecimientos de Soriano se situaban entre las 100 y 200 hectáreas. Las razones por las que existe esta diferencia entre unidades ambientales y económicas se explica por una mayor heterogeneidad en las características agronómicas del suelo en la cuenca. Por otro lado, como contrapartida al punto anterior, la mayor granularidad de la representación ambiental sirve para poder reflejar con mayor precisión los rendimientos de los cultivos.

¹⁹En el caso del nitrógeno, el valor es fijado por recomendación de la mesa técnica del Agua mientras que en el caso del fósforo se establece en base a la normativa ambiental

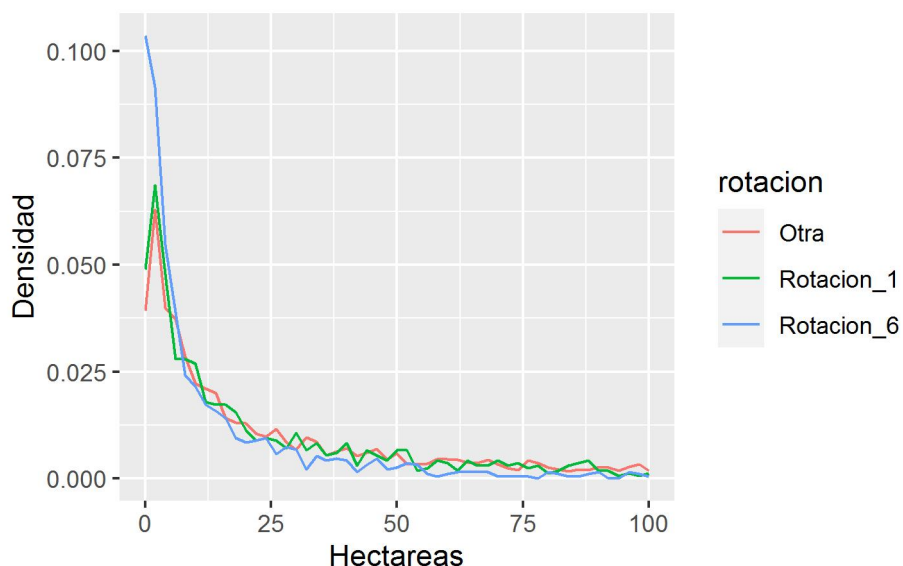


Figura 5: Distribución del tamaño de las HRU

La figura 6 muestra los cursos de agua en la cuenca, la cual se divide en 13 subcuencas. Por otra parte, en la 7 se puede observar qué porcentaje del suelo en cada subcuenca está cubierto con las rotaciones estudiadas en este trabajo (uno y seis). La subcuenca número 13 es la subcuenca de cierre, es decir, aquella donde confluye todo el caudal de la cuenca. Esta subcuenca se sitúa cercana a la ciudad de Dolores y conecta el caudal de la cuenca del río San Salvador con la del río Uruguay.

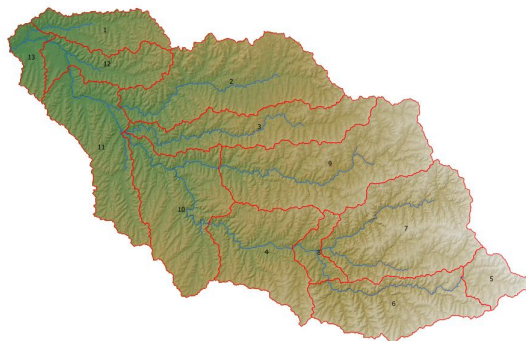


Figura 6: Cursos de Agua en las Subcuencas

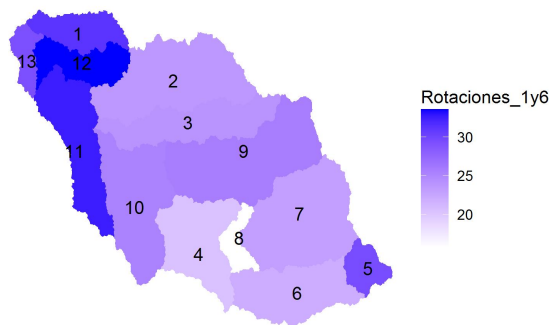


Figura 7: Numeración y Área Ocupada con Riego

Las rotaciones estudiadas en el presente trabajo, como se muestra en el Cuadro 9 así como en la Figura 7, ocupan un mayor porcentaje del área total en la parte baja de la cuenca. Los valores máximos se ubican en las subcuencas 12, 11 y 1, donde tal valor se ubica en 33,5 %, 32,5 % y 31,2 % respectivamente. Por otra parte, en la parte alta de la misma, en la subcuenca 8, se encuentra un mínimo de 15,7 %.

Subcuenca	Otras Rotaciones	Rotacion 1	Rotacion 6	Rotacion 1 y 6
12	66,45 %	25,16 %	8,39 %	33,55 %
11	67,48 %	24,39 %	8,13 %	32,52 %
1	68,82 %	23,38 %	7,79 %	31,18 %
5	70,50 %	22,12 %	7,37 %	29,50 %
13	70,81 %	21,90 %	7,30 %	29,19 %
9	74,31 %	19,26 %	6,42 %	25,69 %
10	74,72 %	18,96 %	6,32 %	25,28 %
3	76,03 %	17,98 %	5,99 %	23,97 %
2	76,40 %	17,70 %	5,90 %	23,60 %
7	77,00 %	17,25 %	5,75 %	23,00 %
6	78,05 %	16,46 %	5,49 %	21,95 %
4	79,56 %	15,33 %	5,11 %	20,44 %
8	84,30 %	11,78 %	3,93 %	15,70 %

Cuadro 9: Porcentaje del Área Cubierta por Cada Tipo de Rotación en las Diferentes Subcuencas

5. Resultados

En la presente sección se presentan los resultados del trabajo. Estos se desagregan en tres partes diferentes: resultados económicos, resultados ambientales y análisis costo-efectividad.

5.1. Resultados Económicos

Los resultados económicos se exponen en dos partes. En primer lugar, se muestran los beneficios simulados por el modelo, los que igualan al equivalente cierto en el caso particular de neutralidad al riesgo. En segundo lugar, se muestran los equivalentes ciertos calculados a partir de los beneficios del primer punto. Los resultados de estos puntos se presentan tanto a nivel de HRU como agregado para toda la cuenca.

5.1.1. Beneficios por Hectárea Promedio por Rotación

El Cuadro 10 muestra los resultados para cada uno de los escenarios propuestos. Para cada escenario se presenta el beneficio neto anual promedio por hectárea en el área cubierta por las rotaciones uno y seis, la variación del beneficio neto promedio por hectárea respecto al escenario de producción bajo secano, el porcentaje de la cuenca cubierto por riego en cada escenario así como la proporción del área de las rotaciones uno y seis en la que se implementa riego. Todos los escenarios de producción bajo riego aumentan el promedio de los beneficios anuales promedio simulados durante el período 2000-2019. Los beneficios son mayores cuando el aumento de la fertilización respecto al escenario de secano es bajo, ya que en los escenarios de fertilización alta el aumento de costos por mayor uso de fertilizantes es menor al ingreso marginal generado por el aumento de los rendimientos (ver detalles de ingresos y costos en anexos 7.2.1 y 7.2.2).

Para el escenario de producción bajo secano, el beneficio neto promedio por hectárea, se sitúa en 257 dólares por hectárea. La implementación de riego en el área comprendida

por la rotación seis, que comprende aproximadamente el 25 % del área total de ambas rotaciones, logra un aumento en el beneficio promedio de hasta 6,3 puntos porcentuales. En el caso de la implementación de riego para las unidades con la rotación uno, que comprenden aproximadamente el 75 % del área total de ambas rotaciones, el beneficio promedio aumenta hasta 22,3 puntos porcentuales. La mayor incidencia de la implantación del riego sobre los beneficios en esta última rotación resulta razonable si se tiene en cuenta que el área ocupada por la rotación uno es casi tres veces mayor al de la rotación seis. Por último, la implementación de riego en toda el área considerada (ambas rotaciones) logra aumentar hasta un 28 % los beneficios promedio, lo que se aproxima a la suma de los aumentos máximos en ambas rotaciones de manera separada.

Escenario	Rotaciones Bajo Riego	Fertilización	Beneficio Neto Promedio \$/ha	Variación Respecto a Secano	% Cuenca Bajo Riego	% Area
1	1 y 6	Alta	\$ 305,96	18,95 %	25,3 %	100 %
2	1 y 6	Media	\$ 320,23	24,50 %	25,3 %	100 %
3	1 y 6	Baja	\$ 330,83	28,62 %	25,3 %	100 %
4	1	Alta	\$ 297,21	15,55 %	18,90 %	74,70 %
5	1	Media	\$ 307,22	19,44 %	18,90 %	74,70 %
6	1	Baja	\$ 314,69	22,33 %	18,90 %	74,70 %
7	6	Alta	\$ 266,00	3,41 %	6,3 %	24,90 %
8	6	Media	\$ 270,27	5,07 %	6,3 %	24,90 %
9	6	Baja	\$ 273,43	6,30 %	6,3 %	24,90 %
10	Ninguna	Secano	\$ 257,22	-	0 %	0 %

Cuadro 10: Beneficio Anual (en Dólares) por Hectárea Promedio

Por otra parte, los beneficios presentados en el Cuadro 10 pueden ser desagregados por tipo de rotación en el Cuadro 11. En este último cuadro se presenta, para cada escenario, el beneficio simulado para el área total (que comprende las rotaciones uno y seis) y para el área de cada rotación respectivamente.²⁰ En el mismo se visualizan tres aspectos importantes de los resultados a nivel de rotación y escenario: valor del beneficio neto, su variación y efectos de la aplicación de riego en una rotación sobre los beneficios en la rotación restante.²¹

Los resultados respecto al beneficio por rotación nos indican que estos son, en cada uno de los escenarios, mayores en la rotación 6 que en la uno. Como se observa, en el escenario de producción bajo secano, el beneficio promedio es de 220 dólares por hectárea mientras en la rotación seis los beneficios llegan a ser de 368 dólares por hectárea. Por otra parte, en el escenario tres (mejor escenario), donde se aplica riego con aumento de la fertilización bajo respecto al escenario con fertilización en secano, los beneficios serían de 296 y 433 dólares por hectárea respectivamente.

En segundo lugar, las variaciones de los escenarios de riego y fertilización respecto al base indican que las mejoras potenciales son mayores en el escenario uno. En el escenario de riego en ambas rotaciones con aumento de la fertilización bajo respecto al escenario en secano, es de casi un 35 %, lo que es ampliamente superior al crecimiento de hasta 17,5 % de la rotación seis.

²⁰Por ejemplo, en el escenario uno observamos que, en el área cubierta por las rotaciones uno y seis, el beneficio promedio es de 305 dólares por hectárea. Tal beneficio se desagrega en 273 dólares por hectárea en el área cubierta por la rotación uno y 403 dólares por hectárea en la rotación seis.

²¹Por ejemplo, cuanto incide el riego en la rotación seis sobre los beneficios netos de la rotación uno.

En tercer lugar, el riego de forma simultánea en ambas rotaciones aumenta de manera considerable los beneficios en la rotación uno, que pasan de aumento 22,3 % a 28,6 %, lo que implica una mejora de 6,3 puntos porcentuales. Esto indicaría la existencia de externalidades positivas de la implantación de riego en la rotación seis sobre los beneficios de la rotación uno. No obstante, los efectos del riego en la rotación uno sobre los beneficios de la rotación uno parecen poco significativos e incluso negativos, ya que estos aumentarían un 17,58 % cuando solo se implanta riego en la rotación seis (con aumento de fertilización bajo) y un 17,54 % cuando se implanta riego (con la misma estrategia de fertilización) en ambas, lo que supone una variación negativa de 0,04 puntos porcentuales.

Por último, debe señalarse que el diferencial entre los beneficios por hectárea en ambas rotaciones puede obedecer tanto a la rotación utilizada así como también a las características agronómicas de las unidades en las que se produce.

Escenario	Rotacion	Beneficio Neto Promedio \$/ha Rotaciones 1 y 6	Variación Respecto a Secano	Beneficio Neto Promedio \$/ha Rotación 1	Variación Respecto a Secano	Beneficio Neto Promedio \$/ha Rotación 6	Variación Respecto a Secano
1	1 y 6	\$305,95	18,95 %	\$273,38	24,24 %	\$403,68	9,48 %
2	1 y 6	\$320,23	24,50 %	\$286,72	30,30 %	\$420,76	14,11 %
3	1 y 6	\$330,83	28,62 %	\$296,64	34,81 %	\$433,41	17,54 %
4	1	\$297,22	15,55 %	\$273,40	24,24 %	\$368,68	-0,02 %
5	1	\$307,22	19,44 %	\$286,74	30,31 %	\$368,67	-0,02 %
6	1	\$314,69	22,33 %	\$296,66	34,82 %	\$368,68	-0,01 %
7	6	\$266,00	3,41 %	\$220,06	0,00 %	\$403,82	9,52 %
8	6	\$270,27	5,07 %	\$220,06	0,00 %	\$420,90	14,15 %
9	6	\$273,43	6,30 %	\$220,06	0,01 %	\$433,54	17,58 %
10	Ninguna	\$257,22	-	\$220,05	-	\$368,73	-

Cuadro 11: Beneficio Promedio por Rotación en Cada Escenario

Desde otra perspectiva, se vislumbra una diferencia entre beneficios y su evolución temporal en los escenarios de mayor riego (uno, dos y tres) respecto a aquellos de secano o poca área regada (secano, siete, ocho y nueve). En particular, estos resultados se explican por el mejor rendimiento de los cultivos regados en los años de mayor déficit hídrico (ver anexo de precipitaciones 7.3). Este efecto estabilizador sobre los rendimientos y beneficios económico interanuales es especialmente valorado en los casos donde el productor resulta averso al riesgo.

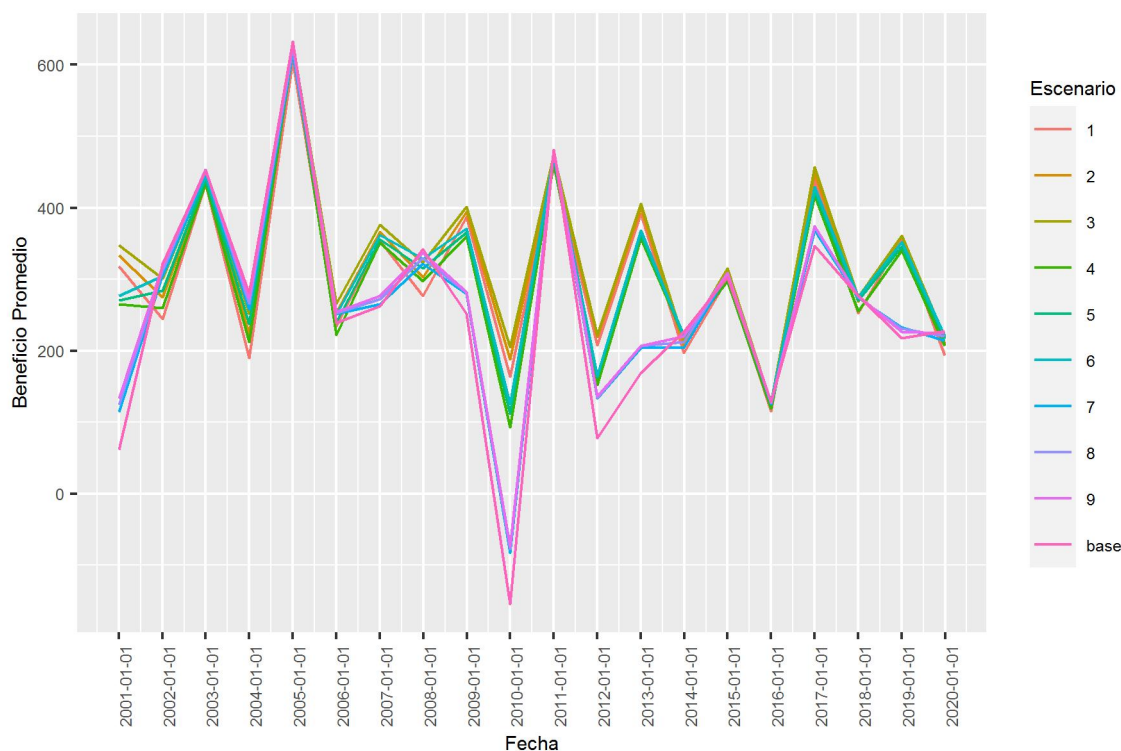


Figura 8: Evolución Temporal de los Beneficios en Dólares Promedio por Hectárea en Cada Escenario

Por rotación, como se observa en la Figura 9 los resultados muestran resultados similares al de la Figura 8 aunque con algunas particularidades de cada rotación. La rotación uno tiene una volatilidad interanual menor a la de la rotación seis producto de la serie de cultivos que esta incluye. En la rotación seis, como se observa, la mayor presencia de soja en la rotación (presente en dos de cada tres años en vez de solo durante el primer año) así como la presencia de dos cosechas en un mismo año explicaría los mayores márgenes anuales.

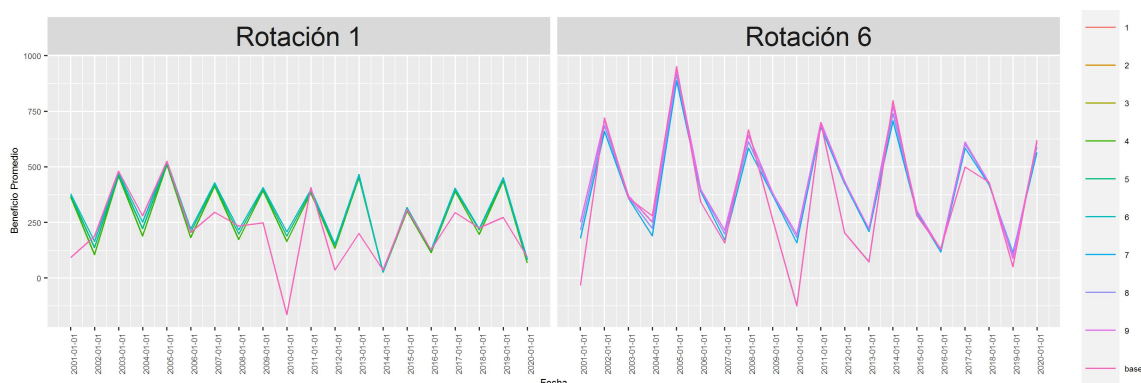


Figura 9: Evolución Temporal de los Beneficios en Dólares Promedio por Hectárea en Cada Escenario

Por otra parte, los anteriores resultados se constatan también para la mayoría de las unidades productivas estudiadas. Los resultados indican que los beneficios por hectárea medianos resultan mayores bajo riego respecto al escenario base de agricultura de secano (ver detalle en figuras Anexo 7.2.3). No obstante, existe una cantidad relativamente pequeña de unidades que sufren pérdidas bajo los escenarios de riego (En el año 2008, para

el escenario uno, llegan a un de 7 % del total). En estos casos, las pérdidas son explicadas por un aumento de costos variables dados por el mayor uso de agua en años de déficit hídrico. Sin embargo, en estas unidades la aplicación de riego no aumenta los rendimientos de los cultivos. Esto indicaría que la práctica de riego, aunque es conveniente para la mayoría de las unidades de la rotación, no lo es para algunas unidades particulares. Por otro lado, en algunos años de bajas precipitaciones como 2001 o 2011 existe una alta dispersión en los resultados. En particular, en 2008 se observa una mejora en los beneficios de la unidad mediana regada respecto al escenario de seco, donde la mayoría de las unidades registran pérdidas. En este año también se observa que, a pesar de esta mejora en los resultados de la unidad mediana, los escenarios bajo riego empeoran los beneficios de las unidades menos sensibles al riego. Por último, en el escenario de seco, los resultados resultan en general más bajos en promedio, con una menor variabilidad entre unidades. Este último resultado se explica por la ausencia de costos variables (generados por la aplicación de riego) bajo seco.

5.1.2. Equivalente Cierto Agregado

Los resultados anteriores, donde se reportaron los beneficios promedio para todo el período (Cuadro 10) suponen un caso particular del cálculo del equivalente cierto descrito en la ecuación 16. En este caso, el parámetro de aversión absoluta al riesgo es igual a cero, lo que implica que el planificador de la cuenca es neutral al riesgo, por lo que estaría dispuesto a aceptar una cantidad segura anual igual al beneficio esperado.

Como se reseñó anteriormente, en la realidad los agentes muestran cierto grado de aversión al riesgo. Por lo tanto, en la práctica resulta conveniente observar como varían los valores del equivalente cierto ante cambios en la actitud al riesgo. En el Cuadro 12 se reportan los resultados del equivalente para los cinco valores del parámetro de aversión al riesgo señalados en la estrategia empírica. Como se observa, el rango de los equivalentes ciertos está entre los 242 dólares por hectárea (en el escenario con fertilización en ambas rotaciones y un parámetro de 0,007) hasta un valor negativo de -73 dólares por hectárea (en el caso del escenario de seco con un parámetro de aversión absoluta al riesgo de 0,035), lo que implica que en el peor de los resultados económicos, un individuo sumamente averso al riesgo pagaría por desprenderse de la lotería.

Como se espera, al observar el cuadro notamos que los valores del equivalente cierto bajan a medida que el individuo aumenta su aversión al riesgo. Esto es así ya que los individuos más aversos al riesgo pagarían una mayor prima de riesgo por deshacerse de la lotería. Por otro lado, dentro de un mismo nivel de aversión al riesgo notamos que los escenarios con riego en ambas rotaciones reducen sustantivamente la prima de riesgo respecto al escenario de seco. Esta mejora resulta más evidente a medida que el individuo es más averso al riesgo. En los casos con parámetros de 0,021, 0,028 y 0,035, se convierte un equivalente cierto negativo bajo seco en uno positivo bajo los escenarios de riego en la mayoría del área, lo que hace redituable la actividad productiva.

Los escenarios más convenientes son, en todos los casos considerados, aquellos que implican riego en ambas rotaciones. El nivel de fertilización que maximiza el equivalente cierto cambia a medida que aumenta la aversión al riesgo del planificador. Para niveles de aversión absoluta al riesgo iguales a 0,007, 0,014 y 0,021, el nivel óptimo de fertilización sería el de un aumento bajo respecto al escenario de seco, mientras que para los

parámetros 0,028 y 0,035 el aumento medio respecto al escenario con fertilización bajo secano parece ser más efectivo. Dicho resultado se explica por la valoración que tienen los agentes más aversos al riesgo del efecto estabilizador que tiene la aplicación de fertilizantes sobre los rendimientos de los cultivos, ya que disminuyen la incertidumbre sobre sus rendimientos.

Por su parte, en el escenario de agricultura de secano, los equivalentes ciertos son positivos solamente en niveles bajos de aversión al riesgo. Esto implica que, incluso cuando el retorno esperado de los beneficios es alto (257 dólares por hectárea), un productor con cierta aversión al riesgo puede decidir no producir, ya que la prima de riesgo resultaría aún mayor. Esta prima de riesgo estaría determinada por la mayor variabilidad de los rendimientos que a su vez, se profundiza en aquellos períodos de stress hídrico para el cultivo ocasionado por sequías que ocasionan rendimientos aún más bajos y sus consecuentes pérdidas.

Escenario	Coeficiente de Aversión Absoluta al Riesgo					
	0	0,007	0,014	0,021	0,028	0,035
1	\$ 305,96	\$ 219,99	\$ 172,03	\$ 143,78	\$ 125,13	\$ 111,92
2	\$ 320,23	\$ 234,89	\$ 184,52	\$ 153,48	\$ 132,78	\$ 118,23
3	\$ 330,83	\$ 242,61	\$ 188,58	\$ 154,60	\$ 132,03	\$ 116,34
4	\$ 297,22	\$ 188,89	\$ 130,41	\$ 96,67	\$ 74,99	\$ 60,00
5	\$ 307,22	\$ 200,10	\$ 139,77	\$ 103,98	\$ 80,93	\$ 65,12
6	\$ 314,67	\$ 206,22	\$ 143,50	\$ 105,90	\$ 81,82	\$ 65,45
7	\$ 266,00	\$ 155,56	\$ 72,78	\$ 24,72	-\$ 3,39	-\$ 21,34
8	\$ 270,27	\$ 159,25	\$ 75,91	\$ 27,11	-\$ 1,66	-\$ 20,16
9	\$ 273,43	\$ 160,85	\$ 76,23	\$ 26,30	-\$ 3,32	-\$ 22,39
10	\$ 257,22	\$ 124,35	\$ 30,99	-\$ 22,59	-\$ 53,74	-\$ 73,50

Cuadro 12: Equivalente Cierto Promedio por Hectárea por Escenario y Nivel de Riesgo

El Cuadro 13 muestra la diferencia entre el equivalente cierto del escenario con secano respecto al equivalente cierto en el resto de los escenarios con algún tipo de riego. En el caso más extremo, donde el coeficiente de aversión al riesgo es 0,035, la diferencia entre el valor del equivalente cierto del escenario bajo secano respecto del mejor escenario (riego en ambas rotaciones y aumento de fertilización medio) la ganancia en el equivalente cierto promedio es de 191 dólares por hectárea.

Asimismo, se constatan las anteriores observaciones sobre las mejoras inducidas por el riego. Mientras las mejoras por unos mayores beneficios esperados pueden llegar hasta los 73 dólares por hectárea (ARA igual a 0, escenario tres), los beneficios derivados de una reducción en la prima de riesgo pueden ser aún mayores. Por ejemplo, para el caso de un planificador extremadamente averso al riesgo (ARA 0,035), la valoración de las mejoras por prácticas de riego y fertilización del escenario dos (riego en ambas rotaciones junto a un aumento de fertilización medio) se descompone en 63 dólares adicionales por mayores rendimientos esperados y 128 dólares por una reducción en la prima de riesgo. En conjunto, esta mejora implica un aumento del equivalente cierto de 191 dólares por hectárea explicado en dos terceras partes por este último factor.

Escenario	ARA					
	0	0,007	0,014	0,021	0,028	0,035
1	\$ 48,74	\$ 95,63	\$ 141,04	\$ 166,37	\$ 178,87	\$ 185,42
2	\$ 63,01	\$ 110,53	\$ 153,53	\$ 176,07	\$ 186,52	\$ 191,73
3	\$ 73,61	\$ 118,26	\$ 157,59	\$ 177,19	\$ 185,77	\$ 189,84
4	\$ 40,00	\$ 64,54	\$ 99,42	\$ 119,27	\$ 128,73	\$ 133,49
5	\$ 50,00	\$ 75,75	\$ 108,78	\$ 126,57	\$ 134,66	\$ 138,62
6	\$ 57,45	\$ 81,87	\$ 112,51	\$ 128,50	\$ 135,56	\$ 138,95
7	\$ 8,78	\$ 31,21	\$ 41,79	\$ 47,31	\$ 50,35	\$ 52,16
8	\$ 13,05	\$ 34,90	\$ 44,92	\$ 49,70	\$ 52,08	\$ 53,34
9	\$ 16,21	\$ 36,50	\$ 45,24	\$ 48,89	\$ 50,42	\$ 51,10

Cuadro 13: Diferencia de los Equivalentes Ciertos Respecto al Escenario de Secano

Por otro lado, cuando se observan los equivalentes ciertos en cada unidad y escenario de aversión al riesgo (ver Figura 23 del anexo), la gran mayoría de los resultados son positivos.²² En los casos donde el equivalente cierto resulta negativo, el resultado se explica por las pérdidas registradas. Las mismas se generan a partir de rendimientos insuficientes, la aplicación excesiva de riego o una combinación de ambas. No obstante, también se puede observar un desplazamiento hacia arriba de las cajas en los escenarios alternativos al de secano, lo que muestra que la mayoría de las unidades aumentaron el valor de su equivalente cierto. Este resultado se aprecia en las figuras 24 y 25 del anexo, que muestran un desplazamiento hacia la derecha e las funciones de densidad de los equivalentes ciertos con riego para cada nivel de aversión al riesgo y rotación.

5.2. Resultados Ambientales

En el Cuadro 14 se presentan los resultados en términos de concentración de nitratos y fósforo para cada escenario. Estos escenarios comprenden la producción bajo secano así como la agricultura irrigada con diferentes niveles de fertilización. Las principales métricas de monitoreo son los valores medios y medianos de concentración de nutrientes, valores máximos y porcentaje del tiempo en el que las concentraciones simuladas se hallan por encima de los umbrales recomendados por el Ministerio de Ambiente.

En el caso de los nitratos (NO_3), el valor medio registrado en el período 2000-2019 para el escenario de secano fue de 3,11 mg/L y un valor mediano de 1,26 mg/L, siendo estos resultados muy similares a los reportados por el Ministerio de Ambiente.²³ Como se observa en el resto de los escenarios, tal concentración aumenta a medida que se decide intensificar el uso del suelo con fertilización adicional. Para el caso de uso más intensivo, el cual supone riego en ambas rotaciones y un aumento alto en la fertilización, el valor de la media aumenta hasta una concentración de 3,58 mg/L y el mediano hasta 1,40 mg/L. Como se observa en el Cuadro 15, las variaciones suponen aumentos de 15,38 % y 11,11 % en la concentración de nitratos respecto al escenario bajo secano.

²² Algo más de 80 % en el peor de los casos, donde el coeficiente de aversión es igual a 0,035 y se riegan ambas rotaciones

²³ En [Ministerio de Ambiente \(2020\)](#), se notifica, para el período 2014-2019 un valor mediano de 2,40 mg/L

Por otra parte, las concentraciones diarias máximas de nitratos registradas en el período de simulación resultan sumamente altas, con valores de más de hasta 242 mg/L en el peor de los casos (escenario nueve). Estos valores extremos están explicados principalmente por el bajo caudal registrado en la simulación durante el año 2008, año en el que hubo un importante déficit hídrico. No obstante, los valores máximos disminuyen levemente en los escenarios de uso más intensivo.

El umbral ambiental para el monitoreo de la concentración de nitratos por el Ministerio de Ambiente, actualmente fijado en 1 mg/L por sugerencia de la mesa técnica del agua en el año 2017, se violaría en más de la mitad de los días de la simulación. En el escenario de producción en secano el porcentaje de días en los que se sobrepasa dicho umbral es de 53,74 %. Por otro lado, en el escenario de uso más intensivo dicho valor aumenta hasta un 57,92 % de los días, lo que implica un aumento de 7,75 % respecto al escenario bajo secano.

En el caso del fósforo, como se indicó en la sección 4.4, los resultados de la simulación solo son informativos en términos relativos. Esto es así ya que la calibración del modelo todavía se sigue desarrollando, por lo que nos concentraremos en describir los resultados del Cuadro 15. En este cuadro se observa que la concentración media de fósforo en el escenario más intensivo (escenario uno) aumenta en 5,81 % mientras que la concentración mediana aumenta en 13,24 %.

Escenario	Media NO ₃	Max NO ₃	Mediana NO ₃	Días NO ₃ Sobre 1 mg/L	Media P	Max P	Mediana P	Días P Sobre 0.025 mg/L
1	3,58	220,63	1,40	57,92 %	0,0072	0,3194	0,0051	0,42 %
2	3,44	218,39	1,36	57,50 %	0,0072	0,3179	0,0050	0,42 %
3	3,32	222,01	1,34	57,50 %	0,0072	0,3171	0,0050	0,42 %
4	3,39	218,26	1,33	55,83 %	0,0071	0,3172	0,0050	0,42 %
5	3,34	223,98	1,33	55,83 %	0,0071	0,3161	0,0049	0,42 %
6	3,24	219,60	1,33	55,83 %	0,0071	0,3159	0,0049	0,42 %
7	3,29	234,44	1,31	56,25 %	0,0070	0,3330	0,0046	0,42 %
8	3,25	236,40	1,30	55,83 %	0,0070	0,3339	0,0046	0,42 %
9	3,22	242,00	1,30	55,83 %	0,0069	0,3342	0,0046	0,42 %
Base	3,11	232,50	1,26	53,75 %	0,0068	0,3296	0,0045	0,42 %

Cuadro 14: Concentración de Fósforo y Nitratos a la Salida de la Cuenca

Escenario	Media NO ₃	Max NO ₃	Mediana NO ₃	Días NO ₃ Sobre 1 mg/L	Media P	Max P	Mediana P	Días P Sobre 0.025 mg/L
1	15,38 %	-5,10 %	11,11 %	7,75 %	5,81 %	-3,10 %	13,24 %	0
2	10,86 %	-6,07 %	8,54 %	6,98 %	5,39 %	-3,57 %	13,06 %	0
3	7,06 %	-4,51 %	6,91 %	6,98 %	4,84 %	-3,80 %	12,68 %	0
4	9,17 %	-6,12 %	6,02 %	3,88 %	4,19 %	-3,78 %	11,10 %	0
5	7,41 %	-3,66 %	5,82 %	3,88 %	3,86 %	-4,12 %	10,56 %	0
6	4,48 %	-5,55 %	5,66 %	3,88 %	3,58 %	-4,17 %	10,39 %	0
7	6,07 %	0,83 %	4,18 %	4,65 %	1,65 %	1,02 %	2,87 %	0
8	4,57 %	1,68 %	3,79 %	3,88 %	1,60 %	1,29 %	2,87 %	0
9	3,67 %	4,09 %	3,48 %	3,88 %	1,57 %	1,38 %	2,91 %	0

Cuadro 15: Variaciones de Fósforo y Nitratos Respecto al Escenario de Producción Bajo Secano

Por otro lado, en la Figura 10 se puede observar la distribución acumulada de la concentración de nitratos para diferentes niveles de concentración. Por un lado, los valores de la mediana son significativamente menores a los de la media, dado que estos se hallan entre 1,26 y 1,4 mg/L. Esta diferencia entre el valor medio y mediano está explicada principalmente por la existencia de los mencionados valores máximos de concentración producidos durante los años de bajo caudal y déficit hídrico. Por otro lado, la línea roja vertical señala el umbral ambiental de 1 mg/L, valor que es traspasado en la mayoría de los días. Por último, podemos observar el corrimiento de la curva hacia la derecha a medida que se grafican los escenarios de uso más intensivo, como por ejemplo el escenario uno, dos o tres.

Para el caso del fósforo, en la Figura 11 se observa la función de distribución en los diferentes escenarios. Como se mencionó anteriormente, los resultados en nivel no resultan confiables, sino que utilizamos dichas curvas para el análisis relativo entre escenarios. En este caso, también se observa un desplazamiento de la curva hacia la derecha para los escenarios de mayor intensificación.

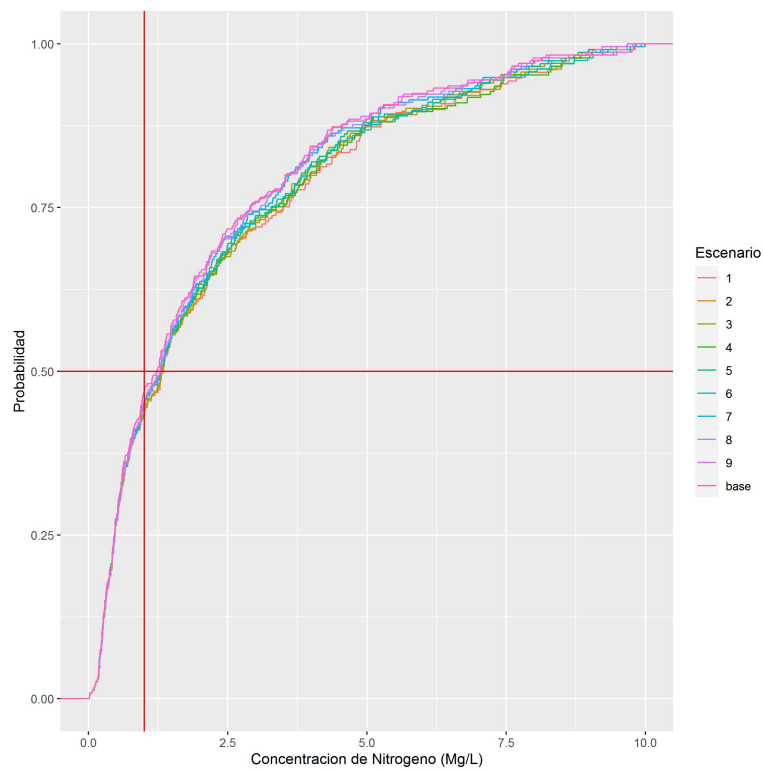


Figura 10: Probabilidad Acumulada de los Diferentes Niveles de Concentración de Nitratos (NO₃)

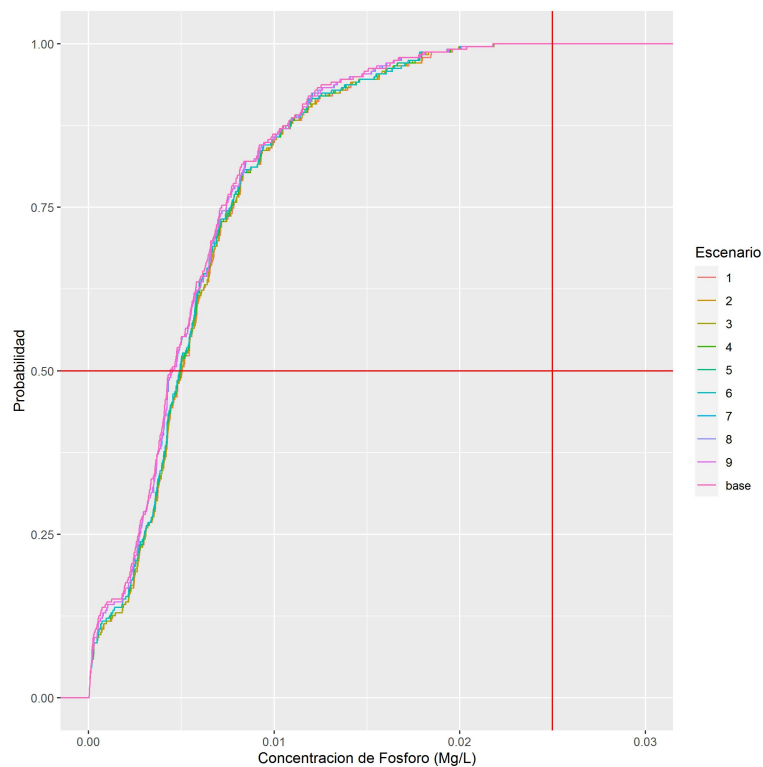


Figura 11: Probabilidad Acumulada de los Diferentes Niveles de Concentración de Fósforo (P)

Por último, en el Cuadro 16 se cuantifica el desplazamiento de la curva para cada escenario. Para esto se normalizan las medias en cada escenario, convirtiéndolas a un rango unitario mediante la resta del valor mínimo del rango (cero) y la división entre el rango total de los valores observados en la función de distribución de las concentraciones de NO_3 y P ($\mu_{Normalizada} = \frac{\mu - Min}{Max - Min}$). Con esta transformación se logra obtener la media de las distribuciones acumuladas en un cuadrado de área 1.²⁴ Asimismo, podemos utilizar la resta de estas medias para medir el desplazamiento en el área entre escenarios y así comparar los desplazamientos en nitratos con aquellos en P (ver detalles en anexo 7.4). Como se nota en las variaciones del cuadro 16, efectivamente los desplazamientos en la distribución de NO_3 resultan mayores a aquellos observados en P para la mayoría de los escenarios con excepción de los escenarios 3 y 6, donde se aplica un aumento bajo de fertilizantes respecto al escenario de secano.

²⁴En los casos limite, una distribución sin contaminación tiene área 1 y una donde todos los valores tienen el máximo valor registrado en todos los escenarios tiene un área 0

Escenario	NO ₃ Medio Normalizado	Variacion	P Medio Normalizado	Variacion
1	0,0148	0,0020	0,0217	0,0012
2	0,0142	0,0014	0,0216	0,0011
3	0,0137	0,0009	0,0215	0,0010
4	0,0140	0,0012	0,0213	0,0009
5	0,0138	0,0010	0,0213	0,0008
6	0,0134	0,0006	0,0212	0,0007
7	0,0136	0,0008	0,0208	0,0003
8	0,0134	0,0006	0,0208	0,0003
9	0,0133	0,0005	0,0208	0,0003
10	0,0128	0,0000	0,0205	0,0000

Cuadro 16: Desplazamiento de la Función de Distribución Respecto al Escenario de Fertilización Bajo Secano

5.3. Análisis de Costo-Efectividad

Los resultados respecto al tradeoff entre economía y ambiente (sección 3.2, ecuaciones (10), (11), (12) y (13)) se presentan en los cuadros (17), (18), (19) y (20). Estos miden el impacto de una relajación marginal de un punto porcentual en la concentración (media o mediana) de cada nutriente sobre el equivalente cierto anual promedio por hectárea. Cada cuadro representa a los escenarios de riego en las filas, mientras que el nivel de aversión al riesgo se representa en las columnas, de modo que el resultado representado en cada celda representa el tradeoff de la relajación marginal en el nivel de nutrientes en un escenario y nivel de riesgo determinado.

Como se explicó en la sección 2, la intensificación de la agricultura mediante el riego y aplicación de fertilizantes tiende a mejorar los rendimientos de los cultivos, aumentando el beneficio económico de los productores. Al mismo tiempo, una mayor intensificación de la agricultura puede conllevar a un aumento de los niveles de concentración de nutrientes (nitratos y fósforo) como consecuencia de la combinación de una mayor cantidad de fertilizantes con la ocurrencia de diferentes procesos biofísicos como la escorrentía, lixiviación, etc.

Como se observa en el Cuadro 17, para el caso del tradeoff entre las cantidades medias de nitratos y equivalente cierto promedio, los escenarios con un ratio mayor son los tres y seis. Estos escenarios implican un aumento de la fertilización baja en las rotaciones regadas. Por otro lado, como resultado del cambio en los equivalentes ciertos (numerador), puede observarse que el ratio aumenta de forma monótona con el nivel de aversión al riesgo del planificador. Por lo tanto, la recompensa por la resignación de un punto porcentual en la concentración de nitratos es mayor a medida que este es más averso al riesgo. En el caso de un planificador neutral al riesgo el escenario más conveniente implica un aumento de 12,83 dólares (por ha) en el equivalente cierto ante un aumento de uno por ciento en la media de la concentración de nitratos. En el caso de un agente altamente averso al riesgo (parámetro igual a 0,35) el valor aumenta hasta los 31,04 dólares.

Las cantidades medianas, mostradas en el Cuadro 18, muestran valores levemente diferentes a los calculados con las cantidades medias por escenario. En este caso el orden de conveniencia cambia desde el escenario seis hacia el tres y los ratios descienden levemente como consecuencia de unos mayores valores en las variaciones (respecto al escenario

de fertilización en seco) de las concentraciones medianas de nitratos en el escenario seis. En tal caso, en el escenario tres el beneficio de relajar en un punto porcentual la cantidad mediana de nitratos implica un aumento de 10,66 dólares con un agente neutral al riesgo y un aumento de 27,49 dólares en el caso de mayor aversión.

Escenario	ARA					
	0	0,007	0,014	0,021	0,028	0,035
1	3,17	6,22	9,17	10,81	11,63	12,05
2	5,80	10,18	14,14	16,21	17,18	17,66
3	10,43	16,75	22,32	25,10	26,31	26,89
4	4,36	7,04	10,85	13,01	14,04	14,56
5	6,75	10,23	14,69	17,09	18,18	18,72
6	12,83	18,29	25,14	28,71	30,28	31,04
7	1,45	5,14	6,88	7,79	8,29	8,59
8	2,85	7,63	9,82	10,87	11,39	11,66
9	4,42	9,95	12,34	13,33	13,75	13,94

Cuadro 17: Variación en el Equivalente Certo Ante un Aumento de 1 p.p en la Concentración Media de Nitratos

Escenario	ARA					
	0	0,007	0,014	0,021	0,028	0,035
1	4,39	8,61	12,69	14,98	16,10	16,69
2	7,38	12,94	17,97	20,61	21,83	22,44
3	10,66	17,12	22,82	25,65	26,90	27,49
4	6,65	10,72	16,52	19,82	21,39	22,18
5	8,59	13,02	18,70	21,75	23,15	23,82
6	10,16	14,48	19,89	22,72	23,97	24,57
7	2,10	7,47	10,00	11,32	12,04	12,48
8	3,44	9,21	11,85	13,11	13,74	14,07
9	4,66	10,50	13,02	14,07	14,51	14,70

Cuadro 18: Variación en el Equivalente Certo Ante un Aumento de 1 p.p en la Concentración Mediana de Nitratos

En el caso de las concentraciones de fósforo se observan unos resultados algo más heterogéneos que en el caso de los nitratos. El orden de preferencia entre escenarios difiere según consideremos las variaciones de la media o la mediana. En el caso de la variación en las cantidades medias, los valores más altos se concentran principalmente en los escenarios tres y seis. Asimismo, cuando se consideran los escenarios utilizando las variaciones en la mediana, los escenarios siete, ocho y nueve pasan a ser preferidos siempre en la mayoría de los niveles de aversión al riesgo (con excepción del caso neutral). Los anteriores resultados se explican por la menor variación relativa de las concentraciones medianas en los escenarios siete, ocho y nueve (ver Cuadro 15).

Al igual que en el caso de los nitratos, se constata que, ante aumentos de la aversión al riesgo aumenta la variación del equivalente cierto recibida cuando se resigna un uno por ciento en la media o mediana de la concentración de fósforo. Sin embargo, en este caso los aumentos en el equivalente cierto son menores para los aumentos en la mediana que en media dado que la primer métrica resulta mucho más sensible a la intensificación en el

uso de fertilizantes.

Cuando se consideran las disyuntivas que enfrenta el planificador central a nivel de ambos nutrientes, puede decirse que la elección óptima varía de acuerdo al nivel de aversión al riesgo del planificador así como de la importancia que este asigne a cada nutriente y a su nivel en media o mediana. En el caso de un planificador neutral al riesgo, el escenario con mejor relación entre el beneficio económico y concentración de nutrientes variará entre el escenario tres (riego en ambas rotaciones con aumento de fertilización bajo) en caso de considerar los niveles medianos y el escenario seis (riego solamente en rotación uno con aumento de fertilización bajo) en caso de considerar los niveles medios. Para este perfil de riesgo, ambos escenarios dominan al resto en ambos nutrientes con la excepción del escenario seis en el caso del nivel mediano de fósforo, que es superado por el escenario nueve. En el otro extremo, cuando el planificador es muy averso al riesgo (ARA igual a 0,035), no existe un escenario que domine al resto en ambos nutrientes para la media y la mediana. En este caso, un planificador que decida en base a los niveles medios preferirá el escenario seis para nitratos y fósforo. En caso de evaluar los resultados en base a los niveles medianos, se prefiere el escenario tres para nitratos y el escenario ocho para el fósforo.

En conjunto, cuando se consideran la mayoría de los casos posibles según perfiles de aversión al riesgo, nutrientes y métrica (media o mediana), vale resaltar la conveniencia de los escenarios tres y seis para la mayoría de los casos considerados. La mejor estrategia posiblemente implique la aplicación de riego en la rotación uno (y probablemente también en la rotación seis), con aumentos bajos en la aplicación de fertilizantes respecto al escenario con secano. Por otra parte, algunas alternativas como la aplicación de fertilizantes en los escenarios de aumentos altos respecto al nivel de secano parecen ser poco convenientes tanto económicamente como ambientalmente, ya que los escenarios uno, cuatro y siete no destacan en ninguno de los casos analizados anteriormente. Por último, la producción bajo secano, aunque resulta en unos niveles de concentración de nutrientes menores que en el resto de los escenarios, implica un costo de oportunidad significativo en términos económicos. Este costo de oportunidad sería especialmente alto para el caso de un planificador de la cuenca muy averso al riesgo, ya que elegir este escenario podría implicar una resignación de beneficios en el orden de \$190 dólares (ver Cuadro 13) por hectárea.

Escenario	ARA					
	0	0,007	0,014	0,021	0,028	0,035
1	8,39	16,46	24,27	28,63	30,78	31,91
2	11,69	20,50	28,47	32,66	34,59	35,56
3	15,23	24,46	32,59	36,65	38,42	39,26
4	9,54	15,40	23,72	28,46	30,72	31,85
5	12,95	19,61	28,17	32,77	34,87	35,89
6	16,03	22,84	31,39	35,85	37,82	38,77
7	5,34	18,97	25,40	28,75	30,60	31,69
8	8,15	21,80	28,06	31,05	32,53	33,32
9	10,33	23,26	28,83	31,15	32,13	32,57

Cuadro 19: Variación en el Equivalente Cierto Ante un Aumento de 1 p.p en la Concentración Media de Fósforo

Escenario	ARA					
	0	0,007	0,014	0,021	0,028	0,035
1	3,68	7,22	10,65	12,57	13,51	14,01
2	4,83	8,47	11,76	13,49	14,29	14,69
3	5,81	9,33	12,43	13,98	14,66	14,98
4	3,60	5,81	8,95	10,74	11,59	12,02
5	4,74	7,18	10,31	11,99	12,76	13,13
6	5,53	7,88	10,83	12,37	13,05	13,38
7	3,06	10,88	14,56	16,49	17,55	18,18
8	4,55	12,16	15,65	17,32	18,15	18,59
9	5,58	12,55	15,56	16,82	17,34	17,58

Cuadro 20: Variación en el Equivalente Cierto Ante un Aumento de 1 p.p en la Concentración Mediana de Fósforo

6. Conclusiones

El presente trabajo investigó los efectos de la intensificación agrícola, en especial las prácticas de riego y fertilización, sobre los resultados económicos y ambientales en una de las cuencas agrícolas más importantes del Uruguay, como la cuenca del río San Salvador. Para esto, se aplicó por primera vez en el país un enfoque de modelación integrada que permite evaluar los efectos ambientales y económicos de diferentes prácticas de uso y manejo del suelo. En particular, se integró un modelo biofísico de alta popularidad a nivel internacional, como el modelo SWAT (Neitsch *et al.*, 2011) con un modelo económico basado en la teoría de la utilidad esperada, el cual cuenta con antecedentes nacionales (Rosas *et al.*, 2017) e internacionales (Pandey, 1990; Apland *et al.*, 1980). La aplicación de este modelo permite investigar la aplicación de tales prácticas durante el período 2000-2019.

Tomando en cuenta dos rotaciones agrícolas particulares y muy extendidas en la cuenca, se estimó el beneficio económico y concentraciones de nutrientes bajo un sistema de producción basado en la agricultura de secano. Asimismo, considerando la potencialidad del riego en dichas rotaciones, se propuso y se calcularon los mismos resultados para nueve escenarios alternativos con niveles variables de irrigación y fertilización.

El modelo propuesto incorpora la valuación de los beneficios económicos de dichas prácticas causados por una menor volatilidad en los rendimientos. Para esto, se utiliza el concepto de equivalente cierto proveniente de la teoría de la utilidad esperada. Tal concepto permite medir, para un determinado perfil de preferencia por el riesgo, los beneficios económicos de la intensificación agrícola contemplando conjuntamente el nivel promedio y la variabilidad de la producción.

Los resultados de este trabajo reafirman la evidencia previa sobre los potenciales beneficios de la implantación de prácticas de riego en el país (Rosas *et al.*, 2017), extendiendo la cuantificación de sus beneficios económicos a la cuenca del río San Salvador. Asimismo, la simulación de los efectos de estas prácticas sobre las concentraciones de nitratos y fósforo en la cuenca cuantifica la disyuntiva entre los beneficios económicos y calidad del agua. Tales hallazgos constituyen un insumo de relevancia para el diseño de políticas de prácticas de producción agrícola ya que consideran tanto los beneficios como potenciales costos ambientales de las mencionadas prácticas.

En particular, los resultados indican un beneficio estimado en 257 dólares (promedio para todo el período) por hectárea en el caso de producción con agricultura de secano. No obstante, dicho monto podría aumentar hasta los 330 dólares por hectárea cuando se riega ambas rotaciones y se aplica un aumento bajo en la aplicación de fertilizantes. Al considerar diferentes perfiles de preferencia por el riesgo, tal diferencia puede aumentar sustancialmente. En el caso más extremo, se constatan una diferencia de 189 dólares, explicada por una reducción de la prima de riesgo.

Por otra parte, cuando se considera la relación economía-ambiente, los escenarios de riego con aumentos bajos en la aplicación de fertilizantes (respecto al escenario de producción en secano) también parecen ser aquellos que mejor balancean dicho objetivo. En la mayoría de los casos a considerar, para aumentos porcentuales de un punto en la cantidad media o mediana de las concentraciones de nitratos o fósforo, éstos arrojan un mayor aumento en el equivalente cierto.

Por último, debe advertirse que los hallazgos presentados son condicionales tanto a los supuestos económicos como a la calibración del modelo SWAT. Los primeros comprenden precios y costos de cultivos para el año 2019 mientras que el modelo biofísico está calibrado en base a un uso concreto del suelo en la cuenca. Asimismo, este el proceso de calibración aún está en proceso. Por lo tanto, los resultados podrían cambiar en caso de cambiar los precios o la calibración del modelo SWAT.

Referencias

- Agencia Nacional de Investigación e Innovación (2019). Fondo Innovagro. <https://www.anii.org.uy/apoyos/investigacion/178/fondo-sectorial-innovagro-ciencia-y-tecnologia/>. Última Visita: 15-9-2021.
- Apland, J., McCarl, B. A., y Miller, W. L. (1980). Risk and the demand for supplemental irrigation: a case study in the corn belt. *American Journal of Agricultural Economics*, 62(1):142–145.
- Azad, M. S. y Ancev, T. (2016). Economics of salinity effects from irrigated cotton: an efficiency analysis. *Water Economics and Policy*, 2(01):1650002.
- Babcock, B. A., Choi, E. K., y Feinerman, E. (1993). Risk and probability premiums for cara utility functions. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, paginas 17–24.
- Baker, A. (2006). Land use and water quality. *Encyclopedia of hydrological sciences*.
- Camara Mercantil de Productos del País (2019). Precios de Cereales. <http://www.camaramercantil.com.uy/softis/documentos/dl/ceroleag/>. Última Visita: 15-9-2021.
- Carriquiry, M. (2016). Towards the sustainable development goals: An ex ante evaluation of a proposed economic instrument for water management in uruguay. Preprint.
- Chavas, J.-P. y Shi, G. (2015). An economic analysis of risk, management, and agricultural technology. *Journal of agricultural and resource economics*, paginas 63–79.
- Corona, J., Doley, T., Griffiths, C., Massey, M., Moore, C., Muela, S., Rashleigh, B., Wheeler, W., Whitlock, S. D., y Hewitt, J. (2020). An integrated assessment model for valuing water quality changes in the united states. *Land Economics*, 96(4):478–492.
- Darré, E., Cadenazzi, M., Mazzilli, S. R., Rosas, J. F., y Picasso, V. D. (2019). Environmental impacts on water resources from summer crops in rainfed and irrigated systems. *Journal of environmental management*, 232:514–522.
- DIEA (2020). Anuario Estadístico Agropecuario 2020. <https://descargas.mgap.gub.uy/DIEA/Anuarios/Anuario2020/ANUARIO2020.pdf>. Última Visita: 15-9-2021.
- Failde, A., Peixoto, C., Estol, E., y Preve, A. (2013). Estudio sobre riego agropecuario en uruguay. *Anuario OPYPA*, 2013:449–465.
- FAO (2020). Modelo Aquacrop. <http://www.fao.org/aquacrop/es/>. Última Visita: 15-9-2021.
- FAO (2021). FAO Food Prices Index. <http://www.fao.org/worldfoodsituation/foodpricesindex/en/>. Última Visita: 15-9-2021.
- Gandelman, N. y Hernández-Murillo, R. (2015). Risk aversion at the country level. Preprint disponible en <https://dspace.ort.edu.uy/bitstream/handle/20.500.11968/2743/documentodeinvestigacion98.pdf>.

- Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green, C. H., y Arnold, J. G. (2007). The soil and water assessment tool: historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the ASABE*, 50(4):1211–1250.
- Giménez, L. (2012). ¿ cuánto estamos perdiendo por no regar cultivos en uruguay. *Riego en cultivos y pasturas: 2º Seminario internacional*, paginas 33–41.
- Giménez, L. y García Petillo, M. (2011). Evapotranspiración de cultivos de verano para dos regiones climáticamente contrastantes de uruguay. *Agrociencia Uruguay*, 15(2):100–108.
- Griffin, R., Vogl, A., Wolny, S., Covino, S., Monroy, E., Ricci, H., Sharp, R., Schmidt, C., y Uchida, E. (2020). Including additional pollutants into an integrated assessment model for estimating nonmarket benefits from water quality. *Land Economics*, 96(4):457–477.
- Guibert, M., Grosso, S., Arbeletche, P., y Bellini, M. E. (2011). De argentina a uruguay: espacios y actores en una nueva lógica de producción agrícola. *Pampa. Revista Interuniversitaria de Estudios Territoriales*, (7):13–38.
- Haas, M. B., Guse, B., y Fohrer, N. (2017). Assessing the impacts of best management practices on nitrate pollution in an agricultural dominated lowland catchment considering environmental protection versus economic development. *Journal of environmental management*, 196:347–364.
- Hardaker, J., Huirne, R., Anderson, J. R., y Lien, G. (2004a). coping with risk in agriculture. oxfordshire.
- Hardaker, J. B., Richardson, J. W., Lien, G., y Schumann, K. D. (2004b). Stochastic efficiency analysis with risk aversion bounds: a simplified approach. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 48(2):253–270.
- Kling, C. L., Arritt, R. W., Calhoun, G., y 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., y 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., Kast, J., Aloysius, N., Martin, J., y Kalcic, M. (2020). Best management practices and nutrient reduction: An integrated economic-hydrologic model of the western lake erie basin. *Land Economics*, 96(4):510–530.
- Lupi, F., Basso, B., Garnache, C., Herriges, J. A., Hyndman, D. W., y Stevenson, R. J. (2020). Linking agricultural nutrient pollution to the value of freshwater ecosystem services. *Land Economics*, 96(4):493–509.
- Marra, M. C., Woods, T. A., et al. (1990). The profitability of supplemental irrigation for maine potatoes. *Bulletin-Maine Agricultural Experiment Station*, (832).
- Martínez, A., Méndez, S., Fabre, A., y Ortega, L. (2017). Intensificación de floraciones de dinoflagelados marinos en uruguay. *Innotec*, (13 ene-jun):19–25.

- Mer, F., Vervoort, R. W., y Baethgen, W. (2020). Building trust in swat model scenarios through a multi-institutional approach in uruguay. *Socio-Environmental Systems Modelling*, 2:17892–17892.
- MGAP (2011). Censo General Agropecuario. <http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/multimedia/censo2011.pdf>. Última Visita: 15-9-2021.
- MGAP (2019). Boletín Estadístico Anual. <http://www.mgap.gub.uy/unidad-organizativa/direccion-general-forestal/informacion-tecnica/estadisticas-y-mercados/boletines-estad/boletin-estadistico-2019>. Última Visita: 15-9-2021.
- Ministerio de Ambiente (2020). Evolución en la calidad de agua en la cuenca del río San Salvador (2014-2019). <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/evolucion-calidad-agua-cuenca-del-rio-san-salvador-2014-2019>. Última Visita: 17-9-2021.
- Montoya, F., García, C., Pintos, F., y Otero, A. (2017). Effects of irrigation regime on the growth and yield of irrigated soybean in temperate humid climatic conditions. *Agricultural Water Management*, 193:30–45.
- Montoya, F. y Otero, Á. (2019). Is irrigating soybean profitable in uruguay? a modeling approach. *Agronomy Journal*, 111(2):749–763.
- MTOP (2019). Precios de Referencia. <https://www.gub.uy/ministerio-transporte-obras-publicas/comunicacion/publicaciones/precios-referencia-servicios-transporte>. Última Visita: 15-9-2021.
- MVOTMA (2017). Plan Nacional de Aguas. <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/politicas-y-gestion/planes/plan-nacional-aguas>. Última Visita: 15-9-2021.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., y Williams, J. R. (2011). Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009. Reporte técnico, Texas Water Resources Institute.
- 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.
- Panagopoulos, Y., Makropoulos, C., y Mimikou, M. (2011). Reducing surface water pollution through the assessment of the cost-effectiveness of bmps at different spatial scales. *Journal of environmental management*, 92(10):2823–2835.
- Pandey, S. (1990). Risk-efficient irrigation strategies for wheat. *Agricultural Economics*, 4(1):59–71.
- Pastori, M., Udías, A., Bouraoui, F., y Bidoglio, G. (2017). A multi-objective approach to evaluate the economic and environmental impacts of alternative water and nutrient management strategies in africa. *J. Environ. Inform*, 29(1):193–201.

- Plantinga, A. J. (2015). Integrating economic land-use and biophysical models. *Annu. Rev. Resour. Econ.*, 7(1):233–249.
- Pound, B. (1998). Cultivos de cobertura para la agricultura sostenible en américa. *FAO, Roma, ITA*.
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (2015). Objetivos de Desarrollo Sostenible. <https://www.undp.org/content/undp/en/home/sustainable-development-goals.html>. Última Visita: 15-9-2021.
- Rabotyagov, S., Campbell, T., Jha, M., Gassman, P. W., Arnold, J., Kurkalova, L., Secchi, S., Feng, H., y 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., y 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.
- Redo, D. J., Aide, T. M., Clark, M. L., y Andrade-Núñez, M. J. (2012). Impacts of internal and external policies on land change in uruguay, 2001–2009. *Environmental conservation*, 39(2):122–131.
- Rosas, F., Ackermann, M. N., y Buonomo, M. (2014). Modelo para la evaluación privada de proyectos de inversión en riego: aplicación a embalses estratégicos en la cuenca hidrográfica del río san salvador, soriano. *Anuario OPYPA*, paginas 547–561.
- Rosas, J. F., Sans, M., y Arana, S. (2017). Quantifying the Benefits of Supplemented Irrigation due to Less Volatile Yields: A Prospect Theory Approach Applied to Summer Crops in Uruguay. Preprint disponible en https://ageconsearch.umn.edu/record/259122/files/Abstracts_17_05_24_17_45_38_41__167_57_116_21_0.pdf.
- 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). Caracterización de las Cuencas de Río San Salvador, Río Yi y Río Arapey para Fines de Riego. Reporte técnico.
- Sociedad de Fomento Valdense (2019). Costos de cultivos. <https://www.sfoval.com/costos-de-cultivos/>. Última Visita: 15-9-2021.
- Soil and Water Assessment Tool (2021). Página Oficial. <https://swat.tamu.edu/software/plus/>. Última Visita: 15-9-2021.
- Unión Rural de Flores (2019). Costos de Cultivos. <https://www.urf.com.uy/documents/Costo-Cultivos.pdf>. Última Visita: 15-9-2021.

Vassallo, M. (2013). Dinámica y competencia intrasectorial en la agricultura uruguaya: Los cambios en la última década. *Agrociencia Uruguay*, 17(2):170–179.

Yuan, T., Fengmin, L., y Puhai, L. (2003). Economic analysis of rainwater harvesting and irrigation methods, with an example from china. *Agricultural water management*, 60(3):217–226.

7. Anexo

7.1. Precios Internacionales

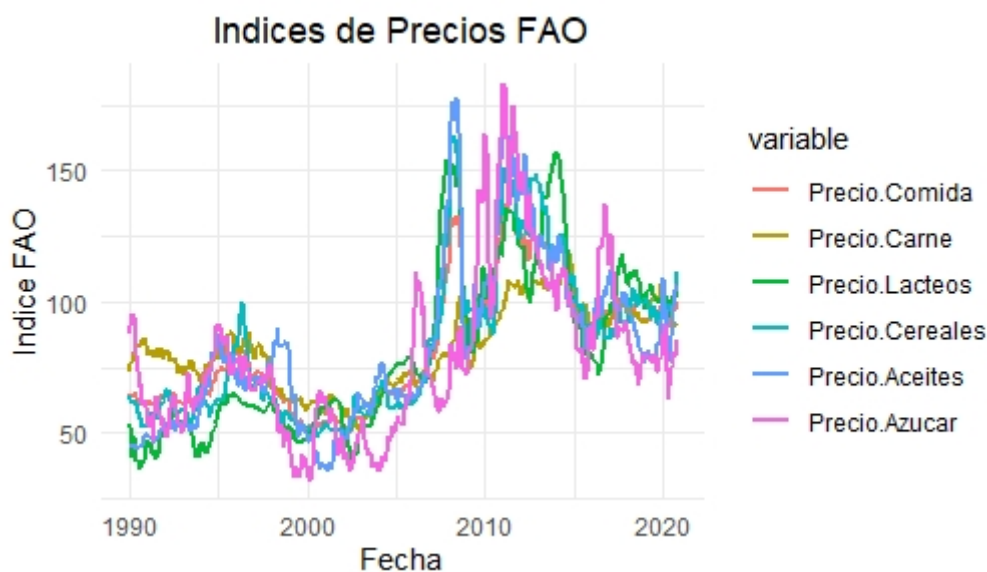


Figura 12: Precios de Alimentos Según FAO

7.2. Resultados Económicos

7.2.1. Ingresos

Los ingresos anuales son determinados por los rendimientos de los cultivos, sus precios y año en el que se encuentra cada rotación.²⁵ En los escenarios sin riego o con riego en un área minoritaria (solo rotación seis), los ingresos por hectárea resultan inferiores a aquellos que se obtienen cuando se aplica riego en ambas rotaciones o en la mayoría del área (escenarios con riego en rotación uno). Por otra parte, los mayores ingresos se registran en el escenario (tres) de riego y fertilización baja en las rotaciones uno y seis.

El rango de valores entre los que varían los ingresos por hectárea se ubica ligeramente por debajo de los 600 dólares por hectárea en el peor año para el peor escenario (2010 en escenario de secano) hasta un guarismo de más de 1200 dólares en el año 2005 para todos los escenarios.

²⁵El año de cada rotación determina que tipo de cultivo puede ser cosechado en cada año. Por lo tanto, al tener cada tipo de cultivo un precio y rendimiento diferente, esto afecta los ingresos anuales.

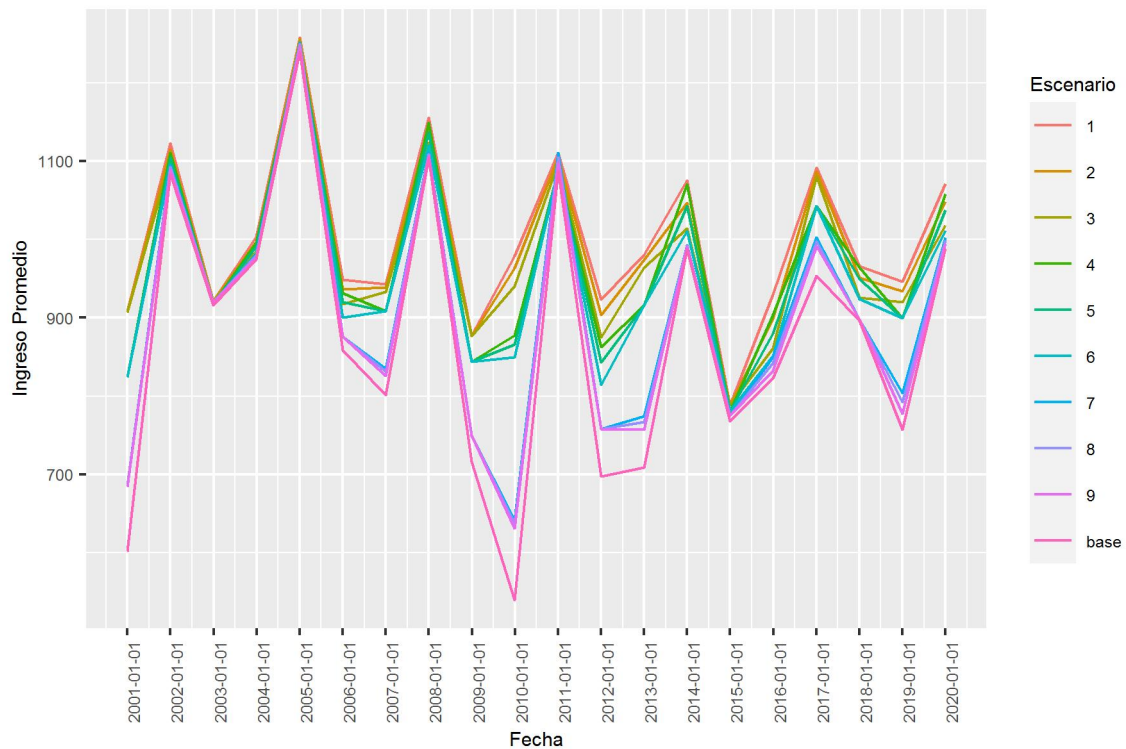


Figura 13: Ingreso en Dólares Promedio por Hectárea

A nivel de rotaciones, como se ve en la Figura 14, es notorio el deterioro del desempeño cuando la producción se lleva a cabo bajo secano. Tal resultado se puede observar tanto en las unidades de la rotación uno como en aquellas de la rotación seis. Para el caso de la rotación uno, el rango de ingresos por hectárea se ubica, aproximadamente, entre los 500 y 1000 dólares. En el caso de la rotación seis, los valores están entre un guarismo ligeramente superior a los 500 dólares y un valor de casi 2000 dólares.

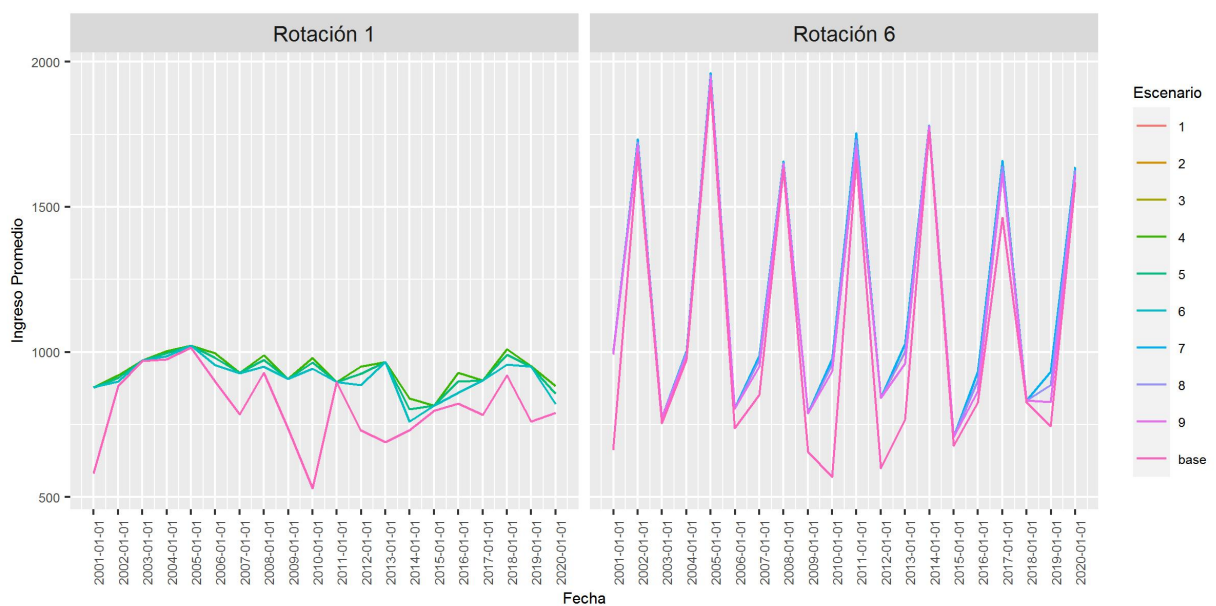


Figura 14: Ingreso en Dólares Promedio Por Hectárea por Rotación

7.2.2. Costos

Los costos observados en la simulación, como se observa en la Figura 15, también presentan una alta variabilidad interanual, la cual es en su mayoría explicada por los costos de los cultivos establecidos en las rotaciones. También existe una diferencia entre los costos de los escenarios generada por el nivel de fertilización fijado para cada uno de estos así como por la aplicación de riego.

El rango de costos promedio por hectárea se sitúa entre valores cercanos a los 500 dólares hasta máximos que sobrepasan los 900 dólares por hectárea.

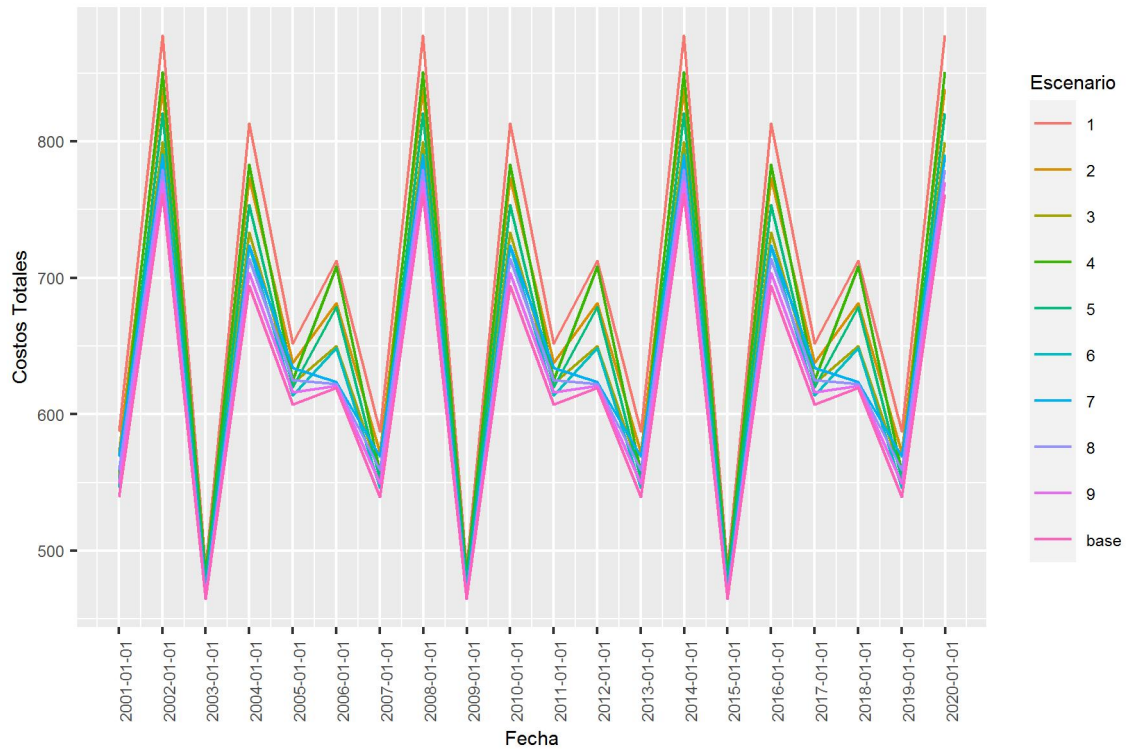


Figura 15: Costos por Hectárea en Dólares por Escenario.

Desagregando los anteriores costos por rotación, como se observa en la Figura 16, notamos que existe una mayor variabilidad interanual para el caso de la rotación seis. Esto ocurre ya que cada dos años la rotación prevé costos (e ingresos) mayores. Los mayores costos se explican por los cultivos de soja y trigo en un mismo año.

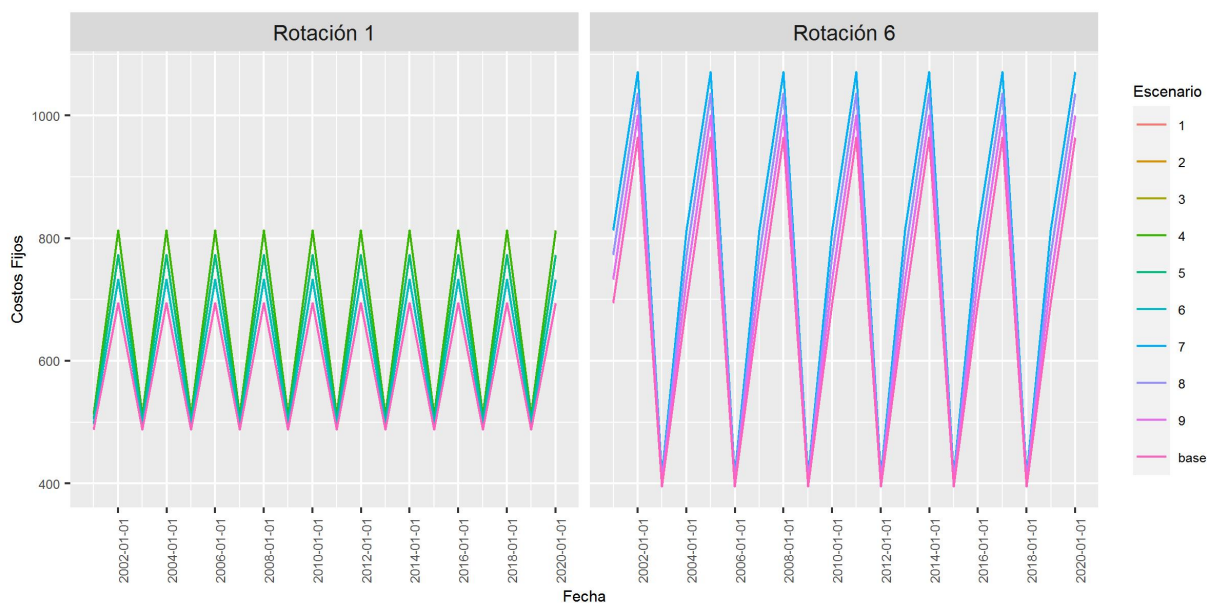


Figura 16: Desagregación por Rotación y Escenario de los Costos por Hectárea en Dólares.

Por otro lado, exceptuando el escenario de producción bajo secano, en aquellos años de déficit hídrico (ver sección 7.3) existen unos costos mayores explicados por la utilización de agua para el riego. Los costos de la utilización de agua en períodos de déficit hídrico son claramente más altos cuando se cubre ambas rotaciones con la operación de riego, resultados que se se observan en la figura 17. En la misma se constata que los años de mayores gastos en agua fueron 2001, 2008 2011. Asimismo, vale notar que ante la aplicación de agua en cantidades variables,²⁶ el costo promedio por hectárea para el total del área cubierta será bajo cuando, como en este caso, exista una cantidad significativa de unidades que no requieran riego.

²⁶dependiendo del nivel de déficit hídrico de cada unidad

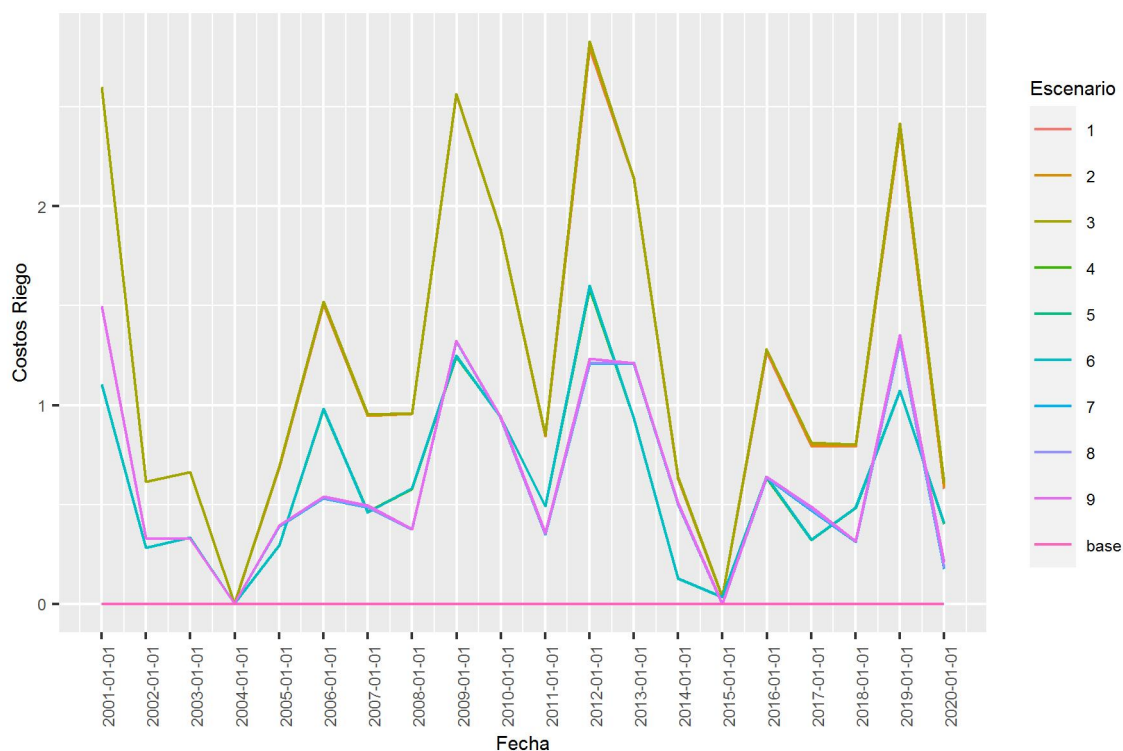


Figura 17: Costo de Riego Medio por Hectárea por Escenario

Por otra parte, la Figura 18 se obtiene al descomponer por tipo de rotación el promedio de gastos por aplicación de riego. La figura evidencia que el costo resulta mayor aquellas unidades localizadas en la rotación seis. También se observa que para una rotación, los costos por riego no varían según los niveles de fertilización. En cuanto a la magnitud de tales costos, notese que para la rotación seis en muchos años el costo promedio supera en más de tres veces el valor registrado en la rotación uno.

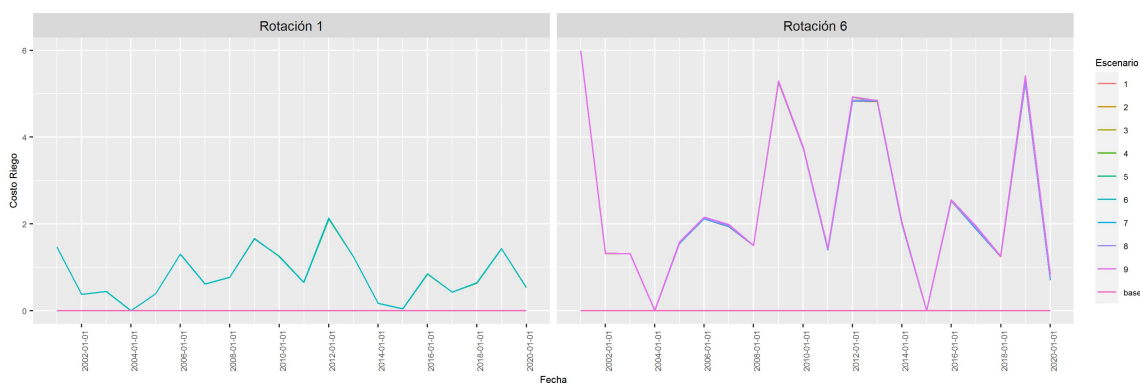


Figura 18: Costo de Riego Medio por Hectárea por Rotación

Por último, en la Figura 19 puede notarse la dispersión en los valores que conforman el promedio del costo de riego por hectárea. En primer lugar, se nota una gran cantidad de valores iguales o cercanos a cero ya que en gran cantidad de las unidades no es necesario el riego para cubrir la demanda de agua de las plantas. Tales plantas tienen una demanda determinada por el umbral de 0,8 establecido en la ecuación 18.

En segundo lugar, una cantidad elevada de unidades ubicadas en la subcuenca diez

de la rotación seis, tienen costos de riego muy elevados en los años de sequías.²⁷ Tal fenómeno es resultado de la combinación de un déficit hídrico agudo con la operación de riego definida anteriormente, el cual aplica agua siempre que exista déficit hídrico. Estas unidades incurren en costos muy altos, de más de 2000 dólares por hectárea anuales ya que aplican algo más de 3000 milímetros de agua. En comparación a una unidad mediana, en la que se aplican menos de 20 milímetros a menos de 13 dólares por hectárea, estos valores resultan muy elevados. También existen casos similares en otras subcuencas²⁸ que padecen en menor medida costos de riego elevados (en algunos casos, de entre 1000 y 2000 dólares por hectárea) por las mismas razones. El número de unidades con costos por hectárea mayores a 500 dólares en todos los escenarios resulta menor a 50 entre 1944. En comparación a la operación de riego presentada aquí, en caso de modelar el riego mediante una fuente limitada (caso más realista) es esperable que este tipo de fenómenos no ocurra, ya que la escasez del recurso hídrico hace que la aplicación de agua sea menor.

Por último, todas las subcuencas presentan unidades con costos de riego mayores a cero. Esto indica que cuando se produce bajo secano existe, en mayor o menor medida, una demanda de agua insatisfecha asociada al déficit hídrico de las plantas. En particular, se observa una gran cantidad de unidades con riego en la subcuenca número trece. En esta cuenca las cantidades de agua aplicada por hectárea suelen ser moderadas.

²⁷Ver variación anual en la Figura 22.

²⁸como las ocho, nueve y, con menos casos, las cinco, cuatro y dos

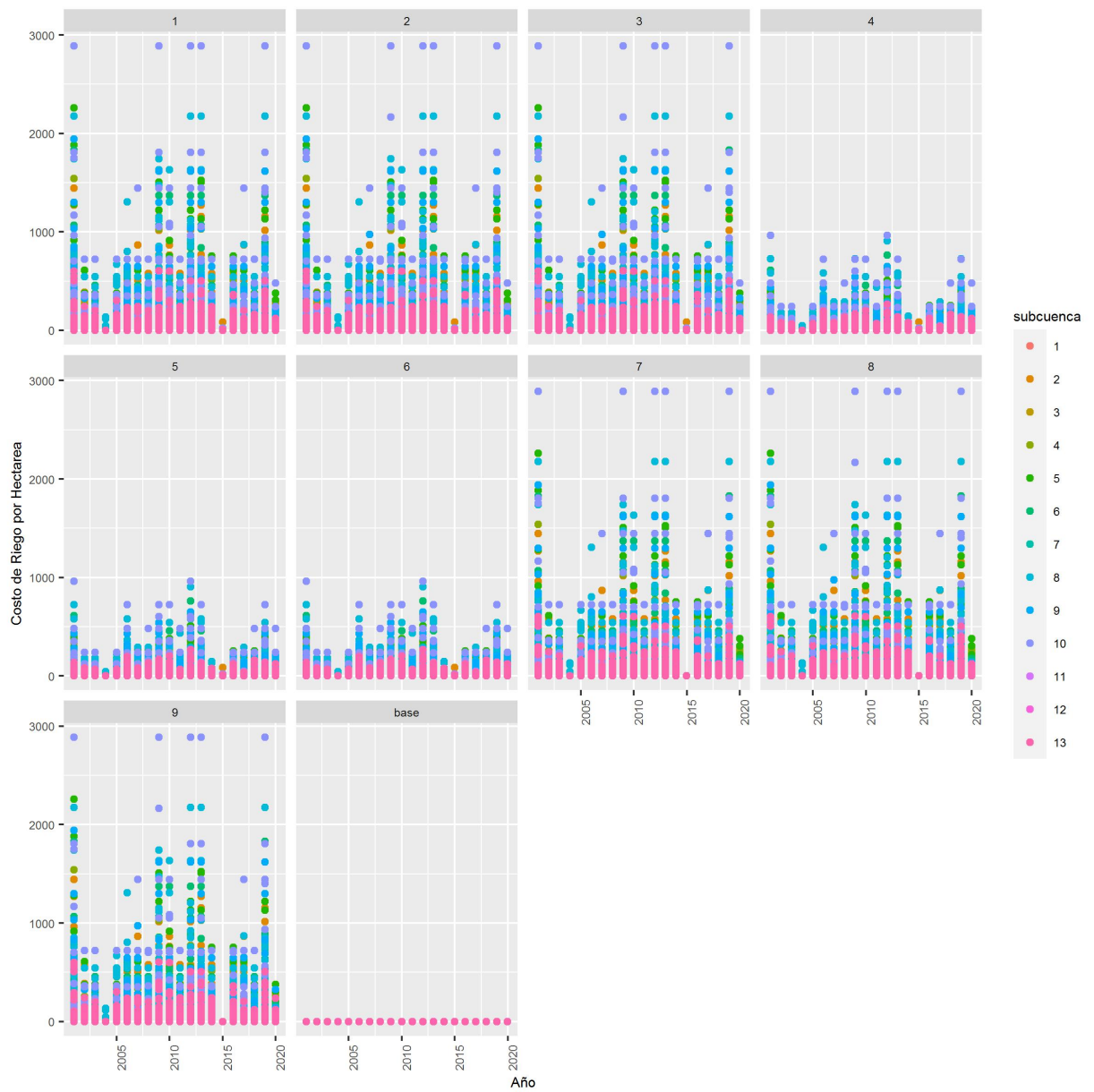


Figura 19: Costo de Riego por Hectárea para Cada Unidad por Subcuenca

7.2.3. Figuras Complementarias

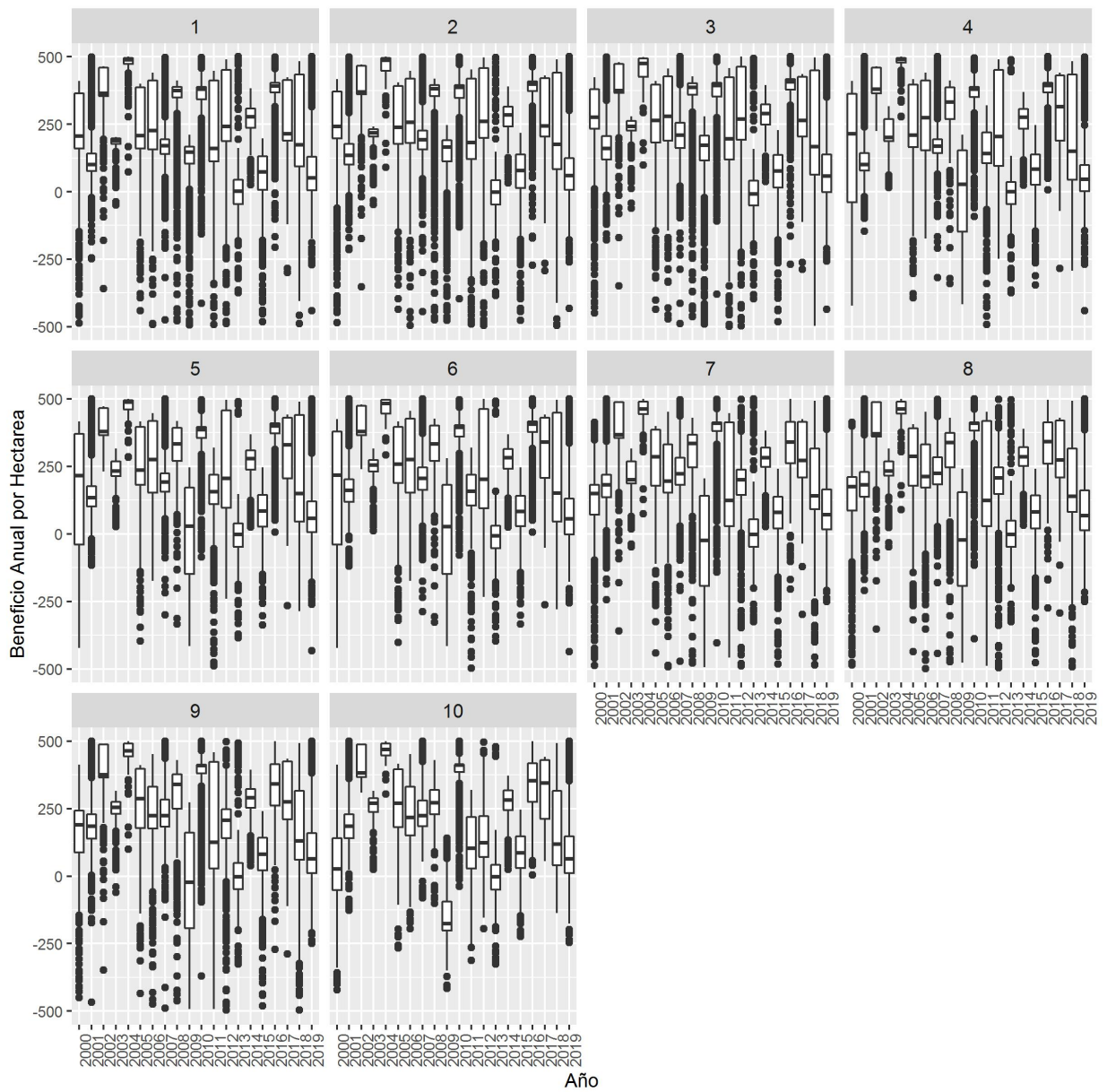


Figura 20: Dispersión de los Beneficios en Dólares por Hectárea en Cada Año y Escenario

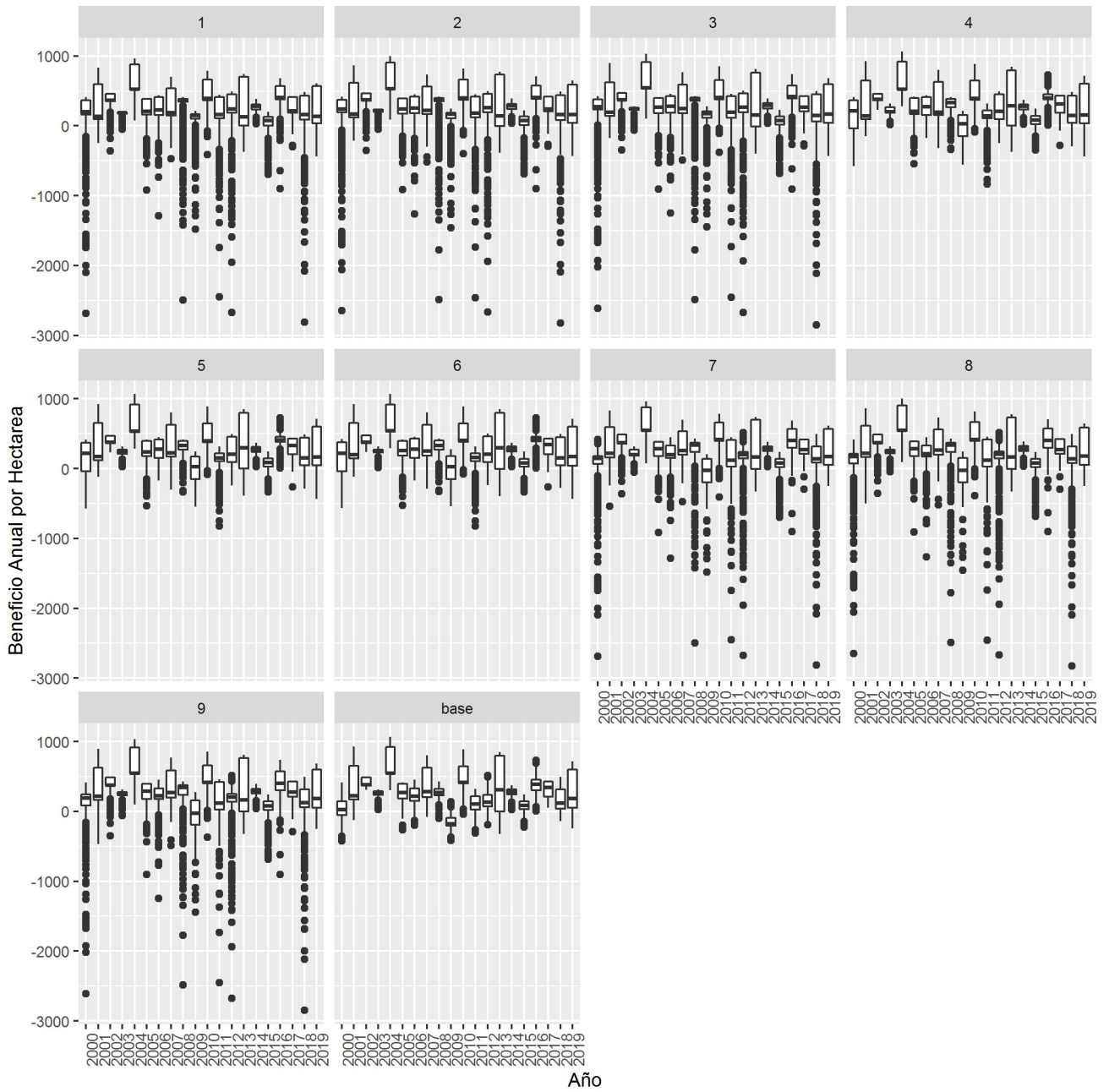


Figura 21: Dispersión de los Beneficios por Hectárea en Cada Año y Escenario

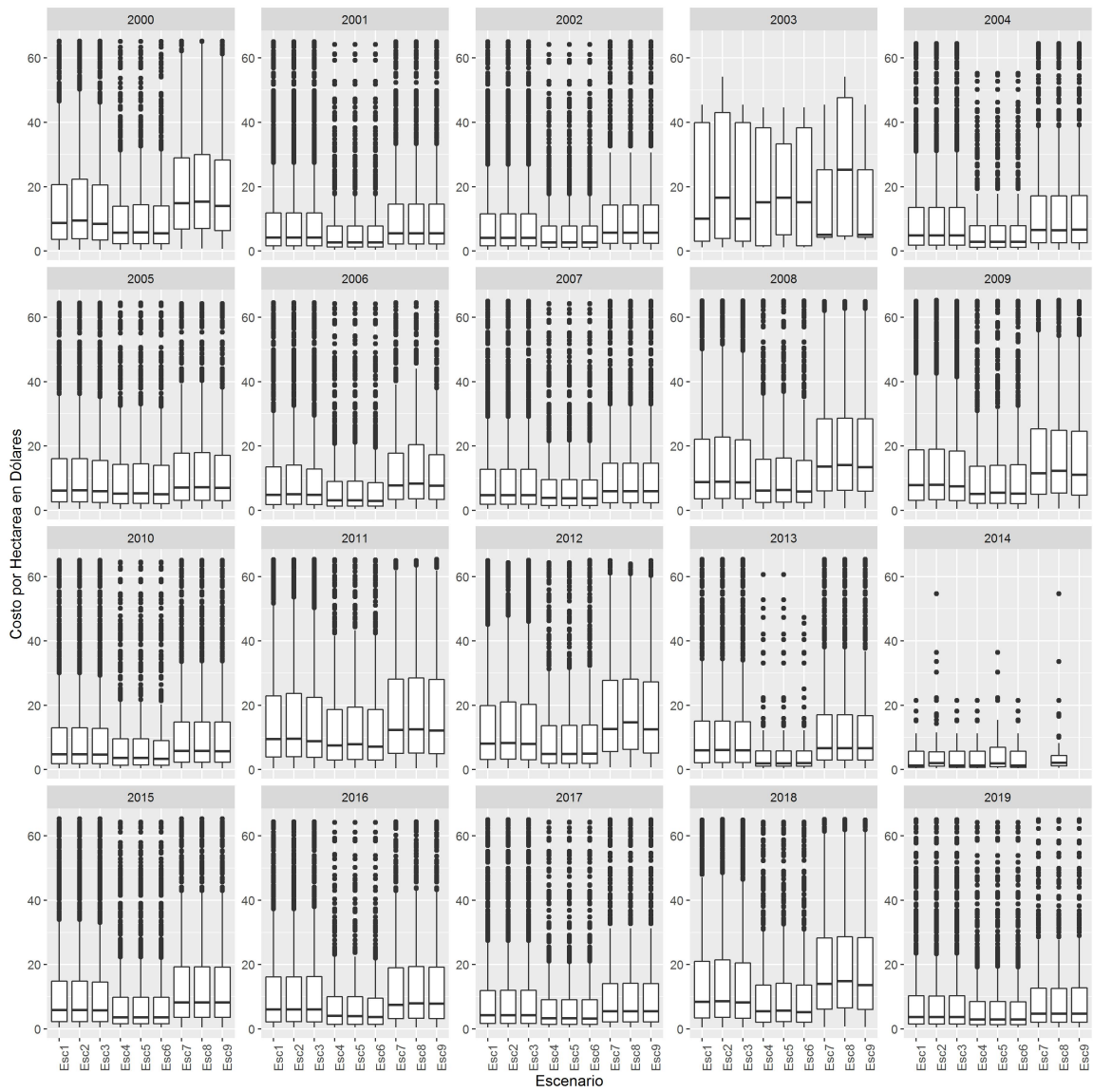


Figura 22: Costo de Riego por Hectárea según Año y Escenario

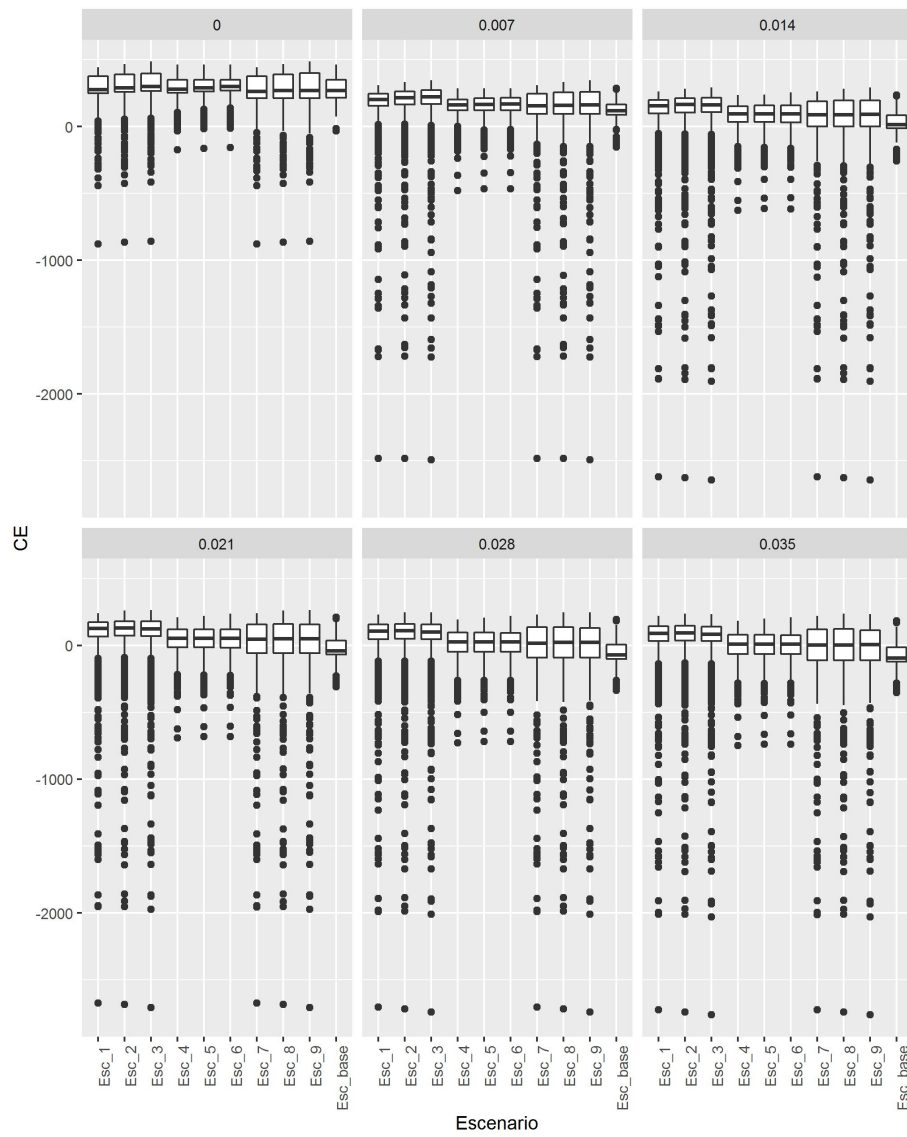


Figura 23: Equivalentes Ciertos por Escenarios y Coeficiente de Aversión al Riesgo

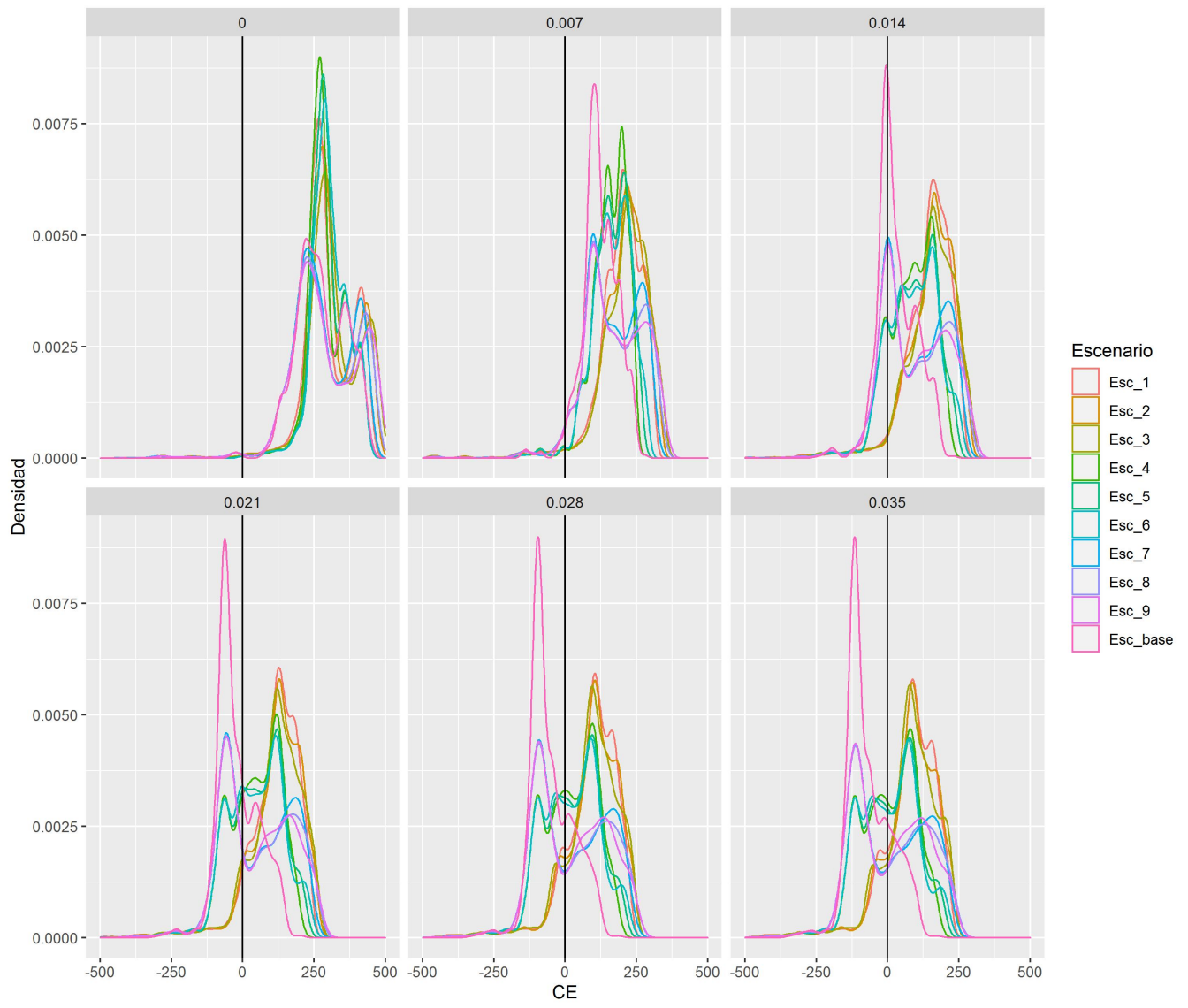


Figura 24: Funciones de Densidad de los Equivalentes Ciertos por Escenario

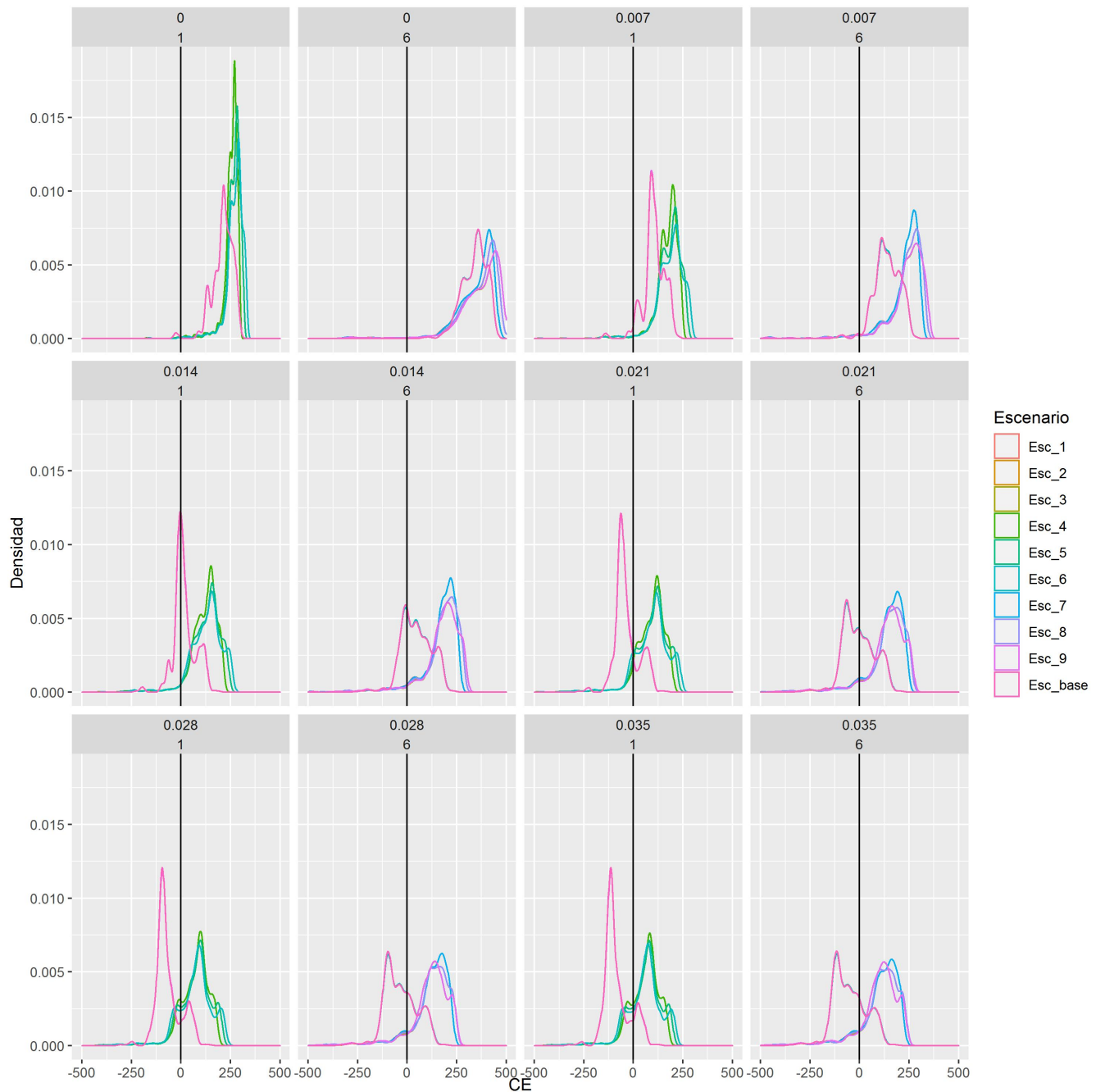


Figura 25: Funciones de Densidad de los Equivalentes Ciertos por Escenario, Nivel de Aversión al Riesgo y Rotación

7.3. Precipitaciones

A continuación se reportan la cantidad de lluvias acumuladas simuladas en el modelo con el fin de entender los costos de riego presentados anteriormente. Esta simulación funciona en base a la calibración previa del modelo ambiental hecha por el equipo de modeladores del SWAT, quienes utilizaron los datos observados de lluvias para calibrar el modelo. En este caso, se presentan las lluvias acumuladas anuales y estacionales en el canal de salida de la cuenca, ubicado en la subcuenca 13.

En términos anuales, como se puede observar en la Figura 26, existe una variabilidad significativa, siendo el año 2008 el año más severo en cuanto a déficit hídrico con menos de 400 mm acumulados. Otros años de déficit hídrico significativo son el 2011, 2013

y 2015. En estos años el valor de las precipitaciones también está muy por debajo del promedio de 808 milímetros. Por otra parte, el año de lluvias más intensas fue el año 2014 con más de 1200 milímetros.

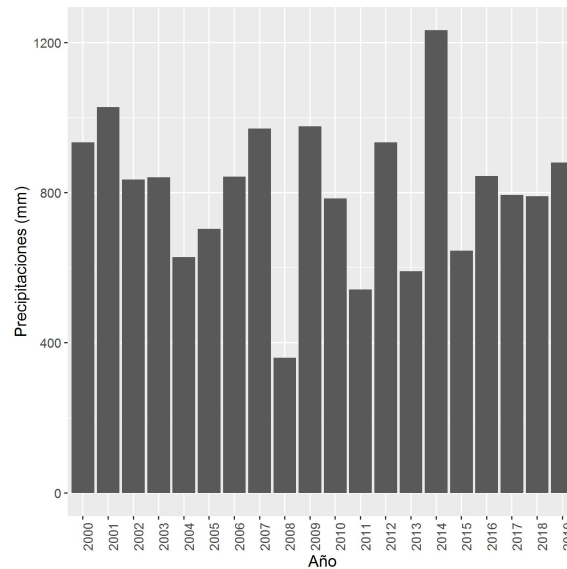


Figura 26: Precipitaciones Anuales

No obstante, como se observa en la Figura 27, el riego de algunos años relativamente normales en términos anuales, como el 2000, está explicado por el desempeño de las lluvias en alguna estación particular. En el caso del año 2000, por ejemplo, el riego se dio por un déficit en el verano. Otros períodos con déficit hídricos destacables, por ejemplo, son el otoño del 2008, la primavera del 2005, 2008 y 2010, verano del 2004, 2008, 2011 y 2018 así como el invierno del 2019.

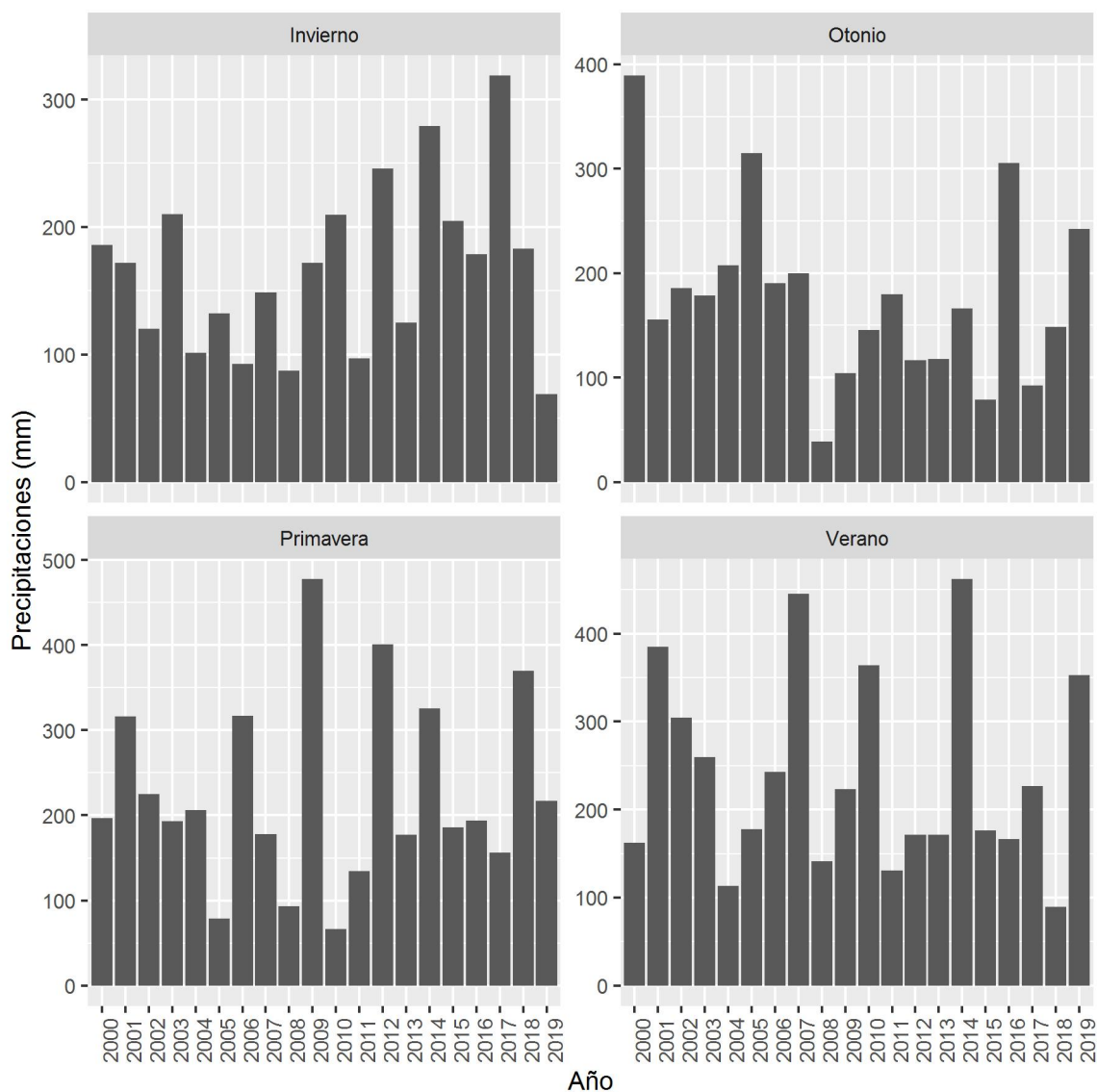


Figura 27: Precipitaciones por Estación y Año

7.4. Medición de Desplazamientos en la Función de Distribución de una Variable Aleatoria

La diferencia en el área se puede reportar de esta manera utilizando la siguiente igualdad :

$$E(X) = \int_0^{\infty} [1 - F(x)] dx$$

Para reescribir la diferencia entre las funciones de distribución como

$$\int \{F_X(t) - F_Y(t)\} dt = \int \{[1 - F_X(t)] - [1 - F_Y(t)]\} dt = \mu_Y - \mu_X$$

La prueba de la anterior igualdad puede hacerse si notamos la siguiente relación

$$1 - F_X(x) = P(X \geq x) = \int_x^{\infty} f_X(t) dt$$

Para pasar desde la función de distribución a la de densidad de la siguiente manera

$$\int_0^{\infty} (1 - F_X(x)) dx = \int_0^{\infty} P(X \geq x) dx = \int_0^{\infty} \int_x^{\infty} f_X(t) dt dx$$

Luego cambiamos el orden de integración y obtenemos la definición de la esperanza matemática

$$\int_0^{\infty} \int_0^t f_X(t) dx dt = \int_0^{\infty} [xf_X(t)]_0^t dt = \int_0^{\infty} tf_X(t) dt$$