

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATOLICA ARGENTINA  
SANTA MARÍA DE LOS BUENOS AIRES  
FACULTAD DE CIENCIAS ECONÓMICAS  
DOCTORADO EN ECONOMIA

# **TESIS DOCTORAL**

**TRES ENSAYOS SOBRE LOS MECANISMOS  
DE INTERNALIZACIÓN DE LA  
CONTAMINACIÓN DE AGUAS  
(EXTERNALIDADES NEGATIVAS)  
GENERADAS POR LA PRODUCCIÓN  
AGRARIA**

*M.Sc. Luis Alberto HERRERA*

*Director: Dr. Fernando Gabriel NICCHI*

Aprobada en nombre de la Pontificia Universidad Católica Argentina por el siguiente  
Jurado Examinador:

*Dr. Eugenio CAP*  
*Ph.D. in Agricultural and Applied Economics,*  
*University of Minnesota*

*Dr. Marcos Gallacher*  
*Ph.D. in Agricultural Economics,*  
*University of Kentucky*

*Dr. Mariano Rabassa*  
*Ph.D. in Agricultural and Resource Economics,*  
*University of Illinois at Urbana – Champaign*



**TRES ENSAYOS SOBRE LOS MECANISMOS DE INTERNALIZACIÓN DE LA  
CONTAMINACIÓN DE AGUAS (EXTERNALIDADES NEGATIVAS)  
GENERADAS POR LA PRODUCCIÓN AGRARIA**

1. Resumen de este trabajo de tesis .....	9
2. Agradecimientos .....	10

**Capítulo 1:** La problemática de la contaminación agrícola de los recursos hídricos (agua) y su internalización en un contexto de agronegocios

1.1. La temática de estudio .....	14
1.2. La preocupación o motivación central.....	15
1.3. Los Objetivos de esta tesis.....	16
1.3.1. Objetivo General.....	16
1.3.2. Objetivos Específicos .....	16
1.4. La perspectiva metodológica adoptada.....	17
1.3. La estructura de los contenidos .....	19
1.4. Referencias .....	21

**Capítulo 2:** Los mecanismos de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos en Argentina y USA

2.1. Introducción a la problemática de estudio de este ensayo.....	24
2.1.1. Caracterización de la cuenca del río Carcarañá.....	25
2.1.2. Caracterización de la contaminación agrícola de los recursos hídricos en la cuenca del río Carcarañá .....	29
2.1.3. Mecanismos de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos .....	33
2.2. El mercado de calidad de aguas como mecanismo de internalización .....	42
2.2.1. Las reglas de comercialización de este mecanismo.....	46
2.2.2. Las decisiones de los agentes económicos .....	47
2.2.3. La representación formal del mercado de calidad de aguas .....	50
2.3. Formulación del problema no lineal y estocástico (NLE).....	52
2.3.1. Una breve referencia a los modelos económicos de múltiples agentes.....	54
2.3.2. Búsqueda de la solución del problema NLE a través de algoritmos evolutivos....	58

2.3.3. Breve descripción del algoritmo evolutivo empleado .....	60
2.3.4. La metodología de trabajo aplicada en este ensayo.....	64
2.4. Implementación y análisis del modelo de mercado de calidad de aguas.....	66
2.4.1. Validación y testeo del modelo .....	67
2.4.2. Calibración del modelo evolutivo con datos de mercado .....	68
2.4.3. Detalle de los escenarios de las simulaciones .....	73
2.4.4. Análisis de la dinámica y del equilibrio de mercado.....	76
2.5. Conclusiones y trabajos futuros.....	86
2.6. Referencias .....	91

**Capítulo 3: Los agronegocios y la internalización de la problemática de la contaminación de aguas en Argentina y USA**

3.1. Introducción a la temática de este ensayo .....	99
3.1.1. Externalidades negativas generadas por la producción agraria.....	101
3.1.2. La metodología de trabajo aplicada en este ensayo.....	105
3.1.3. El modelo de costos de transacción como alternativa de análisis .....	108
3.1.3.1. Los costos de transacción y el teorema de Coase.....	109
3.1.3.2 Costos de transacción y estructuras de gobernanza en agronegocios.....	110
3.2. Los contratos de los agronegocios en Argentina y USA.....	113
3.2.1. Calidad y asimetrías de información en agronegocios .....	116
3.2.1.1. Definiciones claves sobre la calidad en agronegocios .....	117
3.2.1.2. Definiciones claves sobre la innovación en agronegocios .....	119
3.2.1.3. Definiciones claves sobre la competitividad en agronegocios .....	120
3.2.2. La calidad ambiental en la agricultura en USA y Argentina.....	121
3.2.2.1. La calidad desde la óptica de la empresa.....	122
3.2.2.2. Gestión de calidad para distintos tipos de productos.....	123
3.2.3. La garantía de calidad en las transacciones .....	124
3.2.4. Agronegocios y su relación con la contaminación y la calidad ambiental.....	125
3.3. Los mercados globales y los consumidores en USA y Argentina.....	127
3.3.1. La contaminación y las mejores prácticas de gestión en la agricultura.....	129
3.3.2. Las mejores prácticas de gestión en agricultura (siembra directa).....	130
3.3.2.1. Las mejores prácticas de gestión en agricultura, en el mundo y en USA.....	131
3.3.2.2. Las mejores prácticas de gestión en agricultura en Argentina .....	133
3.3.2.3. Las mejores prácticas de gestión en la cuenca del río Carcarañá.....	135

3.4. Las mejores prácticas de gestión y los permisos de contaminación negociables...	143
3.4.1. Sinergia entre los mercados de calidad de aguas y las mejores prácticas de gestión en USA y Argentina .....	144
3.4.2. Estudios cuantitativos complementarios sobre los costos de transacción .....	148
3.5. Conclusiones y trabajos futuros.....	156
3.6. Referencias .....	160

**Capítulo 4:** La institucionalidad hídrica y la internalización de la problemática de la contaminación de aguas en Argentina y USA

4.1. Introducción a la temática de este ensayo .....	168
4.1.1. La metodología de trabajo aplicada en este ensayo.....	169
4.1.2. Los principios de diseño característicos de los RUC .....	171
4.1.3. La administración de los recursos hídricos por cuencas .....	176
4.2. Marco Regulatorio de la contaminación agrícola de los recursos hídricos en Argentina y en USA .....	179
4.2.1. Aspectos relevantes de la institucionalidad hídrica en Argentina .....	179
4.2.1.1. Políticas nacionales de control de la contaminación hídrica .....	181
4.2.1.2. El rol del estado nacional en la institucionalidad hídrica de Argentina.....	181
4.2.1.3. El rol de los organismos de cuenca en Argentina .....	182
4.2.1.4. Política actual de control de la contaminación hídrica .....	182
4.2.1.5. El control de las fuentes de contaminación hídrica .....	183
4.2.1.6. Los organismos de cuencas interprovinciales .....	183
4.2.2. Aspectos relevantes de la institucionalidad hídrica en USA .....	184
4.2.2.1. Políticas federales de control de la contaminación hídrica.....	185
4.2.2.2. El rol del estado en la institucionalidad hídrica de USA.....	188
4.2.2.3. El rol de los organismos de cuenca en USA.....	191
4.2.2.4. Política actual de control de la contaminación hídrica .....	193
4.2.2.5. El control de las fuentes no puntuales de contaminación.....	193
4.2.2.6. El programa de carga máxima total diaria (TMDL).....	195
4.2.2.7. Fiscalización de los programas de emisión .....	196
4.2.2.8. Políticas de incentivos para cuenca hídricas.....	197
4.3.- Estudio de casos de algunas cuencas en Argentina y USA.....	199
4.3.1.- Estudio de caso de la cuenca del río Carcarañá, Argentina.....	200
4.3.2.- Estudio de caso de la cuenca del río Maumee, USA.....	207

4.3.3.- Estudio de caso de la cuenca del río Delaware, USA .....	216
4.3.4.- Estudio comparativo del diseño institucional .....	224
4.3.5.- Estudios cuantitativos y etnográficos complementarios .....	228
4.4.- Conclusiones y trabajos futuros .....	231
4.5. Referencias .....	238

**Capítulo 5:** Conclusiones Generales de este trabajo de investigación

5.1. Conclusiones generales.....	247
5.2. Referencias .....	253

**Apéndice A:** Algunos modelos de la economía ambiental para regulación y control de la contaminación mediante instrumentos económicos .....

256

**Apéndice B:** Optimalidad de un sistema de regulación y control de la contaminación (caso no lineal determinístico).....

273

**Apéndice C:** Optimalidad de un sistema de regulación y control de la contaminación (función objetivo lineal y restricciones lineales).....

280

**Apéndice D:** Optimalidad para un sistema de regulación y control de la contaminación (función objetivo cuadrática y restricciones lineales) .....

286

**Apéndice E:** Optimalidad de un sistema de regulación y control de la contaminación (modelo de transporte de contaminantes múltiple).....

294

**Apéndice F:** Optimalidad en la planificación de los recursos hídricos de la cuenca del río Maumee, USA .....

306

**Apéndice G:** Optimalidad de un sistema de regulación y control de la contaminación para descargas no puntuales o difusas .....

313

**Apéndice H:** El Marco de Análisis de Desarrollo Institucional (IAD) .....

323

**Apéndice I:** Propuesta de experimentos de campo, en una cuenca .....

338





**Resumen:**

Una de las principales cuestiones de difícil solución en los Recursos naturales de Uso Común (*Common Pool Resources*, CPR) es la amenaza de sobreexplotación de este por parte de sus propios usuarios, ya que, de su acceso, provisión, uso y conservación, depende el bienestar económico y social de toda la comunidad (de usuarios). El desarrollo agrícola en nuestro país también se puede incluir en este tipo de problemática. Por ejemplo, el desarrollo de la agricultura extensiva en el sur de la Provincia de Santa Fe ha sido un elemento determinante del crecimiento económico y de expansión tanto en áreas de uso agropecuario, como del medio urbano, pero, este proceso de crecimiento fue acompañado por algunos problemas tales como la aparición de fuentes de contaminación, del agua superficial, del agua subterránea y de suelos.

El objetivo de este trabajo es, realizar una indagación sistemática sobre la problemática económico ambiental que acarrea la producción agropecuaria y el consecuente deterioro de los recursos naturales utilizados (en este trabajo nos centraremos en el recurso AGUA) y luego, establecer los mecanismos de consenso específicos requeridos para el buen gobierno de los CPR. El marco teórico utilizado para interpretar esta problemática, lo encontramos en los principios enunciados por la Economía Ambiental y por la Nueva Economía Institucional (NEI). Las herramientas metodológicas adoptadas en este trabajo son, el marco de Análisis y Desarrollo Institucional (*Institutional Analysis and Development framework*, IAD), las técnicas de simulación computacional, el Estudio de Caso y el Estudio de Casos Múltiple, que nos permitirán capturar las diferentes aristas y facetas de las instituciones que gobiernan la interacción entre los agentes apropiadores de los Recursos de Uso Común.

**Palabras Clave:**

Recursos Naturales de Uso Común, Contaminación de Aguas, Simulación de Sistemas, Estudio de Caso, Estudio de Caso Múltiple.

## **Agradecimientos:**

Es importante en este apartado reconocer el aporte de diversas personas e instituciones para poder desarrollar el presente trabajo de tesis. Si este aporte que se ha materializado de diversas maneras en el transcurso de varios años no habría podido enriquecer tanto con datos y resultados esta tesis doctoral.

Va mi reconocimiento primero a los profesores de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Buenos Aires (FIUBA), donde desarrollé mi tesis de Maestría. Sin la sólida formación que adquirí en la modelización de problemas de ingeniería y economía, me hubiera resultado muy dificultoso abordar la problemática ambiental vinculada con el desarrollo económico y va también mi reconocimiento especial al Profesor Dr. Adrián Razzitte, director del Departamento de Química de FIUBA, quien me ha orientado específicamente en modelos de polución ambiental. Además quiero agradecer a los profesores de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires (FCEN-UBA), específicamente al Dr. Pablo Jacovkis, por su asesoramiento referido a la modelización de problemas de optimización de recursos hídricos, al Dr. Guillermo Marshall, por sus valiosos comentarios referidos a la construcción de modelos computacionales y al Dr. Pablo Canziani, Director del Programa de Estudios de Procesos Atmosféricos en el Cambio Global (PEPACG), por convocarme a participar en el mencionado Programa en el ámbito de la Universidad Católica Argentina (UCA) y por proponerme continuar mis estudios sobre la modelización de problemas de economía y medio ambiente en el Programa de Doctorado en Economía de la UCA.

Quiero expresar un reconocimiento al Comité de Admisión del Programa de Doctorado en Economía de la UCA, específicamente a los doctores, Alfonso Martínez, Enrique Scala y Javier Villanueva por orientarme en el comienzo de mi Doctorado y un agradecimiento especial al profesor Dr. Villanueva por compartir conmigo sus profundos conocimientos sobre el Sistema de Enseñanza Universitaria de Estados Unidos (USA) y las formas de vincularse con sus universidades.

También va mi reconocimiento a los profesores del Departamento de Economía de la Universidad Torcuato Di Tella (UTDT), quienes, a través de su Programa de Actualización en Economía Avanzada, me permitieron ponerme en sintonía con los más recientes progresos en economía ambiental.

Desde el punto de vista del apoyo financiero e intelectual, quiero agradecer a la Universidad Católica Argentina, quien a través de su Departamento de Investigación Institucional de la Facultad de Química e Ingeniería del Campus Rosario, me ha otorgado una dedicación docente especial, en el marco del Programa de Profesores con Dedicación Especial a la Investigación y un reconocimiento especial al Profesor Dr. Eduardo Luccini (CONICET-UCA), por transmitirme su punto de vista sobre el análisis multidisciplinario de problemáticas ambientales.

En la etapa de la recopilación de trabajos de Elinor Ostrom y colaboradores, resultó sumamente importante la Fundación Internacional BASES (<https://fundacionbases.org/>), institución que, desde el año, 2006, organiza el CONGRESO INTERNACIONAL: LA ESCUELA AUSTRÍACA DE ECONOMÍA EN EL SIGLO XXI. A raíz de mi participación en estos Seminarios Internacionales he podido conocer el pensamiento de James Buchanan, la Escuela de Elección Pública de la Universidad George Mason (CENTER FOR STUDY OF PUBLIC CHOICE, GEORGE MASON UNIVERSITY), la Escuela de Virginia de Economía Política (VIRGINIA SCHOOL OF POLITICAL ECONOMY) y el Taller de Teoría Política y Análisis de Política Pública de la Universidad de Indiana, Bloomington (THE WORKSHOP IN POLITICAL THEORY AND POLICY ANALYSIS, INDIANA UNIVERSITY, BLOOMINGTON) que lideraban los esposos Vincent y Elinor Ostrom. Fue a través de estos talleres, he podido comprender, de una manera más profunda, la metodología denominada Análisis de Desarrollo Institucional (IAD) y desarrollada por Elinor Ostrom.

También quiero tener un reconocimiento al Instituto Lincoln (LINCOLN INSTITUTE OF LAND POLICY) que a través de su Programa de Educación a distancia para América Latina y el Caribe, me ha permitido establecer un vínculo con el Sistema de Enseñanza Universitaria de USA. Un agradecimiento especial a su Director Prof. Dr. Martim Smolka (SENIOR FELLOW AND DIRECTOR, PROGRAM ON LATIN AMERICAN AND THE CARIBBEAN), gracias a quien he podido contactarme con el Instituto de Medio Ambiente y Recursos Naturales de la Universidad de Pennsylvania (ENVIRONMENT AND NATURAL RESOURCES INSTITUTE, PENNSYLVANIA STATE UNIVERSITY) que dirige el profesor PROF. DR. James Shortle. También, mi especial agradecimiento al Dr. Hernán Quinodoz (SENIOR MEMBER, THE DELAWARE RIVER BASIN COMMISSION, USA) por su asesoramiento y la información que me ha facilitado, referida a los organismos de cuencas de los ríos de USA y a la legislación vigente en este país, estudiados en esta tesis.

Un reconocimiento especial quiero tener con el profesor Prof. Dr. Francisco Casiello (Director General de Investigación de la Sede Rosario, Pontificia Universidad Católica Argentina), gracias a quien he podido conocer la obra del Profesor Dr. Yacov Haimés y también contactarme con el Centro de Gestión de Riesgos en Ingeniería de Sistemas de la Universidad de Virginia (CENTER FOR RISK MANAGEMENT OF ENGINEERING SYSTEMS, UNIVERSITY OF VIRGINIA), para el desarrollo de esta tesis.

Un reconocimiento quiero tener con el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), por proveerme, a través del Convenio de Cooperación Técnica INTA-UCA, información relevante sobre la cuenca del río Carcarañá y un agradecimiento especial quiero tener con el Mgter. Ing. Agr. Julio Castellarín y con el director de la Estación Experimental Oliveros del INTA, Mgter. Ing. Agr. Luis Carrancio, por el asesoramiento permanente que me ofrecieron sobre el relevamiento y la sistematización de la información agrícola existente sobre esta cuenca, necesaria para el desarrollo de esta tesis. No podía faltar también mi reconocimiento a los funcionarios del Ministerio de Medio Ambiente de la Provincia de Santa Fe, del Ministerio de Agua, Ambiente y Servicios Públicos de la Provincia de Córdoba y de la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación, por orientarme y facilitarme información técnica referida a la política ambiental, histórica y actual de la República Argentina.

Un reconocimiento importante, se merecen todos los profesores del Doctorado en Economía, los cuales me han transmitido los conocimientos profundos en economía necesarios para desarrollar esta tesis y un agradecimiento especial al Dr. Marcelo Resico, Director del Programa de Doctorado en Economía de la Facultad de Ciencias Económicas de la UCA, quien siempre me ha animado a continuar en este emprendimiento a pesar de algunas vicisitudes que fueron surgiendo y a mi director de Tesis Dr. Fernando Nicchi, por su permanente guía y asesoramiento.

Finalmente quiero expresar un agradecimiento a toda mi familia y muy especialmente a mi esposa Vilma Barbero, quien me ha acompañado todos estos años que dediqué al desarrollo de este trabajo de tesis.

Puerto Madero, Buenos Aires, 15 de mayo del 2023



# **CAPITULO 1: La problemática de la contaminación agrícola de los recursos hídricos (agua) y su internalización en un contexto de agronegocios**

## **1.1. La temática de estudio**

La actividad agrícola al descargar sedimentos, nutrientes (nitrógeno y fósforo), pesticidas, minerales, sales y patógenos en acuíferos, ríos y lagos, genera un gran problema de contaminación ambiental. Esta contaminación puede estar circunscripta a la parcela de trabajo o bien fuera de ella. La distinción es importante, porque en el primer caso se podría llegar a interpretar que se trata de un problema privado, pero en el segundo caso, indiscutiblemente se trata de un problema social, de una externalidad que requiere o bien la intervención del estado o bien alguna acción de la comunidad. El desarrollo agrícola en nuestro país no escapa a esta problemática. Por ejemplo, el desarrollo de la agricultura extensiva en nuestra región pampeana ha sido un elemento determinante del crecimiento económico y de expansión tanto en áreas de uso agropecuario, como del medio urbano, pero, este proceso de crecimiento fue acompañado por algunos problemas tales como la aparición de fuentes de contaminación del aire, del agua superficial, del agua subterránea y de suelos. Ahora bien, conocida esta problemática, *me pregunto cómo se puede inducir a los agricultores cuyas prácticas productivas dañan los cuerpos de agua a adoptar medidas de prevención y control de la contaminación que sean consistentes con los objetivos sociales de calidad del ambiente.*

Ante esta pregunta y como solución, la ciencia económica ofrece distintos instrumentos que intentan inducir cambios en la conducta de los agricultores. Estos van desde los menos compulsivos, como la persuasión apoyada en la asistencia técnica, hasta las regulaciones directas de carácter obligatorio.

Luego, *me pregunto cuáles de estos instrumentos serían los que den las mejores soluciones en general y específicamente para nuestro país.* Tradicionalmente, para abordar esta problemática, se han utilizado los sistemas de comando y control, los cuales consisten en establecer por parte del Estado, determinados parámetros sobre el cuidado del medio ambiente y sancionar a quienes no cumplan con estas directrices. Ahora bien, este sistema, generalmente, incurre en grandes costos, tanto para la administración como

para los privados y en muchos casos de aplicación no se ha obtenido el resultado económico más eficiente. En la actualidad, la tendencia es cambiar este enfoque de cómo afrontar el control de la contaminación, así como sus costos de abatimiento y recurrir a determinados instrumentos de mercado como una solución más eficiente (permisos de contaminación transables o negociables) en un contexto de agronegocios.

## **1.2. La preocupación o motivación central**

En síntesis, esta serie de preguntas que anteriormente he efectuado, me remiten a la Economía de las Externalidades Negativas (más precisamente a las externalidades negativas generadas por actividades productivas y la factibilidad de su internalización). El tema y la preocupación central de este trabajo de tesis son las externalidades negativas generadas (contaminación del agua) por actividades productivas (la agricultura) y la factibilidad de su internalización a través de instrumentos de mercado (como los permisos de contaminación transables) en un contexto de agronegocios.

El marco teórico que utilizo para interpretar la problemática de la contaminación agrícola de los recursos hídricos es el propio de la Economía Ambiental, también en este trabajo de tesis me ha orientado los trabajos de notables economistas ambientales (AZQUETA OYARZUN, ALVIAR RAMIREZ, DOMINGUEZ VILLALOBOS, L. y O'RYAN, R., 2007, pg. 312), quienes han señalado que, *dada la escasez de experiencias existentes con los permisos de contaminación transables o negociables, producto de su muy corta vida (también desde una perspectiva teórica), no se aconseja una evaluación global de su funcionamiento. Las opiniones sobre sus ventajas y desventajas relativas se fundamentan alrededor de las pocas experiencias cuya trayectoria ha sido lo suficientemente amplia como para permitir un primer esbozo de juicio de esta naturaleza.* Por ello, los estudios de caso han resultado ser el enfoque metodológico apropiado para esta temática, aunque esta metodología tiene sus limitaciones.

Los estudios de caso son una metodología aceptada como herramienta válida para formular hipótesis (incluso teorías) a partir del análisis sistemático de información cualitativa. Pero al no fundarse en el criterio de demarcación científica enunciado por Karl Popper en *Logik der Forschung Zur Erkenntnistheorie der modernen Naturwissenschaft* (POPPER, 1934), a partir de los resultados obtenidos en los estudios de caso, no estoy en condiciones de falsear determinadas hipótesis de trabajo, pero sí, en cambio, a enunciar preguntas de investigación que tienen que ver con la preocupación central de esta tesis y presentar las conclusiones que, a título personal, visualizo que

emergen de los resultados de la investigación que he realizado. De acuerdo con lo planteado por Lawrence Boland (BOLAND, 2003, pg. 244), aquí las preguntas orientadoras de la investigación son parte de un proceso continuo de intentar aprender y encontrar errores en nuestro conocimiento.

Creo, además que, haber adoptado a los estudios de caso como metodología de trabajo, me permitió cumplir con los objetivos trazados en este trabajo de investigación y además encontrarme con nuevas preguntas que remiten a trabajos de investigación futuros (tal como la posibilidad de que a partir de datos observables del mercado se pueda construir algunos modelos estadísticos que me permitan establecer conclusiones más generales).

### **1.3. Los Objetivos de esta Tesis**

En este trabajo de investigación, he establecido un objetivo general y específicos:

#### **1.3.1. Objetivo General**

El objetivo de este trabajo es, realizar una indagación sistemática sobre la problemática económico ambiental (externalidad negativa) que acarrea las actividades de producción agraria (en este trabajo, me referiré a algunas cuencas hídricas de (USA) y a una cuenca determinada de Argentina) con el consecuente deterioro de los recursos naturales utilizados (en este trabajo nos centraremos en el recurso: agua) y luego, indagar sobre los mecanismos de internalización de estas externalidades negativas, en el contexto actual.

#### **1.3.2. Objetivos Específicos**

- (1) Caracterizar el estado actual de explotación del recurso hídrico en las zonas de estudio y en el contexto propio de los agronegocios, caracterizar, además, las externalidades negativas generadas por la producción agraria y la factibilidad de su internalización.
- (2) Evaluar la normativa vigente referida a la regulación de la explotación y al control de la contaminación de los sistemas hídricos en el contexto propio de la producción agraria y en función de la optimalidad requerida por los distintos actores sociales.
- (3) Analizar los mecanismos de internalización de las externalidades negativas (contaminación de aguas) que generan la producción agraria, en el contexto actual de evolución de los agronegocios.
- (4) Analizar la conveniencia de la aplicación de estos mecanismos, mediante el análisis de estudio de casos existentes en esta temática y también con el uso de técnicas de modelaje y simulación computacional.



#### **1.4. La perspectiva metodológica adoptada**

Refiriéndome a la metodología adoptada en mi trabajo de tesis, es importante que señale que los estudios de caso han resultado ser el enfoque metodológico más apropiado para tratar esta investigación. Los estudios de caso (YIN, 2003), más que muestras representativas, son verdaderos tests experimentales. De allí que las preguntas de la investigación y las unidades de análisis tienen que ser de forma tal que permitan representar y testear las fronteras de los conocimientos actuales del tema de investigación. Robert Yin (YIN, 2003, pg. 9) al referirse a los estudios de caso, destaca que el diseño del caso único es eminentemente justificable bajo ciertas condiciones como por ejemplo cuando el caso sirve a fines esclarecedores y la alternativa, que es el estudio de caso múltiple resulta particularmente útil en el testeo de teorías, donde cada caso es comparable a un experimento en el laboratorio.

En los tres ensayos que componen esta investigación, preciso si recurro a un caso único o bien a casos múltiples y también enuncio algunas preguntas de investigación que tienen que ver con la preocupación central de este trabajo de tesis y que me orientan en los estudios de caso. Al final de cada ensayo están las conclusiones, a las que he arribado luego del proceso de investigación.

También Yin nos aclara (YIN, 2003) que los estudios de casos no representan a una muestra de una población o de un universo concreto, por lo que no pueden ser generalizables estadísticamente, sino que son usados en proposiciones teóricas, cuando el objetivo del investigador es ampliar y generalizar teorías (la generalización analítica) y no enumerar frecuencias (la generalización estadística). Y nos recomienda que la investigación que se desarrolle a través estudios de caso utilice una combinación de técnicas para obtener la información, tales como cuestionarios, revisión de documentos y colaboración de personas expertas en la temática estudiada. Trabajar con estudios de caso, es trabajar con un método que abarca una diversidad de fuentes y técnicas de recolección de información. Estas precisiones, que he tenido muy en cuenta, son aprovechadas en los tres ensayos presentes en este trabajo de tesis.

Tal como lo había señalado anteriormente, el marco teórico que adopto es el propio de la Economía Ambiental, que según Barry Field (FIELD y FIELD, 2017), *consiste en una aplicación de los principios económicos al estudio de la gestión de los recursos naturales*. Este autor destaca que, si bien la economía ambiental se nutre de las herramientas analíticas propias de la macroeconomía y de la microeconomía, es de la segunda sobre la cual se apoya sus fundamentos últimos. Basándose en principios microeconómicos

precisos, (FIELD y FIELD, 2017, pg. 2) la economía ambiental se ocupa principalmente del cómo y el porqué de aquellas decisiones individuales que repercuten en el entorno natural, y de cómo pueden modificarse las instituciones y políticas económicas para que dichos efectos respeten en mayor medida los deseos humanos y las necesidades del propio ecosistema. Adicionalmente, El marco teórico que sustenta la comparación de diferentes cuencas de diferentes países como método de estudio lo encuentro en la disciplina conocida como “hidrología comparada”. Si bien la hidrología de una región está determinada por sus patrones de clima conjuntamente con la topografía, la geología, la vegetación y las actividades humanas, se puede tomar como base a los estudios hidrológicos de una región para estudiar lo que ocurre en otra región (FETTER C. W. Jr., 2014, pg. 39). El concepto hidrología comparada (ORSOLINI, ZIMMERMANN y BASILE, 2000, pg. 3) fue acuñado para estudiar el carácter de los procesos hidrológicos influenciados por el clima, así como por la naturaleza de la superficie. El énfasis se coloca en la comprensión de las interacciones entre la hidrología y el ecosistema, determinando por tanto las posibilidades de transferir las predicciones hidrológicas de una zona a otra. Los estudios locales resultan ser una parte esencial de la hidrología comparada, que busca adaptar los conocimientos generales a las condiciones locales. También resulta fundamental el entendimiento de las similitudes y diferencias entre zonas (FETTER C. W. Jr., 2014, pg. 42).

En este sentido, señalo que en lo que refiere a la gestión del recurso en sí, la gestión integrada de cuencas hídricas presenta un principio de solución a esta problemática tan compleja y este tipo de gestión se está implementando por distintos países tanto en USA como en América Latina y el Caribe, tal como lo señala Dourojeanni, ... *A pesar de los obstáculos existentes, se observa un interés generalizado por crear y operar organismos de cuenca para mejorar la gestión integrada del agua. ... Como resultado de este interés, tanto en las leyes de aguas recientemente aprobadas, así como en muchas nuevas propuestas legislativas y en la modificación de leyes existentes, aparece por primera vez en forma explícita la intencionalidad de fortalecer y complementar la capacidad de gestión de las autoridades nacionales o centrales de aguas, mediante la creación de estructuras participativas y multisectoriales de coordinación y concertación en el ámbito de cuencas...*(DOUROJEANNI, JOURAVLEV y CHÁVEZ, 2002).

Sobre el andamiaje teórico utilizado en este trabajo de tesis, menciono además que, en capítulo tres (segundo ensayo) recurro, a conceptos propios de la Economía de los Costos de Transacción (ECT) desarrollados por Oliver Williamson (WILLIAMSON, 2007) y en

el capítulo cuatro (tercer ensayo) recorro a los principios de diseño de sistemas sostenibles de recursos (hídricos) gobernados por la comunidad, enunciados por Elinor Ostrom (OSTROM, 1990, 1999), (OSTROM, GARDNER y WALKER, 2006), que posibilitan la minimización de los costos de transacción.

### **1.5. La estructura de los contenidos**

En este trabajo de investigación, centro mis estudios en algunas cuencas hídricas de USA (donde se ha alcanzado éxitos significativos en el control de la contaminación, mediante mercados de calidad de agua) y en una cuenca hídrica de nuestro país (Cuenca del río Carcarañá). Las cuencas hídricas estadounidenses tienen acumulada una experiencia de administración de más de cuarenta años, pero, en el caso de la cuenca argentina estudiada, la experiencia de administración es reciente, si bien se cuenta con importantes estudios preliminares y algunas medidas puntuales adoptadas por los gobiernos de los estados provinciales en donde se ubica, recién en el mes de junio del año 2016, se creó la comisión interjurisdiccional de la misma (CICRC, 2016) y las primeras actividades de administración se llevaron a cabo en el mes de agosto de ese año.

He estructurado, este trabajo de tesis, en tres ensayos (capítulos dos, tres y cuatro) que giran en torno a la temática de estudio anteriormente definida. Cada capítulo constituye una investigación independiente y aborda una pregunta particular. Pero, si bien, en cada ensayo, abordo una problemática diferente relacionada con este recurso natural (AGUA), estos tres ensayos tienen una preocupación en común, que es la motivación o preocupación central de esta tesis. El objetivo primordial de estos tres ensayos es aportar un mayor conocimiento en sobre los mecanismos de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos, en el contexto de una cuenca. Mi trabajo es inédito y puede ser base de futuros trabajos que aborden otras cuencas específicas.

En el capítulo dos (primer ensayo) analizo y desarrollo un mecanismo de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos, mediante permisos de contaminación transables, aplicable a una cuenca hídrica inmersa en una zona de fuerte producción sojera de nuestro país (cuenca del río Carcarañá). Para desarrollar el análisis y la simulación he estudiado en detalle los fundamentos y el funcionamiento de un mercado de permisos de contaminación de descargas puntuales y no puntuales.

El objetivo de este mercado de calidad de agua es lograr la participación de agentes

titulares de fuentes difusas de contaminación (agricultores) en la generación y venta de créditos de reducción de contaminación, de manera que puedan contar con un incentivo para que implementen mejores prácticas de gestión en suelo y contribuyan significativamente a la reducción de las cargas de contaminantes en las aguas receptoras. Las técnicas de modelaje y simulación computacional me han permitido abordar la problemática de los mercados de calidad de aguas como regulador de la contaminación ambiental y, además, analizar la posibilidad de implementar este mecanismo de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos a nivel local, con vistas a ilustrar lo que podría ocurrir en la cuenca del río Carcarañá, ante distintos escenarios de producción agraria y de contaminación de los recursos hídricos.

En el capítulo tres (segundo ensayo) abordo, en el contexto argentino actual, la problemática de las externalidades negativas generadas por la producción agraria y la factibilidad de su internalización, para la cual presto fundamental atención a los costos de transacción. El productor agrícola, en este contexto, ha reducido sus operaciones, transfiriendo gran parte de ellas a otras unidades de negocio, con el fin de incrementar su productividad. Por esta razón, exploro la evolución del concepto de agronegocios y analizo como determinados incentivos destinados a la mejora de la economía de los agronegocios posibilitan también un beneficio medioambiental.

En este contexto dado de agronegocios que propicia la adopción de tecnologías “estado del arte” y su implementación con máxima eficiencia, el comercio de derechos de emisión se puede sumar a esta tendencia y posibilitar que el conjunto de los actores intervinientes en dicho mercado reduzca colectivamente la contaminación agrícola de los recursos hídricos. La competitividad e inserción en los mercados globales que ha registrado, en estos últimos años, el sector argentino de la producción agraria puede complementarse en un futuro, sinérgicamente con un mercado de calidad de aguas, como mecanismo de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos.

Finalmente, en este ensayo, estudio la posibilidad de que a partir de datos observables del mercado se pueda generar algunos modelos estadísticos y establecer conclusiones más generales.

En el capítulo cuatro (tercer ensayo) emprendo un estudio comparativo de las leyes fundamentales, reglamentaciones y autoridades de aplicación que atañen a la regulación y el control de la contaminación agrícola de los recursos hídricos en Argentina y USA.

Además, analizo el manejo de la contaminación en algunas cuencas hídricas de USA, donde se ha alcanzado éxitos significativos, aplicando instrumentos de mercado, conjuntamente con una cuenca de nuestro país, (cuenca del río Carcarañá) donde se puede llegar a aplicar instrumentos de mercado para mitigar la contaminación ambiental.

A través de un estudio comparativo sobre los principios de diseño de sistemas sostenibles de recursos (hídricos) gobernados por la comunidad, que posibilitan la minimización de los costos de transacción, he generado algunos indicadores de gobernanza que permiten visualizar la relación existente entre el entorno institucional, el funcionamiento económico de la producción (agrícola) y el medio ambiente (recursos hídricos), en algunas cuencas de USA y Argentina. Finalmente, analizo la posibilidad de realizar un análisis exploratorio de la relación entre variables cuantitativas, que permita correlacionar los indicadores de gobernanza con los mecanismos de internalización de externalidades negativas (instrumentos de mercado) y los costos de transacción.

En el capítulo cinco, presento las conclusiones generales de este trabajo de investigación.

## 1.6. Referencias

- 1) AZQUETA OYARZUN, D., ALVIAR RAMIREZ, M., DOMINGUEZ VILLALOBOS, L. y O'RYAN, R., (2007), **Introducción a la Economía Ambiental**, Segunda Edición, Mc GRAW-HILL/Interamericana de España, S.A.U., Madrid, España.
- 2) BOLAND, Lawrence (2003), **The Foundation of Economic Method, A Popperian Perspective**, Second Edition, Taylor & Francis, New York, USA.
- 3) CICRC (2016), Comisión Interjurisdiccional de la Cuenca del Río Carcarañá, en: <http://www.cohife.org/advf/documentos/2016/10/5804e79c4dd8f.pdf>
- 4) DOUROJEANNI, A., JOURAVLEV, A., CHÁVEZ, G. (2002), **Gestión del Agua a nivel de Cuencas: Teoría y Práctica**, CEPAL N° 47 – Serie Recursos Naturales e Infraestructura, en: <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/6407>
- 5) FETTER, C. W. Jr. (2014), **Applied Hydrogeology**, Fourth Edition, Pearson New International Edition, London, U. K.
- 6) FIELD, B. y FIELD, M. K. (2017), **Environmental Economics. An Introduction**, 7<sup>th</sup> Edition, Ed. McGraw-Hill/Irwin, USA.

- 7) ORSOLINI, H.E., ZIMMERMANN, E.D., BASILE, P.A. (2000), **Hidrología: Procesos y Métodos**, UNESCO - UNR Editor, Rosario, Argentina.
- 8) OSTROM Elinor (1990), **Governing the Commons, the evolution of institutions for Collective action**, Ed. Cambridge University Press, Cambridge, USA. En [https://www.actu-environnement.com/media/pdf/ostrom\\_1990.pdf](https://www.actu-environnement.com/media/pdf/ostrom_1990.pdf)
- 9) OSTROM Elinor (1999), **Design Principles and Threats to Sustainable Organizations that Manage Commons**, Workshop in Political Theory and Policy Analysis, Indiana University, Bloomington, USA. Disponible en: <https://dlc.dlib.indiana.edu/dlc/handle/10535/5455>.
- 10) OSTROM E., GARDNER R. and WALKER J. (2006), **Rules, Games, and Common-pool Resources**, Ed. The University of Michigan Press, Ann Arbor, USA.
- 11) POPPER Karl (1934), **Logik der Forschung Zur Erkenntnistheorie der modernen Natur-wissenschaft**, <https://www.pdfdrive.com/logik-der-forschung-zur-erkenntnistheorie-der-modernen-naturwissenschaft-d186708068.html>
- 12) WILLIAMSON, Oliver (2007), **Markets and hierarchies, analysis and antitrust implications: a study in the economics of internal organization**, The Free Press, New York, USA.
- 13) YIN, R.K. (2003), **Case Study Research: Design and methods**, 3<sup>rd</sup> Ed. Newbery Park: SAGE Publications, USA.



## **CAPITULO 2: Los mecanismos de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos en Argentina y USA**

### **2.1. Introducción a la problemática de estudio de este ensayo**

La literatura clásica de economía ambiental al referirse al problema de la contaminación de los recursos hídricos (agua) identifica emisiones localizadas (puntuales) que son aquellas provenientes de desagües de la industria y de las plantas de tratamiento de aguas residuales, e identifica emisiones no localizadas, las cuales provienen de la filtración procedente de los pesticidas y fertilizantes agrícolas a los acuíferos y el arrastre de sustancias químicas y aceites pesados por medio de la lluvia. Esto ha dado origen a una reglamentación específica para este tipo de contaminación. (FIELD y FIELD, 2017, pg. 267). Pero a medida que ha evolucionado el control de la contaminación hídrica, se ha desviado la atención que se le prestaba a las fuentes de contaminación puntuales, hacia las fuentes de contaminación no puntuales, dado que, en el control de las primeras se ha alcanzado éxitos significativos.

Por ejemplo, la agricultura es el principal contribuyente de la escorrentía que genera contaminación de fuentes no puntuales (difusas) y la principal causa de contaminación del agua en USA, donde se han identificado tres formas principales de fuentes agrícolas difusas: sedimentos, nutrientes como nitrógeno y fósforo y pesticidas. (VALCU, 2013, pág. 7). En nuestro país, la cuenca del río Carcarañá, ha sido especialmente afectada por el desarrollo de la agricultura extensiva que, si bien ha sido un elemento dominante en el crecimiento económico y de la expansión tanto de las áreas de uso agropecuario, como de medio urbano, el uso extensivo requiere analizar la vulnerabilidad ambiental de la cuenca. El proceso de crecimiento indicado en esta cuenca fue acompañado por algunos problemas que fueron subestimados como: mayor producción de desechos urbanos resultantes de un consumo creciente; acumulación de materiales no degradables; residuos industriales, como fuentes de contaminación del agua superficial y subterránea y de los suelos. A esto problemas se suman otros como la erosión y degradación de los suelos, la sedimentación de ríos y cuerpos de agua, el cambio climático, la destrucción del hábitat natural y la pérdida de vida silvestre. Por otro lado, también se registra una carencia de

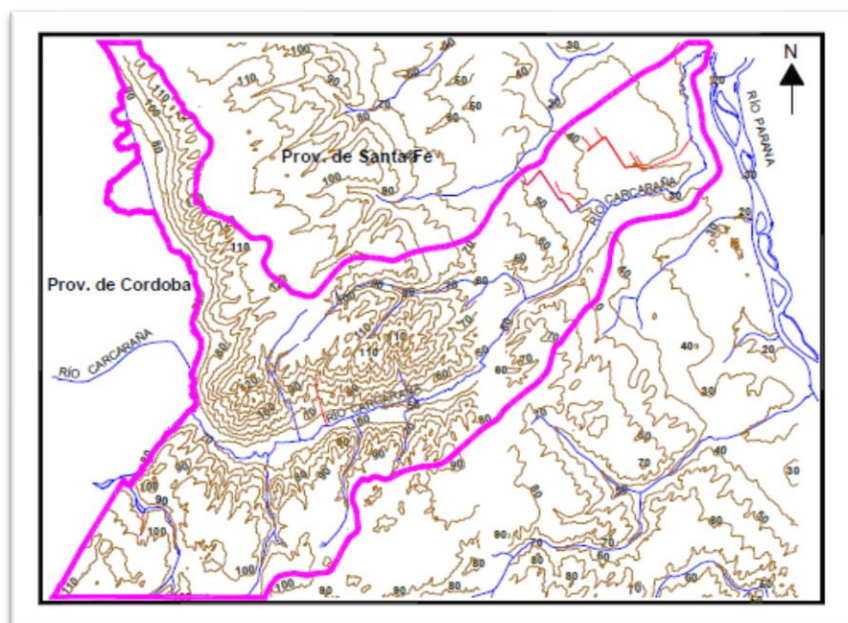


trabajos de investigación académicos y/o profesionales sobre la cuenca del río Carcarañá, de forma que los mismos, permitan la implementación de un sistema de regulación y control óptimo de la contaminación de aguas, originadas por fuentes puntuales y no puntuales, tal como se aplica a algunas cuencas de USA. A partir de este estado de situación descrito en forma somera, en este ensayo, voy a realizar, primeramente, una caracterización de la cuenca del río Carcarañá y luego voy a testear un modelo de regulación y control de la contaminación agrícola de los recursos hídricos, mediante instrumentos de mercado propuesto por Nguyen (NGUYEN, SHORTLE, REED y NGUYEN, 2013) y analizar su aplicabilidad a esta cuenca hídrica inmersa en una zona de fuerte producción sojera de la república argentina.

### 2.1.1. Caracterización de la cuenca del río Carcarañá

Para realizar una caracterización de la cuenca del río Carcarañá, he consultado varias fuentes de información provenientes de trabajos técnicos del Centro Universitario Rosario de Investigaciones Hidro ambientales (CURIHAM, 2021), de la Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, también del Centro de Estudios y Tecnología del Agua (CETA, 2021), de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, reglamentaciones provenientes de la Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación y leyes específicas (códigos de aguas y legislación complementaria) de las Provincias de Córdoba y Santa Fe.

Figura 1: Cuenca del río Carcarañá



Fuente: VENENCIO, 2007, pg. 27



del Carcarañá (CICRC, 2016) y las primeras actividades de este organismo se llevaron a cabo en el mes de agosto de ese año. En el año 2017 el gobierno de la Provincia de Córdoba conjuntamente con la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Universidad Nacional de Córdoba (DIAZ LOZADA, 2019, pg. 7), emprenden una serie de estudios para sentar las bases de un plan director para la cuenca del río Carcarañá. Evidentemente, la caracterización de esta cuenca está en constante evolución, así como su delimitación y la administración de los recursos comunes a través del consejo interjurisdiccional de la cuenca (CICRC, 2016).

En lo que refiere a la topografía de la cuenca, presenta un paisaje bien definido hacia el oeste, mientras que en la parte media hay una zona de transición con numerosos bajos que son anegados de manera temporaria producto del exceso de precipitaciones, configurándose hacia el este de forma más aplanada. La red hidrográfica queda bien definida, con el río Carcarañá como curso principal y donde la vegetación es de gran porte en ambas márgenes, dada a la gran variabilidad de suelos con diferentes aptitudes agrícolas y ganaderas es ocupado principalmente por la agricultura, prevaleciendo el cultivo de soja y en menor escala las prácticas pecuarias. En su paso por la provincia de Santa Fe, el río Carcarañá es alimentado por los escurrimientos superficiales de las aguas de lluvia, de los afluentes principales y por la descarga del acuífero libre. Los afluentes secundarios tienen cauces apenas excavados en la llanura con barrancas de poca profundidad que recogen las aguas de los escurrimientos superficiales y el remanente de agua del suelo sobresaturado (figura 1). El área de aportes de la cuenca del río Carcarañá se desarrolla a lo largo de las provincias de San Luis, La Pampa y Córdoba. Fluye por su cauce bien definido recorriendo la Provincia de Santa Fe de suroeste a noreste. Mientras que, en la porción final de la cuenca, donde el río presenta un cauce muy desarrollado, se observa otro cambio morfológico de magnitud, que es la inflexión de su sentido de escurrimiento hasta desembocar en el riacho Coronda, brazo del Paraná a la altura de Puerto Gaboto. En esa zona su desagüe es en forma paralela al río Paraná, pero hacia el norte, siendo uno de los principales tributarios de este por su margen derecha (VENENCIO, 2007, pg. 28). El cauce principal del río Carcarañá presenta al ingresar al territorio santafesino, cotas de 65 metros. Después de recorrer una longitud de 60 km hasta llegar a la zona media de la cuenca, las cotas disminuyen al orden de los 50 m siendo la pendiente de 0.25 m/km. Desde aquí y hasta la desembocadura del río homónimo en el Coronda, luego de recorrer 79 km presenta una pendiente del orden de 0.45 m/km. En lo que respecta al tramo que está en el territorio de la provincia de Santa Fe, o tramo inferior

de la Cuenca del río Carcarañá (Figura 1), atraviesa de oeste a este la provincia con una superficie aproximada de 4700 km<sup>2</sup>. Esta porción de la cuenca se emplaza entre los 32° 26' y 33° 20' de Latitud Sur y los 62° 04' y 60° 36' de Longitud Oeste, formando parte los departamentos Belgrano e Iriondo al norte del río Carcarañá y Caseros y San Lorenzo al sur de este río, con una longitud de 140 km, con márgenes que oscilan entre 3 y 4 metros de altura y un ancho medio de 65 m.

Una característica importante de este tramo de cuenca elegido es que los dos grandes conglomerados urbanos (ciudad de Córdoba y Ciudad de Rosario), se encuentran fuera del mismo, lo cual demarca el perfil eminentemente rural del tramo. Se destaca, además, que a lo largo de este tramo de cuenca se encuentran una serie de localidades pequeñas y medianas, con un número reducido de localidades entre 50.000 y 1000.000 habitantes y predominando aquellas con menos de 10.000. He tomado los datos de los Censos Nacionales de Población, Hogares y vivienda realizado por el INDEC en los años 2001 y 2010, de los departamentos atravesados por el tramo de cuenca y he confeccionado la siguiente tabla (tabla 1) que me permite visualizar la variación relativa del crecimiento registrado de la población, cuestión que se condice con el perfil rural del tramo.

Tabla 1: Detalle de la evolución de la población en los departamentos del tramo de cuenca

<b>Departamentos</b>	<b>Población Año 2001</b>	<b>–</b>	<b>Población Año 2010</b>	<b>–</b>	<b>Variación Porcentual (%)</b>
<b>Iriondo</b>	65486		66675		1,8
<b>Belgrano</b>	41449		44788		8,1
<b>Caseros</b>	79096		82100		3,8
<b>San Lorenzo</b>	142097		157855		10,7

Fuente: Elaboración propia en base a (Censo Nacional, 2010)

También he confeccionado otra tabla (tabla 2), donde se puede visualizar otra característica sobresaliente del perfil rural del tramo:

Tabla 2: Detalle áreas clasificadas como soja en los departamentos del tramo de la cuenca

<b>Departamentos</b>	<b>Área total del departamento (has)</b>	<b>Área clasificada como soja (has)</b>	<b>Relación Porcentual (%)</b>
<b>Iriondo</b>	307119,24	207086,49	67
<b>Belgrano</b>	232020,90	154562,76	67
<b>Caseros</b>	327653,82	242405,28	74
<b>San Lorenzo</b>	175553,28	107753,49	61

Fuente: Elaboración propia en base a (PORTAPILA et al. 2015)

Para confeccionar la tabla 2, he tomado como base el reporte de Portapila (PORTAPILA, MARIN, OMELIANIUK, ORTA, y ESCOBAR, 2015) que señala además que, en las campañas de la década del 2010, las actividades predominantes son las agrícolas (soja de primera, trigo-soja de segunda y maíz) con 11.244 ha en la campaña 2003/04 y en menor proporción la ganadería, con 280 has en tambo y 371 has en cría e invernada. La superficie agrícola se mantiene en las campañas 2003/04 - 2005/06, en soja. Algo similar ocurre en torno a la superficie cultivada con maíz, aumentando el rendimiento en el 2005 y disminuyendo en el 2006 que fueron atribuidas al déficit hídrico sufrido por el cultivo. En el trabajo (CASTELLARIN, SANCHEZ, HERRERA, CASIELLO, VENECIO, y PAPA, 2013), se señala a esto como frentes estructurantes de avance, lo cual significa que toda expansión de la agricultura tiende a transformar la dinámica económica, social y ambiental de las regiones intervenidas.

El modelo productivo agrícola extensivo se ha caracterizado fundamentalmente por el predominio de los cultivos sin labranza, por las escasas rotaciones con una marcada tendencia al monocultivo de soja y por la elevada dependencia de unos pocos herbicidas, prácticamente como opción exclusiva para manejar malezas, con predominio del glifosato. En nuestro país durante la campaña 2009/2010 se utilizaron aproximadamente 257 millones de litros de glifosato de los cuales aproximadamente el 52% se aplicó durante el período de barbecho y un 42% en el cultivo de soja (CASTELLARIN, SANCHEZ, HERRERA, CASIELLO, VENECIO, y PAPA, 2013). Sin embargo, la presión de selección ejercida sobre la flora de malezas del agroecosistema no está determinada sólo por la cantidad de glifosato utilizado sino también por la modalidad con que se lo emplea y por la escasa o nula rotación con otros principios activos como resultado de lo cual se están verificando casos de tolerancia y de resistencia. La tolerancia a un herbicida se la puede definir como la capacidad natural y heredable de la totalidad de los individuos de una especie para sobrevivir y reproducirse luego de la aplicación del herbicida debido a características morfológicas y fisiológicas propias de la especie, por lo tanto las especies que son tolerantes nunca antes fueron susceptibles; mientras que la resistencia a un herbicida se la define como la capacidad heredable de una población o biotipo para sobrevivir y reproducirse después de la aplicación de una dosis de herbicida que era letal para la población original.

### **2.1.2. Caracterización de la contaminación agrícola de los recursos hídricos en cuenca del río Carcarañá**

Antes de que realice la caracterización de la contaminación agrícola en la cuenca del río Carcarañá, es necesario que desarrolle un detalle mayor sobre la naturaleza de las fuentes de contaminación no puntuales o difusas. Las emisiones puntuales difieren de las emisiones difusas en lo siguiente:

- a) La naturaleza de las emisiones puntuales es determinística, mientras que la naturaleza de la emisión difusa es estocástica.
- b) La efectividad de los esfuerzos de control es cierta para las fuentes puntuales pero incierta para las fuentes difusas.
- c) Las descargas de fuentes puntuales se pueden medir directamente, mientras que las descargas de fuentes no puntuales se deben estimar.

Contar con una buena estimación de las descargas de las fuentes no puntuales resulta necesario para diseñar luego algún programa eficiente de control de la contaminación. En este trabajo, considero que puedo obtener una buena estimación de las descargas no puntuales disponiendo de la información apropiada y del auxilio de un software específico, de amplia difusión en la literatura de economía ambiental. Este software específico de modelización y simulación hidrológica, conocido como SWAT (acrónimo de *Soil and Water Assessment Tool*) y desarrollado por Servicio Agrícola de Investigación dependiente del Departamento de Agricultura de USA (VALCU, 2013, pg. 25), permite predecir el impacto de las prácticas agrícolas de manejo de cultivos sobre el agua, la producción de sedimentos y agroquímicos en cuencas hídricas con variedad de suelos, uso de tierras y condiciones de manejo sobre un tiempo prologado. Este software fue diseñado para ejecutar simulaciones de cuencas hídricas basadas en una amplia gama de entradas, como datos climáticos (precipitación, temperatura, etc.), información de características del suelo (pendiente, calidad del suelo, topografía, erosión, etc.), crecimiento de las plantas y rotaciones de cultivos, manejo de nutrientes, transporte y transformación de nutrientes, y prácticas de manejo y uso de la tierra.

La información apropiada que necesito es información específica sobre el clima y el tiempo, propiedades de suelos topografía, vegetación y prácticas de manejo de tierra que acontecen en las cuencas, para utilizar estas como datos de entrada al software específico. Los procesos físicos asociados con el movimiento del agua, movimiento de sedimento, desarrollo de cosecha, ciclo de nutrientes, etc. son modelados directamente por el software específico (SWAT, 2021). Con el propósito de implementar simulaciones, la cuenca hídrica es dividida en un número de subcuencas. Este software permite cómputos simultáneos en varias subcuencas, para predecir la producción de aguas en cuencas,

además, en su menú, se cuenta con componentes de transporte de sedimento para simular movimiento de sedimento a través de estanques, depósitos corrientes y valles. El uso de subcuencas en simulación es muy útil, particularmente cuando hay diversas áreas de la misma cuenca, que se ven afectadas por el uso de suelo o suelos bastante desiguales de tal forma que impactan fuertemente en la hidrología del sector. La información de entrada para cada subcuenca se agrupa en las categorías siguientes: clima, unidades de respuesta hidrológicas, estanques, humedales, agua subterránea, canal principal y drenado en la subcuenca. Las unidades de respuesta hidrológicas son aéreas de tierra dentro de la subcuenca que corresponden a todas las combinaciones de cobertura de tierra, suelo y pendiente de cuenca. Es importante, además, destacar que este software utiliza modelos de crecimiento de plantas para simular toda clase de coberturas de tierra. Estos modelos permiten valorar la eliminación de aguas y nutrientes de la zona, transpiración y producción de biomasa (VALCU, 2013, pg. 26).

Los nutrientes pueden ser introducidos a los canales principales y transportados río abajo por escorrentía y flujo superficial o subterráneo lateral. Los pesticidas pueden ser aplicados a una unidad de respuesta hidrológica, para estudiar el movimiento de la sustancia química en la cuenca. El software simula el movimiento de pesticidas hacia el perfil de suelo, vía escorrentía de superficie y subterránea por filtración. También puedo rastrear el movimiento y la transformación de las diversas formas de nitrógeno y fósforo en las cuencas (en el suelo la transformación de nitrógeno se rige por el ciclo del nitrógeno y la transformación del fósforo en el suelo se rige por el ciclo del fósforo). A partir de los datos de la cuenca (entrada), las salidas del software consisten en estimaciones de concentración de corrientes para cargas de nitrógeno, fósforo y sedimentos. Estos datos generados por el software proporcionan medidas generales de las concentraciones, así como información detallada sobre los componentes de cada tipo de descarga. Por ejemplo, para las cargas de nitrógeno, puedo recuperar información detallada sobre los componentes de las cargas de nitrógeno. La información obtenida se puede utilizar para predecir las cargas de las cuencas hidrográficas en un amplio rango de tiempo, desde estimaciones diarias hasta anuales.

Presento a continuación, algunos detalles sobre la estimación de descargas no puntuales sobre un tramo de la cuenca del río Carcarañá, donde se utiliza el software SWAT para estimar los cambios en las cargas de nutrientes como respuesta a prácticas de conservación alternativas bajo diferentes opciones de cultivo y alternativas de rotación (GOLIN, BURGÉS y PORTAPILA, 2010). Estos autores, para realizar algunas

estimaciones de descargas no puntuales en un tramo de la cuenca, dividieron a la misma en subcuencas. En el software SWAT, cada subcuenca se delimita aún más en pequeñas unidades de respuesta hidrológica (HRU). Una HRU es una entidad conceptual, sin una ubicación espacial precisa dentro de la subcuenca, e identificada como un porcentaje del área en la subcuenca con suelo, uso de la tierra y prácticas de manejo homogéneos. Aquí, las descargas estimadas se pueden interpretar como emisiones de escorrentía desde el borde del campo. Como experiencia piloto, estos autores de un tramo de la cuenca tomaron tres subcuencas con las siguientes características físicas:

Tabla 3: Parámetros de las Subcuencas

Subcuencas	Área (km)	Pendiente (%)	Long. Pte. (m)
Subcuenca 1	151,14	1,20	121,95
Subcuenca 2	67,66	1,33	121,95
Subcuenca 3	36,16	1,38	121,95

Fuente: Elaboración propia en base a (GOLIN et al. 2010).

Las cargas de nutrientes medidas en la salida final ubicada en la base de la subcuenca se obtienen sumando las cargas correspondientes de cada HRU. Se puede visualizar, a continuación, algunos resultados obtenidos por estos autores que resultan fundamentales para contar con una estimación correcta de las descargas no puntuales en la cuenca de estudio.

Tabla 4: Producción de sedimentos según el uso de cultivo

Cultivo	Producción anual bruta	Producción anual neta
Soja – desnudo	137126 (t)	538 t/Km <sup>2</sup>
Maíz – Trigo	117764 (t)	462 t/Km <sup>2</sup>
Soja – Trigo	105439 (t)	414 t/Km <sup>2</sup>

Fuente: Elaboración propia en base a (GOLIN et al. 2010).

Tabla 5: Escurrimiento medio anual según el uso de suelo

Cultivo	Escurrimiento anual
Soja - desnudo	1119 mm
Maíz - Trigo	946 mm
Soja – Trigo	860 mm

Fuente: Elaboración propia en base a (GOLIN et al. 2010).

Se puede advertir que el monocultivo de soja es el que produce más sedimento y que la combinación soja - trigo resulta ser la más eficiente, la misma tendencia se evidencia al visualizar los resultados del escurrimiento medio anual. En un trabajo posterior



(BURGUES, GOLIN y PORTAPILA, 2012) estos autores realizan estudios preliminares referidos a la contaminación en aguas superficiales provenientes de fertilizantes y pesticidas utilizados en las actuales prácticas agrícolas en un tramo de la cuenca del río Carcarañá y llegan a la conclusión de que la cantidad de fertilizantes y pesticidas aplicados por unidad de área son mayores a los requeridos para obtener los mismos rindes de los cultivos. También los autores afirman que a partir de los resultados obtenidos con la herramienta computacional SWAT, la misma resulta ser adecuada para áreas de llanura y grandes extensiones. Una vez calibrado y validado el modelo hidrológico construido con los datos de la cuenca, es posible obtener resultados de simulaciones de diferentes escenarios, esto lo convierte en una herramienta de planificación, ya que a través de la evaluación de diferentes condiciones de manejo de suelo se podrán determinar las mejores prácticas para la agricultura (BMP), y además posibilita la simulación del impacto en la calidad del agua de diferentes escenarios potencialmente presentes en la cuenca hídrica. Pero la desventaja sobresaliente de este tipo de estimación que he encontrado es que se requiere de una considerable cantidad de datos para validar y calibrar el modelo hidrológico utilizado, a escala de cuenca y subcuencas. Ciertamente y de acuerdo con VALCU (VALCU, 2013, pg. 26), una cuenca se divide en cientos de campos, y cada campo puede tener varios campos agrícolas. prácticas adecuadas a su tipo de suelo. Por ejemplo, para un conjunto de 9 prácticas agrícolas y 2.900 campos, el número total de posibles escenarios de cuencas hidrográficas es  $9^{2900}$  escenarios posibles. Recurriendo al software SWAT como herramienta computacional de apoyo, se puede estimar las descargas no puntuales sobre el agua para una determinada cuenca, tal como se ha visualizado en los estudios preliminares que he presentado, pero resulta un trabajo que requiere de un marco legal regulatorio de la temática y de la creación de un grupo interdisciplinario de profesionales abocados a esta tarea específica de estimación.

### **2.1.3. Mecanismos de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos**

En la literatura de economía ambiental, desde hace años se viene debatiendo sobre la conveniencia de aplicar un impuesto a la contaminación o bien recurrir a programas de permisos transferibles. Marcelo Caffera (CAFFERA, 2018, pg. 106) señala como ventajas importantes de los permisos a: (i) para fijar el impuesto correcto el regulador tiene que saber los beneficios marginales de las empresas, en cambio para implementar un sistema de permisos no. (ii) con un impuesto a las emisiones se requiere ajustar el impuesto por

cada nueva firma contaminante, pero con los permisos no. (iii) es probable que las firmas prefieran los permisos transferibles ya que son un activo con valor. Ahora bien, con los permisos hay que ajustar la cantidad de contaminación permitida a medida que avanza el progreso tecnológico y cambian las preferencias.

Teniendo en cuenta lo señalado, a continuación, voy a abordar la posibilidad de regular y controlar la contaminación agrícola de los recursos hídricos a través de un sistema de permisos transferibles. Los mercados de cuotas de contaminación (mercados de calidad de agua) relacionados con vertidos de las fuentes puntuales y las fuentes no puntuales, son una fórmula de reasignación de derechos y obligaciones de vertido que persigue una distribución más eficiente de las cargas ambientales. Así, quienes pueden mejorar la calidad del efluente con menor costo, superando sus obligaciones legales, generan créditos transmisibles a quienes están en situación inversa.

Este tipo de mercado ha alcanzado un desarrollo considerable en USA y su implantación es creciente en diversos países (SHORTLE, 2013). En el contexto del comercio de permisos de descargas puntuales y no puntuales y una vez que la estructura de mercado y las normas de comercio (tasas comerciales y objetivos del entorno ambiental) están especificadas, es posible describir el desempeño del mismo. Pero un detalle mayor requiere este contexto sobre el comercio de permisos de descargas puntuales y no puntuales (tanto en USA como en Argentina), el cual desarrollo a continuación.

Los instrumentos económicos para regular las descargas puntuales y no puntuales contaminantes en los cuerpos de agua no están exentos de limitaciones, sin embargo, el efecto de estas regulaciones sobre el mejoramiento de la calidad del agua es innegable en países donde estas normas van acompañadas de apoyos financieros, de programas de educación y donde existe una vigilancia eficiente por parte de la autoridad reguladora, como es el caso de USA.

Pero la vigilancia y el cumplimiento de estas regulaciones es posible sobre todo por el hecho de que se aplican a descargas que se pueden observar (directa o indirectamente) y cuantificar (FIELD y FIELD, 2017, pg. 283) tal como lo plantea el esquema TMDL (*Total Maximun Daily Load*). El TMDL representa la Carga Máxima Diaria de Contaminante, que puede recibir un cuerpo de agua superficial (quebrada, río, lago o playa) sin que se viole ninguno de los estándares de calidad de agua establecidos para ese contaminante, <https://www.epa.gov/tmdl>.

Más precisamente, es la cantidad máxima total, en términos de masa por unidad de tiempo (aunque las unidades pueden variar), que permiten mantener un cuerpo de agua dentro de

los niveles de contaminación aceptables que no inhabilitan la disponibilidad del recurso para sus usos establecidos.

Estos estándares de calidad de agua son establecidos por medio de la reglamentación estatal, y el propósito de un TMDL es establecer la cantidad máxima de descarga de un determinado contaminante lo cual se establece a partir de la siguiente relación matemática:

$$TMDL = \sum_{i=1}^n WLA_i + \sum_{l=1}^n LA_l + MOS \quad (2.1)$$

$WLA_i$ : Sumatoria de las asignaciones de carga para fuentes puntuales

$LA_l$ : Sumatoria de las asignaciones de carga para fuentes no puntuales

$MOS$ : Margen de seguridad (MOS, por sus siglas en inglés)

Aunque el planteamiento matemático del TMDL resulta sencillo, observar (directa o indirectamente) y cuantificar tanto las descargas puntuales como las no puntuales es una tarea compleja que requiere de un elevado desarrollo ingenieril, por parte de la autoridad de aplicación. Específicamente, en el caso de las descargas no puntuales, éstas no se pueden observar directamente y su cuantificación resulta difícil por razones técnicas y económicas, además, resulta dificultoso poder identificar con certeza al responsable de la descarga y el monitoreo también resulta sumamente complicado (esta es la situación de la agricultura y la ganadería). La problemática propia de las fuentes de contaminación no puntuales vinculadas a la producción agropecuaria ha dado lugar al desarrollo del concepto “función de producción no puntual” (FPNP) con el fin de dimensionar, las emisiones contaminantes de la agricultura que no podemos observar. Las FPNP relacionan opciones de producción, con emisiones que se estiman a partir de modelos hidrológicos y estadísticos, y constituyen la base para la toma de decisiones ambientales (VALCU, 2013, pg. 36). Un mayor detalle de este tratamiento matemático de las fuentes de contaminación no puntuales, lo he desarrollado en el apéndice G de esta tesis.

Contar con la implementación de un TDML en la cuenca es el paso previo necesario y requerido por un potencial mercado de calidad del agua. El TDML es la ingeniería soporte de este potencial mercado y el proceso de desarrollo del TDML requiere de la ejecución de algunos pasos principales, finalizando con el establecimiento una asignación de cargas máximas a cada componente (fuentes puntuales y no puntuales).

Los pasos del proceso de desarrollo de un TDML, de acuerdo con (FIELD y FIELD,

2017, pg. 284) son:

- 1.- Identificación del problema y establecimiento de metas numéricas de acuerdo con los estándares de calidad de agua
- 2.- Evaluación de las fuentes de contaminación y evaluación de la carga de contaminantes
- 3.- Establecimiento de un modelo que responda a la relación de flujo y carga de contaminante.
- 4.- Asignación de las cargas máximas permitidas por cada fuente
- 5.- Plan de implementación en la cuenca de estudio

La implementación final del TDML asegurará que los estándares de calidad de agua se mantendrán permitiendo el desarrollo presente y futuro de las diversas actividades de desarrollo económico y social alrededor de los cuerpos de agua de la cuenca de estudio. Es importante, por consiguiente, desarrollar un TDML dentro del concepto de manejo integrado de la cuenca y con la participación de los comités de cuencas.

Barry Field (FIELD y FIELD, 2017, pg. 221) destaca que en USA, de las dos políticas de incentivos para las cuencas hídricas, los permisos de contaminación negociables han generado adhesiones tanto en las autoridades como en algunos grupos ecologistas y dentro de los economistas ambientales, ya que esto permitiría mejorar sustancialmente las políticas ambientales y su costo, enuncia además que es perfectamente posible incentivar el intercambio de permisos entre distintas fuentes de contaminación en el marco de un programa de carga máxima total diaria (TMDL).

En teoría (SHORTLE, 2013), cuando se permite que las fuentes puntuales alcancen objetivos de descarga comprando reducciones de fuente no puntuales, el control de la contaminación se alcanza a un menor costo. Sin embargo, para que este mercadeo tenga lugar se tienen que dar dos circunstancias:

- 1) Que las fuentes puntuales y no puntuales contribuyan con montos significativos y conocidos del contaminante objetivo de una cuenca.
- 2) Que los costos marginales de reducir las descargas no puntuales sean menores que los costos de reducir las descargas puntuales.

Este intercambio requiere de un enorme compromiso por parte de las autoridades estatales en términos de costos de administración y de adquisición de información básica para que se produzca, pero el mercado entre fuentes puntuales y no puntuales puede constituir un método alternativo para controlar las descargas difusas.

Los componentes indispensables de este proceso resultan ser la identificación de todas las descargas y la evaluación de las capacidades de asimilación del cuerpo de agua en

relación con el estándar de calidad de agua que se establezca.

Los mercados de cuotas de contaminación del agua admiten dos modalidades principales:

- 1) *One-time offset agreements*: Esta forma permite que, de manera bilateral, empresas con autorización de vertido que tienen dificultades para alcanzar los estándares exigidos puedan compensar la diferencia adquiriendo cuotas de contaminación de terceros, fuentes directas o difusas, incluidas explotaciones agrícola, estas compensarán el exceso de contaminación del adquirente con reducciones equivalentes.
- 2) *Trading programs*: Mientras que el modelo anterior surge como respuesta a problemáticas específicas de empresas con dificultades para cumplir con los niveles fijados en su autorización de vertido, aquí nos encontramos con programas integrales para fomentar intercambios entre múltiples agentes, el objetivo último es mejorar el estado ambiental de las masas de agua con una reasignación eficiente de los esfuerzos y costes.

En nuestro país y específicamente en la zona de la cuenca del río Carcarañá, la regulación y control de la contaminación de fuentes puntuales y no puntuales está atravesada por una serie de distintas regulaciones impuestas por parte de los estados provinciales y diferentes organismos estatales que intervienen en la política de control de contaminación, lo que dificulta operativamente establecer un esquema TDML.

El trabajo de López Sardi y otras (LÓPEZ SARDI, E.M., CATTANEO, M.P. y GARCÍA, B.N., 2014) es muy ilustrativo en este sentido, ya que permite visualizar las distintas normativas de tratamiento de efluentes en jurisdicciones provinciales que lindan y que atraviesan la cuenca de estudio. Las autoras señalan que como consecuencia del contexto federal y de la gran cantidad de organismos que intervienen a la hora de regular la política vinculada al manejo de este recurso, existen en nuestro país normativas dispares para regular el uso y tratamiento del agua y también existen diferencias notorias respecto de las regulaciones vigentes en los países limítrofes, como es el caso de la República Oriental del Uruguay. Esto dificulta notablemente la implementación de una regulación y control único por cuenca ya que la serie de normativas vigentes no homogéneas lleva a una disparidad en los criterios de castigos y recompensas, aplicados (CAFFERA, 2018).

En síntesis, para implementar un TDML, primeramente, se debería generar un consenso general con el fin de crear una normativa regional homogénea que regule la gestión de la calidad del agua. Para este consenso, los comités de cuenca interjurisdiccionales son una pieza fundamental.

Un mayor detalle de la cuestión económico-legal vinculada a la regulación y control de la contaminación de los recursos hídricos, tanto en Argentina como en USA, lo desarrollo en el cuarto capítulo de este trabajo de tesis.

En cuanto al empadronamiento y monitoreo de las fuentes puntuales y no puntuales de contaminación en la cuenca del río Carcarañá (el primer paso para poder implementar un TDML), voy a referirme a los avances registrados en la Provincia de Santa Fe, tomando como base lo que ha reportado Pablo Bereciartua (BERECIARTUA, 2020), quien señala que la provincia viene desarrollando un programa de control de efluentes, donde la calidad de los cursos de agua de superficie está directamente relacionada con la descarga de efluentes domésticos, industriales y agrícolas. El objetivo del gobierno provincial es limpiar los cursos de aguas de superficie desarrollando estrategias integrales para monitorear y controlar la descarga de efluentes utilizando un sistema georreferenciado. En marco del “Sub-Programa de Recuperación de la Calidad de los Cuerpos de Agua Superficiales”, desde el año 2008 se viene realizando de manera sostenida el monitoreo de distintos cursos de agua superficial en el territorio provincial, con toma de muestras líquidas y de sedimento para determinación de las condiciones fisicoquímicas, microbiológica e identificación de invertebrados bentónicos, utilizados como bioindicadores de calidad de agua. Los cursos de agua fueron seleccionados alternativamente, acorde a posibilidad técnica, para realización del diagnóstico de cada curso. Más precisamente, desde el año 2008, se realizaron determinaciones en el Río Carcarañá (área de estudio de este trabajo de tesis), Arroyo Saladillo, Laguna Melincué, Arroyo El Rey, Arroyo Los Amores, Arroyo Frías, Arroyo Seco, Arroyo Ludueña, Arroyo San Lorenzo y en el Río Paraná. Precisiones sobre el sistema georreferenciado (sistema de información geográfica) que se viene desarrollando en la Provincia de Santa Fe y que es el soporte tecnológico para el empadronamiento y monitorio de las fuentes puntuales y no puntuales, la desarrollaré en el punto 2.4.2.

Ahora bien, para que los mercados de la calidad de aguas tengan éxito en lograr los objetivos económicos y ambientales, es prioritario que los mercados se diseñen de manera que (1) puedan generar la participación de agentes económicos que se beneficien del comercio, y (2) ser regulados por reglas que permitan obtener ganancias de este comercio. Los formuladores de políticas necesitan orientación sobre los méritos y desafíos de este tipo de mercados, y además contar con que los mercados diseñados puedan brindar los beneficios prometidos a pesar de la existencia de notables incertidumbres asociadas con el comercio de descargas no puntuales.

Nguyen reporta (NGUYEN, 2009, pg.33), que los costos de transacción en un mercado de calidad de aguas merecen una atención especial dado que atentan contra el desempeño de este. Los costos de transacción son costos que pueden ocurrir en algunas de las etapas del comercio, incluyen costos de búsqueda, costos de negociación, costos de seguros, costos de monitoreo y costos de ejecución. Dado que los distintos agentes económicos necesitan encontrarse, comunicarse e intercambiar información en los mercados, esto genera costos de búsqueda. Una vez que se encuentran, es posible que se incurra en honorarios por servicios legales o de seguros, y costos de corretaje para negociar un trato o establecer un contrato.

Además, la autoridad gubernamental, para garantizar que los mercados funcionen como se supone que deben hacerlo y que también se logren los objetivos ambientales, deben incurrir en costos de monitoreo y aplicación.

Los costos de transacción pueden ser un costo único en el que se incurre al inicio de un intercambio de mercado o pueden estar presentes en cada una de las operaciones sucesivas que componen este intercambio.

Pueden ser asumidos por el comprador, el vendedor o el gobierno. Cuando los costos de transacción están asociados con el intercambio de mercado, normalmente los asumen los compradores y los vendedores. Los costos de transacción asumidos por el gobierno, como los costos asociados con el establecimiento, la administración, el control o el cumplimiento de una política o regulación gubernamental, se denominan costos de transacción de políticas.

En la actualidad contamos con una cantidad limitada de trabajos de investigación sobre los costos de transacción y el comercio de contaminación. Varios de estos estudios (NGUYEN, 2009, pg.33), consideran las implicaciones de los costos de transacción para el desempeño del comercio de emisiones centrados únicamente en el comercio de emisiones observables y deterministas. Los mercados de emisiones considerados en estos estudios son del tipo (*cap-and-trade*), donde el regulador especifica un número total de permisos de emisión y los asigna a cada empresa de manera tal que la suma de las dotaciones iniciales individuales sea igual al número total de permisos.

Las empresas entonces son libres de reasignar permisos entre ellas y cumplir con los estándares gubernamentales, ya sea comprando permisos, o ejerciendo control con acciones internas. Un tema que ha despertado gran interés en la actualidad es el diseño de las dotaciones iniciales.

Sobre la investigación de esta temática se puede extraer dos lecciones importantes para

el diseño y la eficiencia de los mercados: (i) los costos de transacción reducen la eficiencia del mercado al aumentar los precios de los permisos y reducir el volumen de comercio en comparación con aquellos en el caso sin costos, y (ii) en presencia de costos de transacción, la asignación inicial en el contexto de un mercado del tipo (*cap-and-trade*) también tiene implicaciones de eficiencia, mientras que sin costos de transacción, la asignación inicial solo tiene fundamentos políticos y/o de equidad.

Por lo tanto, las declaraciones sobre el diseño y la eficiencia que se hacen sin costos de transacción no se aplican en el caso de que estos costos estén presentes. Los resultados sobre el diseño y la eficiencia de los mercados de contaminación que involucran fuentes de contaminación no puntuales, sin tener en cuenta los costos de transacción también serán resultados parciales. Dado que no considerarlos puede conducir a una sobre estimación del atractivo político y la viabilidad de ciertos instrumentos económicos.

Además, los programas comerciales de calidad del agua que involucran fuentes no puntuales implican costos de transacción significativos y hay varias razones que forman esta expectativa. En primer lugar, los mercados con una gran cantidad de fuentes no puntuales relativamente pequeñas pueden incurrir en altos costos de negociación y supervisión para los compradores de fuentes puntuales individuales, según la estructura del mercado existente (NGUYEN, 2009, pg. 34).

Actualmente, en la gestión de la calidad del agua de USA, los contaminadores de fuentes puntuales tienen que adquirir créditos de las fuentes no puntuales si quieren contaminar más allá de sus asignaciones. Las fuentes puntuales suelen ser grandes contaminantes (en términos de emisiones), son pequeñas en número y están reguladas por el sistema nacional de descargas puntuales, en contraposición, las fuentes no puntuales son emisores pequeños pero grandes en número, todavía no están regulados como las fuentes puntuales y pueden generar voluntariamente créditos por ventas luego de cumplir con un requisito de línea base.

La responsabilidad que recae en las fuentes de contaminación puntuales implica que los compradores de fuentes puntuales deben incurrir en algunos costos de supervisión para garantizar que los vendedores de fuentes de contaminación no puntuales hagan lo que prometen.

Dado que una fuente de contaminación puntual normalmente tiene que negociar y comerciar con un gran número de vendedores para satisfacer su mayor demanda de créditos, los costos de negociación y seguimiento pueden ser sustanciales. En segundo lugar, la naturaleza misma de la contaminación agrícola, no puntual, hará que sea muy



costoso verificar la medición y hacer cumplir la reducción de este tipo de fuentes de contaminación.

Sin poder contar con una observación precisa de la contaminación de una fuente no puntual, es poco práctico y prohibitivamente costoso medir las contribuciones, monitorear este movimiento no puntual y hacer cumplir la reducción de la contaminación. Por lo tanto, estos problemas de observación (estocásticos) asociados con las fuentes no puntuales aumentan los costos de contratación, aprobación, monitoreo y cumplimiento.

Los programas comerciales que abordan este tema diseñan contratos basados en emisiones modeladas que son función de las prácticas adoptadas. Los costos de transacción en estos programas, como consecuencia, resultan del monitoreo de las operaciones y estructuras agrícolas en lugar de las descargas.

En una cuenca típica de USA, hay una gran cantidad de fuentes no puntuales relativamente pequeñas, el costo de monitorear las operaciones de las mismas, que corre a cargo del organismo regulador o de las fuentes puntuales involucradas en el comercio con estas entidades puede ser considerable.

En tercer lugar, la novedad y la complejidad de los mercados pueden crear desafíos para negociar un intercambio y llegar a un acuerdo entre posibles socios comerciales de crédito (NGUYEN, 2009, pg. 36), por ejemplo, las reglas de muchos programas comerciales existentes no están claramente definidas y son complejas, lo que aumenta los costos de transacción para llegar a acuerdos entre socios comerciales de crédito.

Algunas de estas reglas incluyen el proceso de certificación de crédito, la reventa de crédito, la vida útil del crédito, el control y el mantenimiento, la responsabilidad, los precios de aprobación de venta y la fijación de precios.

En definitiva, los costos de transacción en los mercados de calidad de aguas se encuentran presentes en las diferentes etapas de negociación y las lecciones que se pueden extraer del comercio de emisiones con costos de transacción sugieren que ignorar los costos de transacción en el diseño de mercados es desarrollar un análisis limitado de esta temática. En cambio, la incorporación de los costos de transacción en el análisis permite la exploración de sus impactos en la eficiencia y rentabilidad de estos mercados. Esta cuestión es también abordada, dado que este trabajo de investigación tiene por objeto abordar algunas lagunas importantes existentes en el cuerpo de conocimientos económicos sobre la temática. A continuación, analizo el modelo de mercado de calidad de aguas como mecanismo de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos

## 2.2. El mercado de calidad de aguas como mecanismo de internalización

El mercado de calidad de aguas se asienta sobre un tramo de la cuenca (tramo de la cuenca del río Carcarañá) en donde existen (P) fuentes puntuales y (N) fuentes no puntuales de emisión de contaminantes, donde el conjunto de fuentes puntuales es designado (B) y el conjunto de fuentes no puntuales (S). Las descargas de efluentes de fuentes puntuales son legalmente limitadas a sus niveles permitidos (de acuerdo con la reglamentación vigente). Ellos conocen sus límites de descarga (a través de una combinación de reducciones en sus propias descargas), y compensaciones (créditos) de fuentes no puntuales. Las fuentes no puntuales no están reguladas, pero pueden generar créditos que ellos pueden vender a las fuentes puntuales adoptando tecnologías, frecuentemente referidos a mejores prácticas de gestión en agricultura (*Best Management Practices*).

El marco de regulación que propongo en este trabajo se instrumenta a través de un programa de comercialización de créditos. Cada comprador individual ( $b_i$ ) necesita reducir ( $r_i$ ) unidades de contaminación para estar en cumplimiento con su regulación obligatoria. Un comprador logra la reducción comprando créditos de fuentes no puntuales o por un esfuerzo de reducción en su ubicación.

Cada vendedor individual ( $s_j$ ) puede vender hasta un número de ( $cr_j$ ) créditos resultantes de alcanzar una reducción media ( $m_j$ ) por ha elegido utilizar una tecnología de reducción o BMP ( $T_j$ ).

La decisión por controlar emisiones generadas por fuentes no puntuales es compatible con los programas de comercialización de actualidad en la literatura económica, que buscan minimizar los costos de abatimiento (CAFFERA, 2018, pg. 99).

Por consiguiente, la fuente no puntual (en este caso el agricultor) tiene incentivos directos para controlar los niveles de emisiones estimados por la autoridad regulatoria. La distribución de sus emisiones será un resultado de cómo ellos asignan recursos con el fin de controlar la carga de contaminación media al menor costo.

Los objetivos de los compradores para minimizar el costo total del control de polución, se designa ( $BTCC_i$ ). Los compradores se van a beneficiar comprando créditos si los costos de los créditos son más bajos que sus propios costos de reducción. Pero en el entorno de la comercialización, los compradores tienen incertidumbre sobre ambos, sus propios costos y los costos de los créditos.

Los vendedores buscan maximizar los beneficios de las ventas de sus créditos que se designa ( $SP_j$ ). El beneficio es dado por la diferencia entre ingresos de la venta de créditos y los costos de generaciones de créditos. Los vendedores, como los compradores tienen

incertidumbres sobre sus costos de control.

A continuación, describo el protocolo de negociación general y de participación de los agentes económicos, la fijación de precios y las decisiones de comercialización creadas por ambos (compradores y vendedores) y las consecuencias de estas decisiones en los costos de los agentes o beneficios (NGUYEN, 2009, pg. 45).

Sí algunos compradores, están interesados en la compra de créditos, deben registrarse en la agencia regulatoria para ser aptos para comerciar y poder acercarse a potenciales vendedores.

Con la registración el agente también recibe una lista de todos los registros y así de los otros participantes aptos en el mercado. Una vez que el comprador está registrado, ellos pueden buscar compañeros de comercialización y negociar contratos.

Un vendedor, por otra parte, tiene la opción de no hacer nada o bien participar en el mercado adaptando determinadas tecnologías o mejores prácticas de gestión para lograr una cantidad de reducción de contaminación, las cuales generan créditos para vender.

La decisión de participar en el mercado es tomada, si los vendedores conocen cuánto van a recibir de sus créditos. Sí algunos vendedores están interesados en vender créditos que llevan la promesa de un nivel de reducción de contaminación a través del uso de una tecnología seleccionada, deben registrarse en la agencia regulatoria para ser aptos para comerciar y ser capaces de recibir ofertas de compradores.

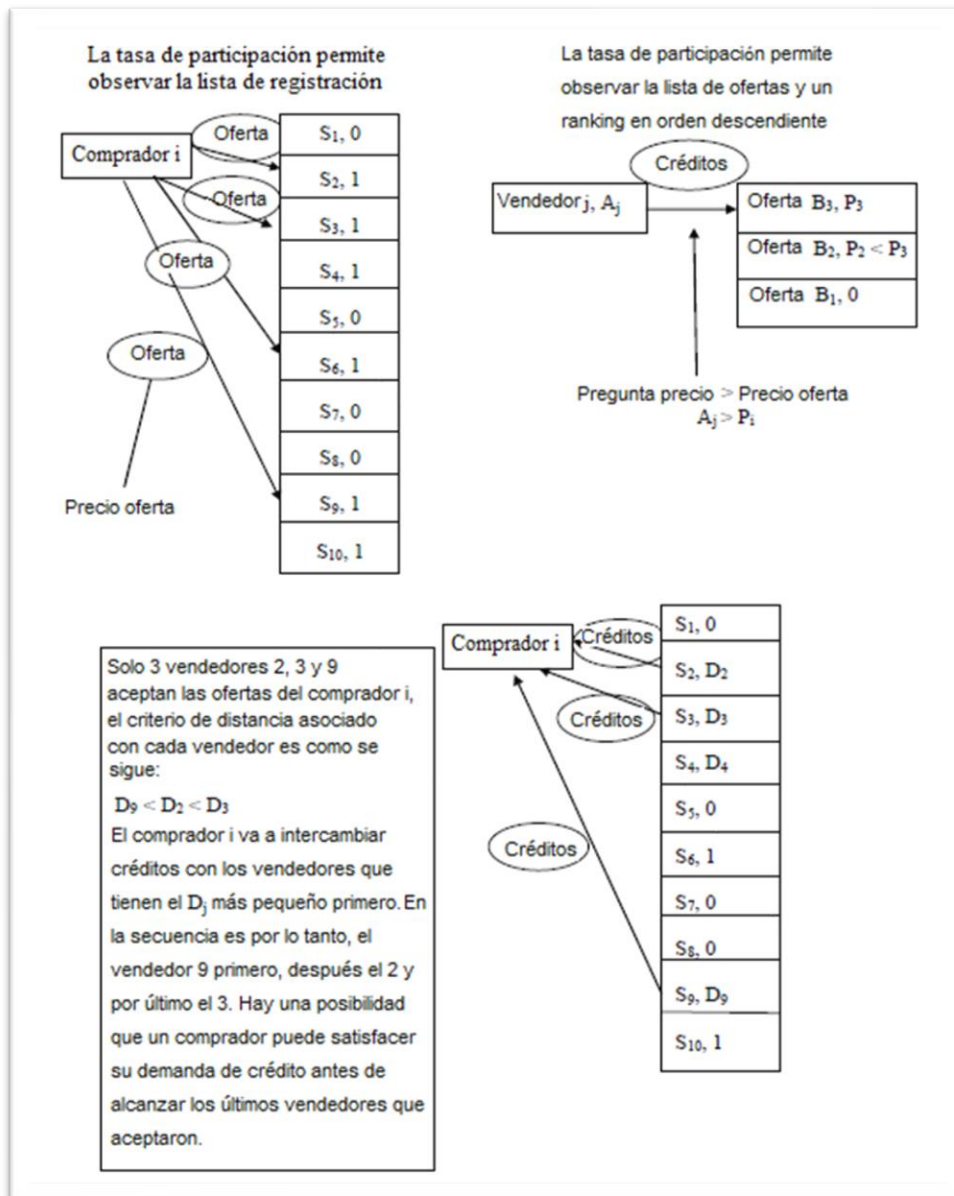
Asumo que los acuerdos son el resultado de las negociaciones bilaterales iniciadas e impulsadas por las fuentes puntuales. En otras palabras, los contaminadores de las fuentes puntuales, se supone que, serán los participantes más activos en el mercado.

Esta suposición está justificada debido a que las fuentes puntuales de contaminación están sujetas a las obligaciones regulatorias, por lo tanto, ellas pueden tener una inclinación a ser más activas en cuanto a encontrar alternativas de ahorro de costos para reunir los requisitos de reducción de contaminación. Además, un dato de la realidad es que las fuentes puntuales deberían tener más recursos para adquirir conocimientos sobre comercialización, contratación y otros aspectos de los mercados de calidad de agua.

Para representar las interacciones de los agentes económicos, en una negociación bilateral, utilizo, tal como lo propone Nguyen (NGUYEN, 2009, pg. 46) un protocolo de negociación relativamente simple basado en el juego de ultimátum.

En este juego, una fuente puntual ofrece un precio el cual, la fuente no puntual receptora puede aceptar o bien rechazar. Después de conocer todas las aceptaciones y rechazos, la fuente puntual puede clasificar a los vendedores que aceptaron sus ofertas.

Figura 3: Ejemplo de negociación bilateral



Fuente: Elaboración propia en base a (NGUYEN, 2009)

En la figura 3, se visualiza cómo los compradores inician ofertas y los vendedores evalúan las ofertas y llegan a una decisión de aceptar o rechazar estas ofertas. Este modelo de negociación simple captura todas las decisiones importantes que cada agente necesita tomar durante una ronda de comercialización.

Una decisión del comprador incluye (i) que precio ofertar en una licitación, (ii) cuantos compañeros de comercialización para contactar, (iii) y con quien comerciar.

Un vendedor necesita seleccionar cuál tecnología de reducción o mejor práctica de gestión debe adoptar y de ahí, determina (i) cuantos créditos va a vender y (ii) a qué precio más bajo (*Ask Price*) que un vendedor está dispuesto a aceptar.

Los compradores ofrecen un precio de licitación al azar, a cada uno de sus potenciales compañeros de comercialización (los vendedores), quienes pueden aceptarlo o bien rechazarlo.

Un vendedor, después de recibir todos los ofrecimientos, debe establecer un listado ordenado (*Ranking*) de todas las ofertas de acuerdo con sus precios en un orden descendente.

Un vendedor solo elige el comprador con el más alto precio de licitación (en caso de empate se resuelve aleatoriamente) y compara este precio con su propio (*Ask Price*). Si el más alto precio de licitación es superior que un (*Ask Price*) formado a priori, el vendedor acepta la oferta del comprador ofrecida en la licitación.

Un comprador recibe una lista de aceptaciones de los vendedores y está capacitado para establecer un ranking de acuerdo con el criterio que tiene en cuenta la distancia  $D_i$ . Específicamente, este criterio está modelado como una función que incluye dos tipos de distancias: (*i*) entre un comprador y un vendedor que ha aceptado la oferta y (*ii*) entre un vendedor y el receptor.

Los intercambios entonces son establecidos secuencialmente basados en un criterio relacionado con la distancia  $D_i$  definida anteriormente, hasta que la demanda de créditos del comprador es completada o no hay más vendedores disponibles.

Si el precio más alto de la licitación es menor que un (*Ask Price*) formulado a priori, el vendedor entonces rechaza todas las ofertas. Como consecuencia, el comercio no es exitoso y no se necesitan más negociaciones.

Si un vendedor acepta el (*Bid Price*), precio ofrecido y es elegido por el comprador de acuerdo con el criterio relacionado con la distancia  $D_i$ , se supone que vende todos sus créditos a la fuente puntual contaminadora. De este modo los vendedores de las fuentes no puntuales solo venden a un comprador.

Por otra parte, un comprador de fuente puntual puede contratar con múltiples vendedores. Evidentemente, estos supuestos facilitan el modelado y son razonables dado que una demanda de una fuente puntual individual es usualmente muy grande en relación a un suministro de una fuente no puntual individual.

Las fuentes puntuales compran créditos de múltiples fuentes contaminadoras no puntuales hasta que cumplen con el requisito de reducción de polución o no hay más vendedores disponibles.

Si el número de créditos adquiridos no cubre el requisito regulatorio de la fuente puntual, ésta va a tener que reducir el resto (de la reducción de polución requerida) mediante la

actualización de su equipamiento.

Sí un comprador adquirió suficientes créditos antes de alcanzar el próximo vendedor que acepta su precio licitado, no puede comprar los créditos disponibles de ese vendedor. Con la estructura actual del protocolo de negociación, este vendedor pierde la oportunidad de vender sus créditos al próximo mejor comprador, el cual limita la oportunidad del vendedor para crear beneficios por la búsqueda de compañeros de comercialización alternativos (NGUYEN, 2009, pg. 47).

### 2.2.1 Las reglas de comercialización de este mecanismo

En este trabajo, asumo que las emisiones de cada agente contribuyen a un receptor común, donde la concentración ambiental esta monitoreada (por ejemplo, el tramo final de la cuenca del río Carcarañá). Específicamente, el impacto varía en forma inversamente proporcional, con la distancia desde el punto de emisiones al receptor.

Aquí elijo una tasa de comercio uniforme incierta ( $t$ ). Esta elección de una tasa de comercio uniforme incierta que es invariable a través de las fuentes es acorde, según la literatura económica, con los programas actuales de comercialización (CAFFERA, 2018, pg. 99).

Designo, además, a los repartos de tasas para fuentes puntuales y no puntuales como  $(\delta_i)$  y  $(\delta_j)$  respectivamente. La entrega de tasas para fuentes puntuales y no puntuales  $(\delta_i)$  y  $(\delta_j)$  respectivamente representa el impacto asimétrico del entorno basado en la localización.

Resulta importante, además, definir a,  $(d_{ir})$  y  $(d_{jr})$  como la distancia entre el comprador  $(b_i)$  y el receptor y el vendedor  $(s_j)$  y el receptor respectivamente.

Por ello asumo que la entrega de tasas de agentes de fuentes puntuales y no puntuales será una función inversa de sus distancias a las del receptor  $\delta_i = f(d_{ir})$  y  $\delta_j = f(d_{jr})$  porque las fuentes aguas arriba aportan menos al receptor debido a la pérdida de emisiones en transporte que las fuentes aguas abajo.

Asimismo, los repartos de tasas, cómo están en el intervalo  $[0,1]$  los determino desde la proporción de emisiones que viaja desde la localización de un agente al punto del receptor, tengo en cuenta que no puede exceder el 100%. La distancia entre agentes en este trabajo es importante por otros motivos que influyen en sus tasas permitidas de intercambio de créditos entre agentes.

Esto es porque la distancia entre el comprador  $(b_i)$  y el vendedor  $(s_j)$  ( $d_{ij} = d_{ij}$ ) es de esperar que influya en los costos de los agentes de adquirir información en las prácticas y

tecnologías de reducción de otros agentes quienes son socios de comercialización.

Supongo que las fuentes vecinas encuentren ventajoso el comerciar unas con otras porque la proximidad facilita la creación y mantenimiento de buena voluntad o relaciones entre vecinos y potencialmente se encuentran los costos más bajos de transacción asociados con la supervisión y observación.

Por lo tanto, la distancia entre fuentes determina la magnitud de la negociación, supervisión y costos de aplicación y cree una potencial preferencia hacia la comercialización con socios vecinos.

El límite/obligación de reducción impuesto en un comprador es igual a un porcentaje ( $\beta$ ) de su nivel de emisión actual ( $e_i$ ), por lo tanto, podemos establecer:  $r_i = \beta \cdot e_i$  Aquí, el límite del mercado de emisiones es entonces el resultado de la suma de los límites individuales.

Los puntos de partida para todas las fuentes no puntuales se asumen que sea cero, lo cual implica que cualquier reducción de polución por debajo de sus niveles actuales va a ser calificada como créditos.

En términos del tamaño asimétrico entre compradores y vendedores, se asume que hay un gran número de pequeñas fuentes no puntuales y un pequeño número de grandes fuentes puntuales. En consecuencia una fuente puntual puede tener que tratar con un número considerable de fuentes no puntuales para cumplir con su disminución de requisitos de reducción (NGUYEN, 2009, pg. 50).

Con la tasa de comercio ( $t$ ) incierta y uniforme y las tasas de entrega diferenciadas, cualquier cantidad de reducción de polución modelada lograda por un vendedor no puntual ( $s_j$ ) es convertida en créditos vendibles.

### **2.2.2. Las decisiones de los agentes económicos**

Los agentes económicos, en este modelo de mercado, tienen información imperfecta. Por lo tanto, antes de entrar al mercado, ellos deben tomar decisiones si participar y comerciar bajo incertidumbres. Estas fuentes de incertidumbres son debido a (i) conocimientos imperfectos de los agentes, de algunos aspectos de sus propios costos de reducción, (ii) información imperfecta de los costos de los demás agentes económicos que intervienen en la comercialización y (iii) aleatoriedad en los comportamientos en licitaciones de los agentes en negociaciones bilaterales. Con los gastos en información, los agentes están mejor informados sobre algunos aspectos de sus estructuras de costos y la de los demás agentes económicos que intervienen en la comercialización.

Comprar información reduce, pero no elimina sus incertidumbres, en este sentido, el modelo asume que cada agente tiene una capacidad limitada para evaluar y procesar todas las alternativas posibles de sus acciones en una cantidad limitada de tiempo.

En entornos complejos, los individuos no están completamente capacitados para analizar la situación y calcular su estrategia óptima. Por lo tanto, modelo el comportamiento de estos agentes con una racionalidad limitada.

Debido a la racionalidad acotada, la participación y decisiones comerciales tomadas por los agentes en este modelo no son comportamientos determinísticos al costo mínimo, resultantes de la solución exacta de la optimización directa del problema. Por el contrario, las decisiones tomadas están basadas en reglas simples.

El conjunto de decisiones tomadas por un agente en este trabajo como es lo que constituye la estrategia comercial del agente. Las interacciones entre agentes son motivadas por las estrategias comerciales de cada agente. El objetivo de ellos es encontrar estrategias comerciales que son “robustas” en contra de incertidumbres de información, racionalidad limitada y la complejidad de decisiones de la comercialización.

El equilibrio de mercado buscado representa estrategias de comercio que son “robustas” frente al diseño de mercado y a la incertidumbre presente en la interacción entre las decisiones de los agentes y rendimiento actual del mercado.

La decisión de participar está explícitamente modelada como una parte de la estrategia comercial del agente. Antes de entrar en la negociación, los agentes tienen que tomar una decisión de si participan o no, para buscar posibles beneficios de comerciar. Si un agente elige participar en el mercado, ellos necesitan encontrar uno o más compañeros con quienes negociar un intercambio.

Como las estrategias individuales evolucionan en el tiempo, la decisión de participar es determinada conjuntamente con otras decisiones con una meta de minimizar los costos de los compradores y maximizar los beneficios de los vendedores bajo incertidumbres.

Cuando se involucran en el mercado para formar una oferta y el (*Ask Price*), los compradores y vendedores necesitan obtener una estimación de sus costos de reducción para cada unidad de disminución de contaminación (NGUYEN, 2009, pg. 52).

El costo de reducción marginal del comprador es designado generalmente como  $BMAC_i(a_i, k_i)$ , donde ( $k_i$ ) es una variable estocástica (secuencia no correlacionada) en la función costo.

La inclusión de un parámetro estocástico ( $k_i$ ) en la función de reducción de costo marginal representa que ( $B$ ) compradores no tienen la información perfecta sobre sus propios



costos de reducción ni las estructuras de reducción de costos de otros agentes en los mercados.

Un comprador se caracteriza por su costo de reducción marginal porque esta medida es frecuentemente usada como un indicador para voluntad de pago (*WTP*).

En la práctica, los compradores tienden a tener costos de reducción discretos debido a las diferentes tecnologías de reducción. Sin embargo, debido a la naturaleza compleja de la toma de decisiones del comprador, se asume un programa de costo de reducción uniforme que mantenga cierto nivel de trazabilidad.

Por otra parte, asumo que los vendedores son capaces de adoptar tecnologías de reducción discretas debido al hecho que ellos tienen decisiones más simples para hacer. El promedio del programa de reducción de costos del vendedor para cada vendedor es designado  $SAC_j(\mu_j)$ .

Para cada tecnología de reducción, un vendedor puede estimar el nivel medio de reducción logrado, pero no tiene la certeza sobre el costo promedio de alcanzar ese nivel de reducción.

Designo a las estimaciones  $\overline{BAC}_i^n$  y  $\overline{SAC}_j^n$ , como el crédito de reducción de costo esperado para un comprador y un vendedor respectivamente.

Los vendedores de fuentes no puntuales asumen no tener conocimiento previo de las estructuras de reducción de costo de los compradores. Esta suposición es razonable debido a la falta de experiencia de las fuentes no puntuales en implementar reducción de contaminación e interesarse en comerciar.

Sin embargo, los vendedores tienen la capacidad para crear una expectativa de reducción de costo a partir del desarrollo de una indagación sobre los compradores y sus propios costos de reducción.

Cada agente en ambos lados del mercado no conoce con certeza la magnitud de los costos de transacción en que pueden llegar a incurrir durante el intercambio si ellos eligen comerciar. Por el lado del comprador, la incertidumbre sobre costos de comercialización anteriores a comerciar viene del hecho que los compradores no saben con quiénes están comerciando y el número actual de créditos intercambiados en forma exitosa, lo cual va a afectar los costos de contrataciones.

Después que las negociaciones han sido completadas, los acuerdos deben estar ejecutados en un formulario de contratos. Aquí, asumo que los costos de contratación son determinados no solo por el tamaño de comercios sino también los socios de

comercialización con quien un comprador establece los contratos. Esta suposición es razonable porque los honorarios de los abogados en la práctica aumentan con el tamaño de los contratos. Al mismo tiempo, establecer un contrato con un compañero de comercialización que es más cercano en proximidad puede significar un intercambio fluido ya que hay una buena voluntad entre vecinos y menos tiempo de viaje involucrado. A posteriori los costos de contrataciones son, por lo tanto, modelados con dos componentes: un costo de intercambio y una distancia relacionada al costo de transacción. Los costos de contrataciones incluyen costos de intercambio,  $BEC_i$  y  $SEC_j$  para compradores y vendedores respectivamente y costos de control,  $BDC_i$  y  $SDC_j$  para compradores y vendedores respectivamente (NGUYEN, 2009, pg. 54).

Los compradores y vendedores tienen que crear una expectativa de que esos costos se basan en alguna información pública disponible y en sus propias estimaciones. La falta de información asimétrica en ambos lados de los mercados crea incertidumbres para los agentes en la toma de decisiones en si participar o no y comerciar.

### **2.2.3. La representación formal del mercado de calidad de aguas**

El mercado de calidad de aguas está representado como un vector que contiene todas las variables de decisión de todos los compradores y vendedores. La tabla 6, resume las decisiones tomadas por cada uno de los compradores y vendedores y sus correspondientes límites. Cada estrategia comercial es esencialmente una combinación de acciones adoptadas en el intercambio bilateral de negociación, matemáticamente representadas como variables de decisión, de acuerdo con un modelo de decisión clásico (CHANKONG y HAIMES, 2008, pg. 31). Estas variables de decisión combinadas con otros parámetros de mercado caracterizan las preferencias y comportamientos de los agentes individuales. En la representación formal de un mercado donde tenemos ( $P$ ) compradores y ( $N$ ) vendedores. Cada comprador puede optar en tomar cuatro (4) decisiones mientras que cada vendedor puede optar en tomar sólo dos (2) decisiones.

Por cada agente, la combinación de sus decisiones es definida como una estrategia comercial del agente. Una representación completa de este mercado, en términos de estrategias comerciales es por lo tanto un vector que tiene ( $P*4 + N*2$ ) elementos.

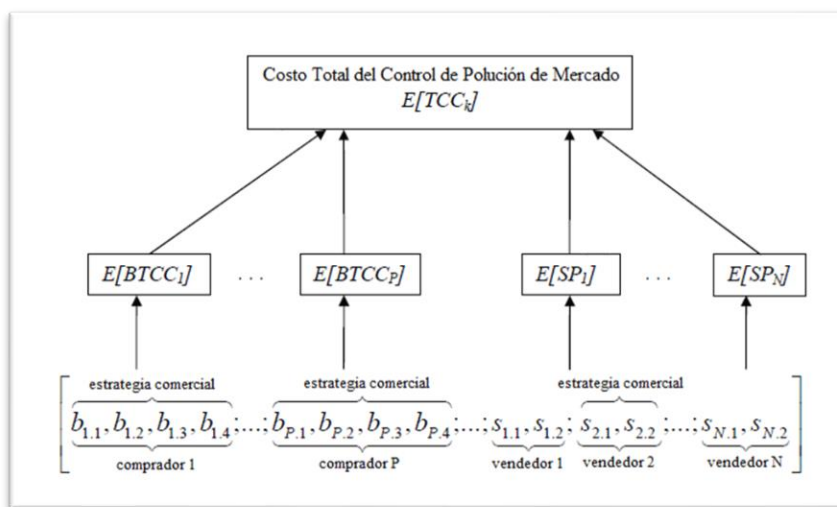
Los límites de todas las decisiones tomadas por los agentes en el mercado de contaminación puntual y no puntual del agua están expuestos en la Tabla 6. Un resultado de la estrategia comercial del mercado para un parámetro dado de todas las variables de decisión sería un patrón de opciones (CHANKONG y HAIMES, 2008, pg. 32).

Tabla 6: Variables de decisión de agentes

Variables de decisión de Comprador	Valores Variables de decisión
Participa - $b_{i1}$	$b_{i1}=0$ , No participa, $b_{i1}=1$ , Participa
Coefficiente de fijación de precios - $b_{2i}$	$b_{2i} \in [0, 1]$ , la decisión implica sí un comprador es codicioso o no. (Queriendo más ahorro en los costes o no)
Numero de socio de comercialización - $b_{3i}$	$b_{3i} \in [1, 20]$ , la decisión implica un límite al ancho de red de comercialización.
Preferencia de Socio- $b_{4i}$	$b_{4i} \in [0, 1]$ , la decisión implica una preferencia para socios de comercialización más cercanos a ellos mismos o más cerca del receptor o en algún punto intermedio.
Variable de decisión de Vendedor	
Participa - $s_{j1}$	$s_{j1}=0$ , No participa, $s_{j1}=1$ , Participa
Decisión de tecnologías- $s_{j2}$	$s_{j2} \in [1, 2, 3, \dots, T_j]$ , $T_j$ Tecnologías disponibles

Fuente: Elaboración propia en base a (NGUYEN, 2009)

Figura 4: Representación de un mercado de (P) compradores y (N) vendedores



Fuente: Elaboración propia en base a (NGUYEN, 2009).

Las interacciones de los agentes en el mercado dadas por el rendimiento de un costo

( $E[BTCC_i]$ ) o beneficio ( $E[SP_j]$ ), como medidas de rendimiento para cada comprador de esas decisiones y cada vendedor respectivamente, guían las decisiones individuales. Como resultado, el costo total del control de polución para la cuenca general,  $E[TCC_k]$ , es la suma de los costos asociados de todos los agentes con intercambio y reducción (NGUYEN, 2009, pg. 76).

### 2.3. Formalización del problema no lineal y estocástico (NLE)

En nuestro problema, para cada agente la eficacia de sus decisiones es evaluada en un marco estocástico de comercialización, la formalización del problema de Optimización puede ser resumido en las ecuaciones (2.1) y (2.2):

$$\min_x E[TCC_k] = f(E[BTCC_i], E[SP_j]) \quad (2.1)$$

$$st \begin{cases} t = \text{tasas comerciales inciertas} \\ T = \text{Objetivo Ambiental Total} \\ V_i = 1:P, \quad V_j = 1:S \quad k = 1:K \end{cases}$$

Donde

$$\begin{aligned} X &= (b_{i1}, b_{i2}, b_{i3}, b_{i4}, S_{j1}, S_{j2}) \\ E[BTCC_i] &= f(b_{i1}, b_{i2}, b_{i3}, b_{i4}, k_i) \\ E[SP_j] &= f(S_{1j}, S_{2j}, SAC_j, \overline{BAC_j^*}) \end{aligned} \quad (2.2)$$

La formalización del modelo estocástico de compradores y vendedores en el proceso de toma de decisión introduce un alto grado de complejidad matemática en las funciones objetivo individual de cada agente y en la función objetivo del mercado general. Desde la perspectiva de la optimización computacional (LUKE, 2013, pg. 133), las funciones objetivo bajo estas restricciones son altamente estocásticas, no lineales, y discontinuas debido a la presencia de una alta gama de incertidumbres sobre las decisiones de comercialización de los agentes y sus consecuencias.

Con múltiples agentes en el mercado, la escala del problema es grande aun cuando cada agente en el mercado tiene que hacer solo un número pequeño de decisiones. Optimizar el costo total previsto del control de la polución para la cuenca en general, es buscar estrategias de comercialización para agentes individuales, o un conjunto de estrategias de comercialización para el mercado en su totalidad.

Cada expectativa del costo total del control de la polución del comprador es una función de todas estas decisiones y del parámetro estocástico ( $k_i$ ), es importante recordar que el

parámetro ( $k_i$ ) controla la forma de la reducción marginal de la curva de costo. Las incertidumbres de los compradores sobre su propio costo de reducción son representadas por una distribución uniforme de ( $k_i$ ). Para cada comprador ( $i$ ), ( $k_i$ ) toma diferentes rangos para reflejar la disminución de incertidumbre para cada comprador y el tamaño de la operación del comprador. Dado que este mercado hipotético es construido con el fin de simular situaciones, los parámetros, de las funciones de costo del comprador, son elegidos para mantener costos relativos heterogéneos entre ellos. Para los compradores, quienes tienen bajos niveles de emisiones, se supone que tienen elevados costos de contaminación y tienen elevadas incertidumbres sobre su costo de disminución (un amplio rango para  $k_i$ ). Al contrario, los compradores con grandes niveles de emisión tienden a tener un menor costo de reducción y tienen menores grados de incertidumbre sobre sus costos de reducción.

Esta hipótesis es razonable para grandes contaminadores como, por ejemplo, las plantas públicas de tratamiento de efluentes, quienes reciben fondos públicos para implementar la reducción de emisiones.

Con más recursos disponibles, estas fuentes puntuales pueden contratar consultores para obtener más información sobre sus propios costos de disminución. Además, es importante tener en cuenta que los grandes contaminadores pueden beneficiarse de las economías de escala en reducir la polución.

Cada beneficio previsto de los vendedores es una función de las decisiones tomadas durante las negociaciones bilaterales, sus costos de reducción inciertos y el intercambio de costos de reducción de sus socios.

Como se comenté anteriormente, los vendedores no tienen la información perfecta sobre su costo de reducción y tampoco la tienen sobre los costos de reducción de sus socios de comercialización. Pero el rango del costo de reducción promedio para cada vendedor lo puedo seleccionar experimentalmente para reflejar la heterogeneidad del costo en el costo de reducción entre vendedores y compradores. El rango de las estimaciones de los vendedores sobre los costos de reducción de los compradores refleja la calidad de la información que el vendedor obtiene. Justamente, para los vendedores más pequeños, el rango es seleccionado para que sea grande y para los vendedores más grandes, un rango más pequeño es seleccionado. Esta elección es razonable porque vendedores pequeños podrían no querer gastar muchos recursos en obtener información sobre sus socios de comercialización, entonces sufre la calidad de la información recibida (gran rango de costo estimado). Como los vendedores ven a los compradores como agentes homogéneos,

es otorgado sólo un rango de costo de reducción de los compradores estimados. También, una asimetría en el tamaño del costo de transacción está implícita en los parámetros elegidos, porque se asume que los compradores comparten la carga más grande de los costos de transacción. Esto es debido al tamaño asimétrico entre fuentes puntuales y no puntuales. Las tasas de participación ( $BPF_i$  y  $SPF_j$ ) son públicamente conocidas por todos los agentes y son representadas por parámetros determinísticos. Sin embargo, se supone que los compradores incurren en una tasa de participación la cual es dos veces más que la de un vendedor para entrar al mercado. La variable costos de información ( $BVIC_i$  y  $SVIC_j$ ) son dependientes en los límites especificados de los parámetros en costos de reducción. El costo de tasa de intercambio es elegido por compradores y vendedores tal que los compradores van a soportar el 90% de la carga del costo de intercambio para cualquier comercio exitoso considerando que los vendedores van a soportar solo el 10% restante. La tasa de costos de transacción relacionada con la distancia es elegida tal que un comprador está incurriendo tres veces (como mucho) más en costos de control y ejecución que un vendedor (NGUYEN, 2009, pg. 81).

### **2.3.1. Una breve referencia a los modelos económicos de múltiples agentes**

En la literatura de economía computacional, se señala que los modelos económicos de múltiples agentes se focalizan en el estudio de sistemas cuya representación se concentra principalmente en las formas de interacción entre los agentes, más allá de los detalles de las conductas individuales (CHISARI, 2009, pg. 145), es decir donde la evolución del sistema depende sobre todo de la manera en que están definidas las restricciones a las acciones de los individuos, y no tanto de cómo estos elegirían entre las alternativas posibles que se les presenta. En correspondencia con este planteo, el énfasis sobre la especificación de los mecanismos y procesos de interacción hace que, en general, los comportamientos individuales se modelen en base a heurísticas o procedimientos adaptativos relativamente simples, signados por las características del problema analizado.

Ahora bien, desde la perspectiva de su representación formal, los modelos de múltiples agentes son sistemas dinámicos, usualmente no lineales y de elevada dimensionalidad, donde la acción de cada unidad está definida a través de un algoritmo (que puede contener algún componente estocástico) en función del estado previo determinado por el conjunto de acciones. Generalmente esos sistemas no permiten soluciones cerradas, por lo cual se

los estudia a través de simulaciones, lo que da origen a la “simulación basada en agentes” (<http://www2.econ.iastate.edu/classes/econ308/tesfatsion/ACEIntro.Short.pdf>).

El uso de estas técnicas computacionales de análisis y representación, de los modelos de múltiples agentes, es actualmente común a diferentes áreas y enfoques de la investigación económica. El trabajo con modelos computacionales de múltiples agentes (a veces descrito con la sigla “ACE”, (*Agent Based Computational Economics*)), aunque bastante incipiente, en la actualidad, ha tomado un volumen apreciable en distintas áreas de la economía (TESFATSION, 2021). En el ámbito del Departamento de Economía Agrícola, Sociología y Educación, de la Universidad del Estado de Pennsylvania (AESE, 2021), en su tesis doctoral, Nga Phuong Nguyen (NGUYEN, 2009) desarrolló un modelo de regulación y control de la contaminación agrícola de los recursos hídricos mediante el comercio de permisos de descarga puntuales y no puntuales de contaminantes.

A partir de este modelo y contando con las técnicas de la simulación basada en agentes (TESFATSION y JUDD, 2006), generó una serie de simulaciones del funcionamiento de un mercado de calidad de aguas. Si bien, tanto el modelo como las simulaciones desarrolladas por Nguyen remiten al caso americano, en este trabajo tomo como base este modelo, para extenderlo al caso de la cuenca del Carcarañá y eventualmente a otros casos de estudio. Las simulaciones las he diseñado como un marco de referencia para explorar los resultados de esta comercialización bajo una especificación particular de parámetros de mercado y en presencia de información asimétrica, agentes heterogéneos y costos de transacción. Estas simulaciones me permitieron relacionar los mecanismos (estructuras y normas existentes en el mercado) con el comportamiento de los agentes económicos (el rendimiento del mercado).

En este sentido, es importante destacar que en estas cuestiones me ha guiado los trabajos de Leigh Tesfatsion (TESFATSION y JUDD, 2006), quien ha desarrollado un modelo evolutivo computacional denominado: TRADE NETWORK GAME, en donde las generaciones sucesivas de comerciantes virtuales representados por autómatas celulares en un mercado virtual, eligen o rechazan a socios comerciales según distintas rentabilidades previstas que varían continuamente, se embarcan en relaciones comerciales y desarrollan sus estrategias comerciales en un cierto plazo, asumiendo el riesgo de ser rechazados, pero también se reservan el derecho a rechazar su socio cuando estiman que es más conveniente asociarse a otro. En este tipo de mercado competitivo, buscar el óptimo consiste en estimar cuanto tiempo se debe ser fiel al agente con el que emparejamos, es decir, si debemos rescindir una relación comercial para sustituirla por

otra más prometedora, pero, de la que disponemos de menos información.

TRADE NETWORK GAME, ha sido implementado por McFadzean y Tesfatsion (McFADZEAN y TEFATSION, 1999), dentro de un marco general para las simulaciones evolutivas y ha facilitado el estudio del comercio en general, en dos puntos:

- 1) Los comerciantes, agentes económicos del software, son autónomos y tienen comportamientos propios que determinan sus acciones, según la información de la que disponen como consecuencia de los resultados pasados. Pueden adoptar conductas anticipadoras por consiguiente (formación de expectativas) y ellos pueden comunicarse entre sí en momentos evento-activados.
- 2) El plan modular del TRADE NETWORK GAME permite la experimentación con especificaciones alternativas para a estructura del mercado, relación comercial entre socios, estructura de red y evolución del comportamiento del comercio.

Estas(<http://www2.econ.iastate.edu/classes/econ308/tesfatsion/ACEMarketGameExamples.pdf>) características están presentes mi trabajo de tesis, pero ajustadas a un tipo muy particular de comercio: el comercio de permisos de contaminación.

Los modelos computacionales de múltiples agentes son esencialmente representaciones computacionales de agentes autónomos cuyas interacciones a nivel micro llevan a patrones más generales. Estos modelos son algoritmos para procesar la información que se basan en varias suposiciones acerca de la capacidad cognitiva de los agentes individuales y la topología de sus interacciones (redes). Puesto que existe mucha libertad para especificar el tipo de agentes y sus interacciones, es importante ser explícitos en los supuestos que se utilizan para estos modelos. Según Janssen (JANSSEN, POTEETE y OSTROM 2009, pág. 273), los autómatas celulares, la clase más simple de modelos de agente. Un autómata celular consiste en agentes sin complejidad cognitiva que interactúan solo con sus vecinos en una cuadrícula regular. Todos los agentes (celdas) poseen las mismas estrategias de transición que definen cómo cambian los estados de las celdas. Luego, las redes de conexiones que desarrollarán los autómatas resultan importantes para definir la topología de las interacciones entre agentes.

Finalmente menciono que, algunos modelos de agente más avanzados incluyen procesos cognitivos. Estas herramientas pueden utilizarse para desarrollar modelos de simulación que permiten realizar experimentos controlados con un gran número de agentes computarizados que interactúan entre sí y comprobar las consecuencias de suposiciones específicas. Estos modelos de simulación también pueden usarse para explorar las



condiciones bajo las cuales surge la cooperación.

Contando con el formalismo propio de los agentes computacionales, desarrollo un hipotético mercado de calidad de agua para indagar sobre su funcionamiento y con el fin de implementar estas simulaciones, he diseñado algunos experimentos computacionales a partir de definir determinados parámetros. Esos parámetros son las tasas de comercio inciertas, las obligaciones individuales de contaminación requeridas, un patrón de cooperación entre agentes y la magnitud de los costos de transacción. Así, en el contexto del comercio de permisos de descargas puntuales y no puntuales y una vez que la estructura de mercado y las normas de comercio (tasas comerciales y objetivos del entorno ambiental) están especificadas, es posible describir el desempeño eficiente o ineficiente de los agentes en este mercado. La evolución de esta población de agentes computacionales en este mercado artificial la desarrollo a través de los denominados algoritmos evolutivos o genéticos. Los algoritmos evolutivos o genéticos están diseñados para imitar la evolución biológica, son algoritmos heurísticos de búsqueda global que pueden encontrar la solución casi óptima utilizando principios como la "selección natural" y la "supervivencia del más apto" (LUKE, 2013, pg. 31).

La terminología principal utilizada para definir los algoritmos evolutivos es similar a la utilizada en biología, y consta de términos como: población, genoma, individuo, descendencia, recombinación, mutación, etc. En un sentido amplio, una población se define por los individuos que comparten los mismos elementos definitorios o características conocidas como un conjunto de genomas. El proceso de evolución es un proceso iterativo, continuo y dinámico que permite la formación de nuevas generaciones de una población original. (VALCU, 2013, pg. 27). Este proceso evolutivo asume que sólo los individuos más aptos (los que tienen las mejores características o genes) pueden generar descendencia (conocido como crossover) mediante la combinación de sus genes. Sin embargo, con una probabilidad dada, una descendencia puede sufrir mutaciones. Siguiendo el proceso de cruce se crea una nueva generación o población (LUKE, 2013, pg. 32). Este proceso puede abarcar un número ilimitado de generaciones.

En síntesis, un algoritmo genético es un modelo computacional de un proceso evolutivo conforme a los rasgos básicos del análisis darwiniano simple (HEYMANN, PERAZZO y ZIMMERMANN, 2013, pg. 286), el mecanismo adaptativo así formalizado es también interpretable como un procedimiento de optimización. Este mecanismo presenta una serie de ventajas para resolver problemas de búsqueda y optimización tales como: simplicidad conceptual, amplia aplicabilidad, mejor desempeño frente a problemas del mundo real

frente a las técnicas tradicionales de optimización, pueden adaptarse fácilmente al procesamiento paralelo y resultan robustas a los cambios dinámicos.

Los algoritmos evolutivos se vienen desarrollando desde hace 40 años, aproximadamente y su aplicabilidad en áreas de la economía y finanzas, data del año 1987, donde circularon en el mundo académico los primeros trabajos orientados a la teoría de juegos, para luego crecer y extenderse al área de modelado macroeconómico y más recientemente a la ingeniería financiera y optimización de portafolios o carteras de inversión (HEYMANN, PERAZZO y ZIMMERMANN, 2013, pg. 294).

### **2.3.2. Búsqueda de la solución del problema NLE a través de algoritmos evolutivos**

En la formulación del problema presentado en ecuaciones (2.2) y (2.3), un resultado “óptimo” para el mercado sería un patrón de las opciones de los agentes que minimicen el costo total de control de contaminación. La situación ideal sería poder ser capaz de computar esa solución analítica mediante una optimización directa de la función objetivo (DIXIT, 1990, pg. 11), (CHANKONG y HAIMES, 2008, pg. 7). Sin embargo, debido a que este mercado es modelado con múltiples agentes económicos, quienes interactúan bajo severas condiciones de incertidumbres, racionalidad acotada y decisiones complejas, conseguir una solución analítica para un problema así resulta altamente complejo.

En la actualidad, existen distintos algoritmos heurísticos que posibilitan la resolución de problemas no lineales estocásticos, por ejemplo Enrique Fernández y Javier Marengo (FERNANDEZ y MARENCO, 2022) desarrollan una heurística particular basada en las técnicas de optimización clásica, para resolver un modelo de optimización estocástica de planificación de la producción y distribución, además presentan ejemplos de aplicación en la distribución óptima de un insumo (fertilizantes) para el cultivo de soja (en un entorno estocástico). Pero, particularmente, en este ensayo, voy a resolver el problema no lineal estocástico, planteado en las ecuaciones (2.2) y (2.3), aplicando algoritmos evolutivos, quedando como trabajo futuro, contrastar las soluciones que he obtenido con otros algoritmos heurísticos.

La aplicación de algoritmos evolutivos a la resolución de problemas no lineales estocásticos propios de economía y finanzas cuenta con gran aceptación en la comunidad académica, Carlos Coello Coello, ha reportado gran cantidad de aplicaciones exitosas en esta área de investigación (COELLO COELLO y LAMONT, 2004), (COELLO COELLO, LAMONT y VAN VELDHUIZEN, 2007), también Daniel Heymann (HEYMANN, PERAZZO y ZIMMERMANN, 2013) ha reportado la aplicación de

algoritmos evolutivos en problemas de optimización económica.

Más específicamente, con los fines de simular el desempeño de un mercado de calidad del agua, Nga Phuong Nguyen ha aplicado algoritmos evolutivos (NGUYEN, 2009, pg.81). En este trabajo, con el objetivo de resolver el problema no lineal estocástico y diferenciándose de lo propuesto por Nguyen (NGUYEN, 2009, pg. 82) recurro al formalismo DEVS (*Discrete Event System Specification*) para representar este problema, poder incorporar la información de mercado requerida y obtener una solución óptima, a partir de un determinado conjunto de restricciones.

El formalismo DEVS (Especificación de Sistemas de Eventos Discretos) es un formalismo universal que permite modelar y simular sistemas dinámicos de eventos discretos (como es el caso del sistema de control de contaminación del agua mediante instrumentos de mercado), en los que las entradas, estados y salidas son constantes por intervalos y cuyas transiciones se identifican como eventos discretos (ZEIGLER, MUZY y KOFMAN, 2019, pg. 4).

Los intervalos de tiempo entre ocurrencias de eventos son variables, ofreciendo ciertas ventajas frente a los formalismos propios de los modelos continuos de simulación con escala de tiempo única, donde resulta difícil describir algunos modelos debido a que hay muchos procesos operando en distintas escalas de tiempo.

Un modelo DEVS se construye sobre la base de un conjunto de modelos básicos llamados atómicos, que se combinan para formar modelos acoplados. Dentro de este formalismo se pueden construir modelos jerárquicos de una manera simple, dado que los sistemas complejos generalmente se piensan como el acoplamiento de sistemas más simples. A través del acoplamiento, los eventos de salida de unos subsistemas se convierten en eventos de entrada de otros subsistemas.

Mediante el uso de transformaciones matemáticas es posible convertir a los modelos DEVS acoplados en modelos DEVS atómicos, los cuales se pueden utilizar para formar otros modelos acoplados (ZEIGLER, MUZY y KOFMAN, 2019, pg. 17). Esta capacidad permite al modelador construir modelos muy complejos utilizando una estrategia modular, a través de un modelo jerárquico. Esta estrategia es la que utilicé en mi desarrollo, que me ha permitido definir una estructura modular y jerárquica de la siguiente manera:

El módulo (1) constituye una primera generación de agentes económicos a partir de una muestra de población inicial (esta población inicial es producto de estimaciones de resultados de mercado en estado de equilibrio),

El módulo (2) pone a prueba a esta primera generación de agentes económicos a través de un lazo de negociación bilateral, en un ambiente estocástico parametrizado. En este módulo la estocasticidad del ambiente está regida por una simulación tipo Monte Carlo. El módulo (3) implementa la fase de evolución de esta generación en el mercado y reorganiza a los agentes económicos sobrevivientes con el fin de constituir una nueva generación de mercado. De esta forma queda cerrado el ciclo de la simulación. En el apartado siguiente voy a destacar los detalles más sobresalientes del algoritmo evolutivo que he desarrollado mediante esta estructura modular descripta.

### **2.3.3. Breve descripción del algoritmo evolutivo empleado**

Como este apartado tiene el objetivo de presentar una breve descripción del algoritmo, destacando las características de su funcionamiento, pero sin profundizar en detalles estrictamente computacionales, referencio también para su consulta, una publicación (HERRERA, LUCCINI, PARODI, MATAR, y GOMEZ INSAUSTI, 2019), propia del ámbito de la ingeniería y las ciencias de la computación, donde discuto y amplio las cuestiones relacionadas con la resolución de problemas no lineales estocásticos propios de la economía, mediante la aplicación de algoritmos evolutivos.

En este ensayo, específicamente, en este algoritmo evolutivo que he desarrollado, voy a partir de una muestra inicial (LUKE, 2013, pg. 32) de posibles estrategias de comercio de los agentes económicos y esta muestra inicial va a constituir la primera generación del algoritmo. Aquí, cada miembro de la primera generación es puesto a prueba cuando atraviesa el lazo de negociación bilateral, que está asociado a las incertidumbres propias de los agentes. Estos agentes, son inciertos sobre varios aspectos de sus decisiones incluyendo:

(i) Su propia estructura de costo de reducción, (ii) las estructuras de costo de reducción de sus compañeros de comercialización y (iii) los comportamientos de los socios de comercialización.

Tomando todos los valores de parámetros inciertos asociados con la incertidumbre de los agentes como aleatorios y distribuidos independientemente, cada resultado posible de mercado en el conjunto anterior fluye a través del lazo de negociación bilateral (K) veces. Cada iteración representa una extracción simple (o realización) de todos los parámetros inciertos asociados con las estructuras de costos de los agentes y un patrón único de comercio correspondiente entre agentes.

Para cada muestra, es posible observar la estructura de transacciones, o sea ver quien

comercia con quien, qué precios son ofrecidos y aceptados, cuantos créditos son intercambiados. El costo total del control de la contaminación para cada comprador, los beneficios para cada vendedor, el costo de mercado total y otros parámetros económicos de interés son calculados por cada realización de la simulación de la negociación bilateral. Después del lazo de negociación bilateral, el conjunto de resultados de mercado es pasado por una iteración de búsqueda evolutiva.

Las estrategias individuales de comercio de agentes son evolucionadas, a través de dos variantes de operadores evolutivos (variante SDE o variante MDE). Estas variantes las voy a analizar en detalle posteriormente. Por ahora me interesa explicar que cada generación nueva contiene el mismo número de posibles resultados de mercado, donde cada una de las cuales contiene sólo aquellas estrategias de comercio que han sobrevivido después de la selección.

Cada nueva generación ingresa al lazo de negociación bilateral y el algoritmo evolutivo busca la mejor solución en cada generación hasta que la máxima especificación del usuario es alcanzada (por ejemplo, el máximo número de generaciones es elegido, como parámetro final).

El número máximo de generaciones es elegido experimentalmente dependiendo en la dificultad del problema (LUKE, 2013, pg. 33).

En otras palabras, el número de generaciones depende en el número total de decisiones tomadas por todos los agentes en el mercado (la extensión del vector de decisión representando un mercado).

En este trabajo, la estrategia básica que orienta al algoritmo evolutivo se basa en tres operadores: mutación, cruce, y selección (LUKE, 2013, pg. 54). Brindo a continuación un detalle del mecanismo por el cual el algoritmo evolutivo genera de nuevos individuos: Mediante la mutación diferencial se añade la diferencia proporcional de dos individuos ( $v_2, v_3$ ) elegidos aleatoriamente de la población a un tercer individuo ( $v_1$ , individuo objetivo, *target*) también elegido aleatoriamente. El nuevo individuo  $w_i$  se denomina individuo mutado, o vector mutado. Los vectores  $v_1, v_2, v_3$  son mutuamente exclusivos y a su vez diferentes de  $w_i$ , donde  $w_1 = v_1 + \mu(v_2 - v_3)$  (2.3)

La constante de mutación  $\mu > 0$  establece el rango de diferenciación entre los individuos  $v_2$  y  $v_3$ . Tras la mutación se realiza una operación de recombinación sobre cada individuo  $v_i$  (*target*) para generar un individuo intermedio  $\mu_i$  (*trial*).

El individuo intermedio  $\mu_i$  es construido mezclando los componentes de  $w_i$  y  $v_i$  bajo una probabilidad predefinida  $Cr \in [0,1]$ .

$$u_i(j) = \begin{cases} w_i(j) & \text{si } rand \leq Cr, \\ v_i(j) & \text{en otro caso} \end{cases} \quad (2.4)$$

Finalmente, el operador selección decide en base a la mejora del fitness, si el individuo intermedio  $\mu_i$  es aceptado y reemplaza al individuo objetivo  $v_i$  o si por el contrario el individuo intermedio  $\mu_i$  es rechazado y se conserva el individuo objetivo  $v_i$  en la siguiente generación. El operador de selección descripto asegura que el mejor fitness en la población siempre es incorporado en la generación siguiente.

El algoritmo evolutivo crea nuevas soluciones posibles agregando la diferencia media entre dos soluciones aleatorias a una tercera solución. Esta operación es llamada mutación (LUKE, 2013, pg. 35). Para cada solución posible en cada generación, una solución mutante (o un competidor) es creada para competir en contra de la solución existente.

El operador de cruce combina los parámetros en la solución mutada con los parámetros de otra solución predeterminada, el objetivo solución, para producir la denominada solución de prueba. Si la solución de prueba tiene un valor de función de costo más bajo que el del objetivo solución, la solución de prueba reemplaza el objetivo solución en la generación siguiente. Este proceso es realizado por el operador de selección.

Es esquema de funcionamiento de la variante SDE es la siguiente. Por la mutación y cruce sobre los operadores de esta variante (SDE), nuevos patrones de elección son reproducidos. Para cada resultado de mercado objetivo ( $M_i$ ), un resultado de mercado prueba ( $M_t$ ) es creado, combinando los parámetros entre el resultado del mercado mutado y el objetivo de mercado.

Un resultado de mercado mutado es creado tomando la diferencia entre dos vectores parámetro de resultado de mercado aleatorio ( $M_a$ ,  $M_b$ ) antes de añadir un tercer vector aleatorio de resultado de mercado ( $M_c$ ) en el conjunto de mercados.

La presión selectiva es aplicada en el nivel de mercado.

La referencia para comparaciones de mercados es el costo total de control de contaminadores esperado de mercado ( $E[TCCK]$ ).

Cada recién creado patrón de elecciones  $M_t$  tiene que competir y superar al otro en la generación existente para asegurar un lugar en la próxima generación. En otras palabras, cada conjunto de estrategias de los agentes en un mercado en cada generación tiene un competidor para competir.

El criterio usado en el algoritmo evolutivo, variante SDE, para determinar si un resultado de mercado es “bueno” o “malo” es el costo total de control de contaminadores de

mercado. En cada generación, la población total de resultados de mercado cambia debido a esta presión selectiva.

El hecho que un mercado rinde mejor que otro en términos de costo total de control de contaminadores de mercado es porque la combinación de comportamientos estratégicos entre agentes en ese mercado implica más costo efectivo de decisiones de comercio que aquellos que compiten en el otro mercado.

Las poblaciones sucesivas de resultado de mercado representan más comportamientos cooperativos en las interacciones entre agentes los cuales conducen a mejores respuestas de mercado (por ejemplo, costo total de control de contaminadores de mercado esperado en general).

Para comprender las dinámicas de las interacciones en presencia de comportamientos orientados por el interés propio del agente económico, desarrollo e implemento la variante MDE en la simulación. El proceso de reproducción artificial de nuevos mercados competidores es el mismo que en la variante SDE. Los nuevos agentes constituyen nuevos mercados y son creados por los operadores de cruce y mutación.

El operador de selección, sin embargo, se aplica al nivel del agente. La referencia de comparación entre un comprador en mercado  $M_i$  y el mismo comprador en el mercado competidor  $M_t$  es el costo total de control de contaminadores esperado del comprador ( $E[BTC_i]$ ).

Para vendedores, el beneficio esperado ( $E[SP_j]$ ) se usa como criterio de selección. Si un comprador en el mercado de prueba incurre un menor control de costo esperado que el mismo comprador en el mercado objetivo, entonces el comprador en el mercado de prueba es elegido para estar en la próxima generación.

De manera similar, si un vendedor en el resultado de mercado de prueba hace un beneficio mayor esperado que el mismo vendedor en el mercado objetivo, el vendedor en el mercado de prueba es colocado en la próxima generación.

Los agentes sobrevivientes del resultado de mercado objetivo  $M_i$  y/o el resultado de mercado de prueba  $M_t$  son reorganizados en un nuevo resultado de mercado ( $M_{new}$ ) para la próxima generación.

El nuevo resultado de mercado  $M_{new}$  incluye los agentes que adoptaron estrategias de comercio que provocan los más bajos costos individuales de control de contaminadores en el caso de compradores o el mayor beneficio individual en el caso de los vendedores. Los agentes en cada nuevo mercado están autorizados a interactuar de acuerdo con el protocolo de negociación bilateral detallado anteriormente.

La evolución del mercado es impulsada por la reorganización de los individuos más aptos dentro de las próximas generaciones, aunque los agentes más aptos juntos no podrían constituir un mercado que es el más rentable.

#### **2.3.4. La metodología de trabajo aplicada en este ensayo**

La metodología de estudio de casos es la que adopto en este ensayo. También entiendo que estos estudios, más que muestras representativas, son verdaderos tests experimentales (YIN, 2003, pg. 9), ya que no representan a una muestra de una población o de un universo concreto, por lo que no son generalizables estadísticamente, sino que son usados en proposiciones teóricas, cuando el objetivo del investigador es ampliar y generalizar teorías (la generalización analítica) y no enumerar frecuencias (la generalización estadística), (YACUZZI, 2005, pg. 9).

El objetivo de este trabajo es estudiar y modificar el mecanismo de internalización de externalidades negativas (contaminación de aguas) propuesto por Nga Phuong Nguyen, adaptándolo a la realidad de las cuencas hídricas argentinas (como es el caso de la cuenca del río carcarañá) inmersas en el contexto propio de los mercados emergentes.

Nguyen desarrolla un caso de estudio demostrativo, para lo cual define una cuenca hidrográfica sintética como unidad de análisis (NGUYEN, 2009, pg. 75), que, además, es la unidad de análisis típica en disciplinas como la hidrología superficial (ORSOLINI, ZIMMERMANN y BASILE, 2000, pg. 24) caracterizada por las siguientes premisas.

- a) La cuenca superficial es una porción de territorio definida a partir de un punto geográfico ubicado sobre un curso de agua, denominado salida o punto de cierre.
- b) Los límites de esa porción se trazan siguiendo las divisorias de aguas, partiendo del punto de cierre y retomando a él. En consecuencia, ningún flujo superficial puede atravesar los límites, en uno u otro sentido, salvo por la salida.
- c) Dentro de la cuenca existe una estructura colector-constituida por cursos definidos permanentes o temporarios, integrados en una red de avenamiento convergente hacia el punto de cierre, jerarquizada de modo tal que este resulte situado sobre el curso principal o de mayor orden

Esta cuenca va a contener a 20 pequeños vendedores (fuentes de contaminación no puntuales) y 4 grandes compradores (fuentes de contaminación puntuales). Este estudio de caso ha sido diseñado Nguyen para reflejar el hecho de que los compradores de crédito en los mercados de calidad de aguas, suelen ser plantas de tratamiento de efluentes urbanos y/o industriales que resultan ser un número pequeño, pero de gran tamaño, en



relación con los productores agrícolas que son más numerosos y normalmente son los vendedores de crédito. Aunque estos datos espaciales no se referencian en una cuenca específica, este estudio de caso abstrae las principales características físicas de los típicos mercados de calidad de aguas de USA asentados sobre las cuencas hídricas. En el desarrollo que sigue, me orientarán dos preguntas de investigación, que buscaré contestar al final del ensayo. De acuerdo con lo plateado por Lawrence Boland (BOLAND, 2003, pg. 244), aquí las preguntas orientadoras de la investigación son parte de un proceso continuo de intentar aprender y encontrar errores en nuestro conocimiento:

Pregunta 1) *¿Los costos de transacción son relevantes para los mecanismos de internalización de la contaminación de aguas?*

La magnitud de los costos de transacción resultan ser un serio inconveniente para el desarrollo de una economía basada en el mercado. Estos han adquirido una importancia cuantitativa, a partir de la década del 90, en los países de mercados emergentes como la Argentina (DAGNINO PASTORE, 2007, pg. 24). Los elevados costos de transacción pueden hacer inviable la propuesta de desarrollar un marco de control y regulación de la contaminación (mecanismo de internalización de la contaminación de aguas). Por lo tanto, mediante la simulación del mercado de calidad de aguas intentaré responder a esta pregunta orientadora de la investigación, explorando el funcionamiento de este mercado como mecanismo de internalización, con y sin costos de transacción.

Pregunta 2) *¿Los objetivos de maximizar beneficios de los agentes económicos (agricultores) pueden converger con los objetivos ambientales trazados por los mecanismos de internalización de la contaminación de aguas?*

Voy a intentar responder a esta pregunta orientadora de la investigación, fijando primero una gama de objetivos ambientales (alto, medio y bajo) a cumplir, para luego visualizar como responde este mercado como mecanismo de internalización a estos niveles.

También, con el fin generar resultados que me permitan contestar estas preguntas, he desarrollado dos variantes del algoritmo evolutivo que utilizo para la simulación del mercado de calidad de aguas. La segunda variante (MDE) la organizo a través del fundamento económico del interés propio del agente, por lo tanto, éste tiende a actuar de forma tal que puede extraer los mayores beneficios para el mismo, ignorando si será socialmente óptimo.

La evolución del mercado modelado en este sentido destaca la naturaleza individual de los participantes del mercado, minimizando costos individuales y maximizando los beneficios individuales. Estos son los motores para compradores y vendedores, más allá

de la meta de minimizar el costo total del control de la contaminación.

Los resultados del comportamiento simulado del mercado de calidad de aguas, para estas dos variantes del algoritmo evolutivo utilizado y ante una gama de objetivos ambientales, me permitirá tener una buena caracterización sobre la compatibilidad (o no compatibilidad) de los objetivos ambientales trazados por el ente regulador, frente a las expectativas de los agentes económicos que operan en el mercado.

#### **2.4. Implementación y análisis del modelo de mercado de calidad de aguas**

A los fines de modificar el modelo de mercado de calidad de aguas propuesto por Nguyen (NGUYEN, 2009) adaptándolo a la cuenca del río Carcarañá, he realizado diversas tareas de verificación y validación.

Así, siguiendo las recomendaciones de algunos trabajos pioneros en el desarrollo de simulaciones de recursos hídricos en Argentina, (JACOVKIS, GRADOWCZYK, FREISZTAV y TABAK, 1989), (GRADOWCZYK, JACOVKIS, FREISZTAV, ROUSSEL y TABAK, 1990) y las recomendaciones internacionales actuales sobre esta temática (ZEIGLER, MUZY y KOFMAN, 2019) he llevado a cabo tres comprobaciones fundamentales:

- 1) He comprobado de forma independiente en pequeñas simulaciones el funcionamiento de cada tipo de módulo que integra el modelo evolutivo.
- 2) He realizado diversos modelos de prueba en archivos independientes para comprobar que cada mejora funcionaba tal como se pretendía antes de ensamblar el modelo final.
- 3) He chequeado el código fuente reportado por Nguyen (NGUYEN, 2009, pg. 153) y lo he comparado con el código que he desarrollado, con el fin de optimizar las rutinas del sistema.

El proceso de validación de un modelo consiste en que determine el grado en el cual un modelo corresponde a la adecuada representación del mundo real, así, con el fin de poder validar este modelo propuesto por Nguyen, para la simulación con agentes económicos, primero verifico la estructura del modelo, es decir, reviso su consistencia estructural y como segundo paso analizo el comportamiento del modelo. Que revise la consistencia estructural significa que evalúo la estructura y parámetros del modelo directamente, sin excluir la relación entre estructura y comportamiento. Este tipo de validación permite la identificación apropiada de la estructura (estructura del programa), responsable del buen comportamiento del modelo del problema, estructura lógica, relación causal existente y expresión matemática (CHAPRA y CANALE, 2015, pg. 28), (LUKE, 2013, pg. 9).

### **2.4.1. Validación y testeo del modelo**

Con el objetivo de validar y testear el modelo computacional que he desarrollado, aplico la prueba de verificación estructural sobre el mismo, la cual consta de cinco etapas:

1) Prueba de límites adecuados: La prueba estructural de límites adecuados considera la relación necesaria para satisfacer el propósito del modelo. Este tipo de prueba debe responder a la interrogativa si es necesario o no ampliar el modelo y si este incluye una estructura relevante. Al respecto es importante que remarque que este modelo se ha fundado en estudios que observan el comportamiento de mercados de calidad de agua, en una determinada región (USA), donde se registra una acentuada aproximación a los mercados de equilibrio competitivo perfecto. En el caso de otra región (Argentina) se necesitaría de modificaciones producto de las fallas de mercado existentes, pero también es importante rescatar la relevancia de la estructura desarrollada

2) Verificación de la estructura: Verificar la estructura significa comparar la estructura del modelo directamente con el modelo real (y además modelos existentes), el cual no debe contradecir el conocimiento del mismo. La verificación de la estructura del modelo desarrollado incluye una revisión de la literatura relevante al tema tal como se ha desarrollado en los apartados anteriores. En el modelo testado, la evolución del mercado a su “mejor conocido” equilibrio es simulada por el uso de dos variantes de un algoritmo evolutivo (variante SDE y variante MDE). Aquí, el concepto de mercado en equilibrio no debe ser interpretado en el sentido tradicional como un óptimo general. En lugar de eso, el mercado en equilibrio es el resultado “mejor conocido” que es “robusto” a las interacciones de los agentes bajo la presencia de incertidumbres de información, racionalidad limitada, decisiones complejas y reglas de comercialización implícitas en la estructura bilateral del mercado analizado.

3) Consistencia dimensional: La prueba de consistencia dimensional requiere que cada ecuación matemática en el modelo, así como la inclusión de parámetros sea evaluada y analizada. Para nuestro caso, el adecuado diseño experimental contiene el testeo de 9 combinaciones de tasas de comercio y objetivos ambientales, en el que el mercado es operado bajo dos tratamientos de costos de transacción (sin versus con costos de transacción) y el mercado en equilibrio es inducido por dos tipos de interacciones de los agentes (variante SDE versus variante MDE). Es importante que destaque que para las simulaciones con la variante SDE los costos del costo total de control de polución (niveles de retroalimentación del sistema) guía a la evolución del mercado, mientras que en las

simulaciones con la variante MDE los mercados no son coordinados y evolucionan basándose en la retroalimentación de costo al nivel del agente (cada agente realiza decisiones independientes).

4) Verificación de parámetros: Los parámetros deben ser verificados con el objetivo de analizar su correspondencia conceptual y numérica con las observaciones del mundo real, al igual que a estructura del modelo puede ser comparada con el conocimiento disponible. La consistencia dimensional la chequeo con 36 casos del problema original de optimización. Para cada uno de esos casos del problema, la simulación calcula el mejor resultado de mercado para 50 pruebas de búsqueda evolutiva independiente. El mejor mercado en equilibrio conocido para cada caso representa el mejor rendimiento particular de mercado de 50 pruebas según el costo total de control de contaminación. Además, el marco de la simulación provee una amplia serie de medidas para costos, eficiencia de mercado y las dinámicas de las decisiones e interacciones de los agentes.

5) Prueba de condiciones extremas: Un modelo que solo se comporta aceptablemente bajo determinadas condiciones controladas, solo puede ser útil para analizar políticas que hagan que el sistema actúe dentro de ciertos límites. Por lo tanto, incorporar al modelo conocimiento sobre condiciones extremas mejora la comprensión y utilidad de este y por lo tanto, su confianza. En nuestro modelo,  $T$  es la tasa de comercio incierta la cual adopta tres valores 0.5, 1.0 y 3.0. La dinámica del mercado evolutivo para los 36 casos testeados presento resultados con y sin costos de transacción.

#### **2.4.2. Calibración del modelo evolutivo con datos de mercado**

El procedimiento que usualmente se emplea para dar valor a los parámetros de un modelo se denomina calibración. Para calibrar, en lugar de resolver el modelo para obtener un equilibrio, se emplea un caso base para obtener los valores de los parámetros del modelo que son consistentes con las observaciones de mercado.

La obtención de los datos y de los parámetros genéricos necesarios para la correcta y eficiente simulación (ZEIGLER, MUZY y KOFMAN, 2019), en este caso de un mercado de calidad de aguas en una cuenca determinada (cuenca del río Carcarañá), las puedo obtener de cuatro fuentes distintas: a) mediciones obtenidas en los ensayos de campo; b) valores citados de la bibliografía disponible; c) por “default” (valor propuesto por el modelo); y d) tomando valores obtenidos producto de correr otros modelos de simulación y verificando que el resultado de la predicción coincida con los valores obtenidos en los ensayos de campo (o bien que estos valores estén dentro de valores posibles citados en la

bibliografía).

En este ensayo, diferenciándome del trabajo de Nga Phuong Nguyen (NGUYEN, 2009) opto por este último camino y, además, para implementar la integración de información proveniente de distintos modelos de simulación he tenido en cuenta las recomendaciones de Pablo Jacovkis (JACOVKIS, 1996, y 2002) referidas los problemas de implementación que surgen al integrar información proveniente de modelos hidrológicos de cuenca, modelos hidrodinámicos de transporte de contaminantes y modelos de optimización (estática y/o dinámica).

En cuanto a la estructura de los datos económicos de las fuentes puntuales y no puntuales comprendidas en el tramo de la cuenca de estudio es importante señalar que la cuenca del río Carcarañá es interprovincial (atraviesa las provincias de Córdoba y Santa Fe), dado que esta realidad se refleja en las diferentes normativas referidas a la regulación y control de la contaminación del agua. Esto fundamenta que los datos seleccionados para la simulación del mercado de calidad del agua sean referidos al tramo sur de la cuenca (Provincia de Santa Fe) donde la legislación es homogénea, también es importante que señale que en la delimitación de la cuenca se encuentran alrededor de 140 localidades de ambas provincias y más de 400.000 habitantes, pero ninguno de los dos grandes conglomerados urbanos provinciales, la ciudad de Córdoba y la ciudad de Rosario, se encuentran comprendidos en el perímetro de la cuenca, lo cual le imprime un perfil muy particular; pocas fuentes de descargas puntuales, fundamentalmente provenientes de las plantas potabilizadoras de agua (Aguas Santafesinas S.A.) y de la industria frigorífica (casi el 16% de la faena de toda la Argentina se desarrolla en el sur de la Provincia de Santa Fe) y una concentración importante de pequeñas fuentes de contaminación no puntuales, debido a la actividad económica eminentemente agrícola. Además, es de destacar que a lo largo de la cuenca se encuentran localidades pequeñas y medianas, con un número reducido de localidades entre 50.000 y 100.000 habitantes y predominando aquellas con menos de 10.000 habitantes.

Por otro lado, a lo largo de la misma podemos observar diferentes patrones de usos del suelo e influencia de actividades económicas. En la explotación rural, si bien el avance del cultivo de soja se refleja en toda la cuenca, se observa una mayor incidencia de la ganadería en la parte alta, como así también mayor presencia de vegetación nativa. Este cuadro cambia en la parte central, para terminar con la presencia de cultivo de soja en más de un 80% de la superficie sembrada en la parte baja.

La actividad industrial en las zonas urbanas sufre el mismo tipo de intensificación desde

el centro y hacia el cierre de la cuenca. Del mismo modo, la actividad turística y recreativa va sufriendo importantes modificaciones, mientras que en la parte alta es intensa, en la parte baja los usos del agua se presentan más limitados. Esta heterogeneidad se repite en las fuentes de agua para consumo humano, mientras que en la parte alta se utiliza agua superficial para este fin, en la parte media y baja se utiliza agua subterránea. La cuenca del río Carcarañá ofrece una relativa homogeneidad que la vuelve accesible, por un lado, pero al mismo una diferenciación interna que da lugar a la identificación de diferentes grupos de interés en la región de estudio. Se suma a estas características particulares, la existencia de un sistema catastral georreferenciado (sistema de información geográfica - SIG) que viene desarrollando el gobierno provincial y que puede prestar soporte tecnológico para el empadronamiento y posterior seguimiento de las fuentes puntuales y no puntuales de esta cuenca.

Específicamente, en la Provincia de Santa Fe, para el uso de la tecnología SIG, se cuenta con la asistencia y asesoramiento de la Infraestructura de Datos Espaciales de Santa Fe (IDESF). La IDESF, es el conjunto de estándares y recursos tecnológicos que facilitan la producción, obtención, uso y acceso de información geográficamente referenciada de cobertura provincial: <https://www.santafe.gob.ar/idesf/geoportal/>

Se trata de un servidor de datos geográficos donde podemos contar con información espacial de: límite provincial, de departamentos, de distritos y de localidades, rutas, ferrocarriles, manzanas y ejes de la planta urbana y rural de comunas y ciudades, de la cuenca de estudio y de toda la provincia, los que se pueden visualizar y descargar. Los archivos para descarga tienen formato reconocido por software específico, comúnmente conocidos como software SIG (*Arc View*, *Grass*, *Arc Info*, entre otros). Cada capa se acompaña con datos descriptivos que refieren al origen, tipo, formato y otras características técnicas. Esto conforma un modelo digital del territorio con información de relevancia organizada por estas capas.

El construir una base de datos de todas las fuentes (puntuales y no puntuales) de contaminación de una determinada cuenca, tomando como soporte tecnológico a un SIG, no es un tema nuevo, puedo citar el trabajo pionero en esta temática de Ming Lee y David White (LEE, M. T. y WHITE, D. C., 1992) quienes demostraron las bondades de llevar a cabo el empadronamiento y monitoreo de las fuentes de contaminación con este soporte tecnológico.

Específicamente, en este ensayo, a diferencia del trabajo de Nga Phuong Nguyen (NGUYEN, 2009) las fuentes de contaminación, tanto puntuales como no puntuales

pueden contar con una georreferenciación concreta, cuestión de que su ubicación corresponde a una posición real en el territorio de la cuenca (OLAYA, 2014).

Figura 5: Cartografía digital de un tramo de la cuenca del río Carcarañá



Fuente: Infraestructura de Datos Espaciales de Santa Fe (IDESF).

En la figura 5, se visualiza la salida gráfica de la cartografía digital de un tramo de la cuenca del río Carcarañá provista por el IDESF. Este modelo digital está compuesto por varias capas asociadas a través de determinados identificadores de parcela (OLAYA, 2014). En el marco de la implementación de un hipotético mercado de calidad del agua, una capa se puede destinar al empadronamiento de todas las fuentes puntuales y no puntuales de contaminación, con sus respectivos datos catastrales y las estimaciones del volumen y tipo de contaminante que descargan en el territorio.

Esta base de datos geográfica implementada para este fin, puede ser compartida con las autoridades gubernamentales y ser administrada por la Infraestructura de Datos Espaciales de la Provincia de Santa Fe, quién, en última instancia, proveería el soporte tecnológico. En el mes de marzo del año 2019, se presenta públicamente un informe titulado: Bases del Plan Director de la cuenca del río Carcarañá (PDCDC, 2019), con vistas a que estos estudios sean adoptados y discutidos en el ámbito de la Comisión interjurisdiccional de la cuenca del Carcarañá y se pueda implementar de forma efectiva un Plan Director para la cuenca. En este estudio, la forma propuesta de organizar toda la información referida a los estudios hidrológicos y ambientales, que han desarrollado sobre la cuenca, distintas universidades de la zona, es a través de un sistema de información geográfica (PDCDC, 2019, pg. 440).

Sería sumamente importante que la Comisión interjurisdiccional, adopte como forma de

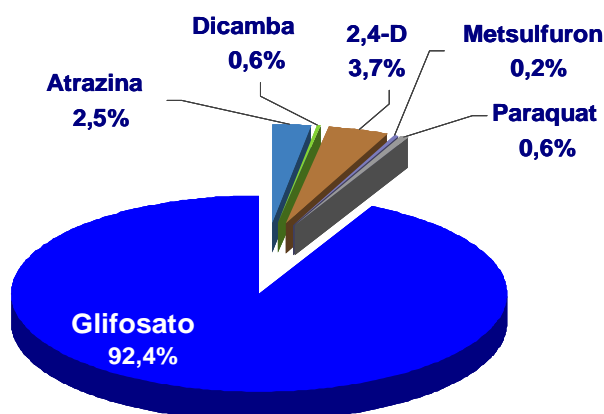
trabajo estas bases, cuestión de que se implemente de forma unificada (entre la Nación y las Provincias) un Plan Director y se pueda intercambiar información en formato digital entre distintos organismos gubernamentales.

También en este informe se reporta determinados avances obtenidos sobre la modelación hidrológica de un tramo de la cuenca, ubicado predominantemente en la Provincia de Córdoba, utilizando el software SWAT (PDCDC, 2019, pg.395). Toda esta información disponible referida a distintos tramos de la cuenca del río Carcarañá, se podría unificar, utilizando el formalismo propio de los sistemas de información geográfica, de forma de tener una traza única de la dinámica de la contaminación en la cuenca.

Si bien, se ha avanzado en la cuantificación del transporte total de sedimentos a lo largo de la cuenca, también se podría hacer un seguimiento de la dinámica de contaminación de una sustancia contaminante particular.

En este sentido, es importante que mencione lo reportado en un Seminario, por Jimena Alonso (ALONSO, J, 2019), referido a las experiencias del Grupo Interdisciplinario de SWAT de la República Oriental del Uruguay. En este encuentro comenta que la herramienta de modelación SWAT permitió simular el comportamiento de algunos plaguicidas (GLIFOSATO, entre otros), de manera de poder evaluar y cuantificar cuánta carga se puede perder desde el suelo y hacia el agua.

Figura 6: Importancia relativa del glifosato dentro del conjunto de herbicidas



Fuente: Informe Técnico INTA – UCA, 2010.

Contando con la modelación hidrológica a través del software SWAT, de una determinada cuenta de la República Oriental del Uruguay y además, contando con datos referidos al uso de plaguicidas, se pudo evaluar la variación espacial de las cargas de las distintas fracciones, así como generar resultados con una frecuencia temporal que permite analizar



las cargas de los distintos plaguicidas en agua para diferentes períodos del año y bajo condiciones climáticas variables (GELÓS, 2020).

A su vez, se lograron establecer diferentes escenarios que permitieron evaluar el impacto de cada uno de los escenarios, sobre la carga de activo en el agua. Los escenarios planteados se pudieron ajustar a medidas concretas de gestión y a su vez permite contar con una herramienta potencial para el análisis de otros escenarios que surjan. La cuenca del río Santa Lucía es una cuenca caracterizada por una gran producción agropecuaria, ya que cuenta con establecimientos con diversidad de rubros y tamaños (hortofrutícola, lechero, ganadero, agrícola). El uso predominante de sus suelos es el agropecuario, siendo la ganadería la principal actividad. Esta cuenca es de gran importancia para este país por su magnitud, por la actividad económica que concentra, y por ser la fuente de agua potable de más de la mitad de la población.

Esta referencia reportada por Alonso es de suma importancia para esta investigación, ya que de acuerdo con lo reportado en estudios preliminares (CASTELLARIN, SANCHEZ, HERRERA, CASIELLO, VENECIO, y PAPA, 2013), por ejemplo, en nuestro país durante la campaña 2009/2010 se utilizaron aproximadamente 257 millones de litros de GLIFOSATO de los cuales aproximadamente el 52% se aplicó durante el período de barbecho y un 42% en el cultivo de soja. Es el más utilizado dentro del área de la cuenca de estudio, alcanzando valores mayores a 5 litros por hectárea y por año. Si bien el glifosato como tal no es volátil y tiene escasa movilidad, sus metabolitos probablemente más tóxicos y móviles podrían contaminar el suelo, las aguas subterráneas y superficiales y el riesgo se incrementa por la utilización intensiva que de él se realiza. A este habría que agregarle otros principios activos, algunos de gran persistencia.

### **2.4.3. Detalle de los escenarios de las simulaciones**

Para detectar los impactos de los parámetros de diseño de mercado en el rendimiento de mercados, he trabajado con especificaciones alternativas de tasas comerciales y objetivos ambientales. La tabla 7, es una matriz de norma variable en la cual existen nueve (9) combinaciones de tasas comerciales y objetivos ambientales.

Una especificación de un objetivo ambiental es equivalente a una especificación de los requisitos de reducción por fuentes puntuales individuales.

La distribución de obligaciones de reducción individual no es elegida de manera óptima pero experimentalmente. Se supone que los grandes contaminadores son sujetos a mayores regulaciones, por lo tanto, el mayor requerimiento de reducción.

Asimismo, los contaminadores más pequeños están obligados a reducir un nivel más bajo de emisiones. Así, tres niveles de objetivos ambientales son especificados. Un “Objetivo bajo” corresponde a un nivel bajo total de requisitos de reducción de contaminación relativo a los objetivos “Moderados” y Altos”.

Específicamente, el “objetivo alto” es 100% más alto que el “Objetivo Bajo” y 36% más alto que el “objetivo moderado”.

La variación de los niveles de objetivos ambientales es elegida para ser suficientemente amplia para detectar los impactos de estos parámetros diseñados en el rendimiento del mercado.

Además, especificaciones alternativas de tasas de comercio son consideradas, aunque no son tenidas en cuenta para las simulaciones de distintos escenarios los casos,  $t = 3$ , dada la muy baja probabilidad de existencia de esos valores de tasas de comercio, según es sugerido por la literatura económica y los programas actuales de comercio en la práctica (NGUYEN, 2009, pg. 101).

Tabla 7: Especificaciones alternativas de tasas de comercio y objetivo ambiental

$\sum(r_i)$ \ t	t = 0.5	t = 1.0	t = 3.0
<b>Objetivo Bajo</b>	Caso 1	Caso 2	Caso 3
<b>Objetivo Moderado</b>	Caso 4	Caso 5	Caso 6
<b>Objetivo Alto</b>	Caso 7	Caso 8	Caso 9

Fuente: Elaboración propia en base a (NGUYEN, 2009)

Las características de los mercados de calidad de agua con, o sin costos de transacción son no triviales, particularmente si queremos pensar un mercado para el caso de una cuenca de la república argentina.

Los costos de transacción, como es sugerido por la literatura económica, han adquirido una significancia cuantitativa importante en los países de mercados emergentes (DAGNINO PASTORE, 2007, pg. 24).

Además, en presencia de costos de transacción, espero que los parámetros de diseño de mercado tengan diferentes impactos en el rendimiento de los mercados en comparación

al caso sin costos de transacción. Aquí, tengo en cuenta los costos de transacción, pero, los asigno de una forma binaria, es decir cuando los costos de transacción son ausentes o están presentes. Los dos tratamientos de costos de transacción son, por lo tanto, sin costos de transacción (STC) y con costos de transacción (CTC).

Tabla 8: Detalle de los escenarios de las simulaciones

	Con TC					
	SDE			MDE		
	$t = 0.5$	$t = 1.0$	$t = 3.0$	$t = 0.5$	$t = 1.0$	$t = 3.0$
Objetivo Bajo						
Objetivo Moderado						
Objetivo Alto						

50 pruebas por caso  
 - 560 generaciones  
 - 50 miembros de la búsqueda poblacional  
 - 700 fases de negociación bilateral

	Sin TC					
	SDE			MDE		
	$t = 0.5$	$t = 1.0$	$t = 3.0$	$t = 0.5$	$t = 1.0$	$t = 3.0$
Objetivo Bajo						
Objetivo Moderado						
Objetivo Alto						

Esquema Experimental Computacional (36 experimentos)

Fuente: Elaboración propia en base a (NGUYEN, 2009)

La evolución del mercado a su “mejor esperado o conocido” equilibrio la simulo en este trabajo mediante el uso de las dos variantes (SDE y MDE) de un algoritmo evolutivo que implican distintos patrones en las interacciones entre agentes. En la tabla 8, muestro un detalle de los distintos escenarios de las simulaciones que he desarrollado. Los dos procesos evolutivos del mercado a su equilibrio son considerados por nueve (9) especificaciones alternativas de tasas de comercio y objetivos ambientales y bajo dos (2) escenarios de costos de transacción.

Fundamentalmente, el modelo de mercado de calidad de aguas lo he simulado bajo treinta y seis diferentes conjuntos de parámetros relevantes.

#### **2.4.4. Análisis de la dinámica y del equilibrio de mercado**

Antes de desarrollar el análisis de la dinámica y equilibrio de mercado, creo que resulta necesario, la introducción de algunos conceptos de la teoría de juegos que me permitirán un mejor entendimiento de esta dinámica, tal como: equilibrio de Nash, estrategia dominante, óptimo de Pareto, óptimo social, estrategias mixtas, estrategia evolutivamente estable, teoría de juegos evolutiva y modelos evolutivos. Tomo, para profundizar los mismos, como referencia a los trabajos de Ken Binmore (BINMORE, 2007), de Daniel Heymann (HEYMANN, PERAZZO y ZIMMERMANN, 2013) y Lawrence Boland (BOLAND, 2017), a continuación, presento un resumen estos conceptos:

Equilibrio de Nash: Es un conjunto de estrategias (una para cada uno de los (n) jugadores participantes del juego) que tiene la propiedad de que la decisión de cada jugador es la mejor respuesta ante las elecciones de los otros jugadores. Es decir, el equilibrio de Nash describe una situación en la que ningún jugador tiene ningún incentivo individual para cambiar la estrategia que está siguiendo.

O lo que es lo mismo, ningún jugador puede obtener una recompensa mayor mediante un cambio de estrategia. En este sentido, un juego de estrategia queda definido a partir de los siguientes elementos:  $G_T \triangleq \langle N, A, V, I, O, E \rangle$  Donde, N representa el conjunto de jugadores, A son las acciones o estrategias de los jugadores, V son las funciones de pago, I es el conjunto de información disponible, O son los resultados y E es el equilibrio (o equilibrios) del juego.

También sobre cada una de estas variables, pueden hacerse diferentes supuestos. Por ejemplo, se supone que los jugadores son racionales o bien poseen una racionalidad acotada, la información puede ser completa, o bien incompleta, los resultados están bien definidos, en términos de ganancias y pérdidas, cada jugador tiene más de una opción o secuencia para elegir, entre otros.

De esta estructura general podemos modelar el problema de la contaminación del agua en una cuenca, para lo cual se supone que existen N diferentes tipos de usuarios del agua distribuidos a lo largo del río, identificados como:  $N = \{P_1, P_2, P_3\}$

En este caso, una forma de simplificar el modelo que adopto consiste en suponer que cada jugador  $P_i \in N$  produce sólo un tipo de sustancia contaminante. Además, defino a:  $x_{P_i(t)}$  como la cantidad de contaminación producida por el jugador  $P_i$  en el tiempo (t), y

adicionalmente consideramos que la autoridad ambiental establece el límite máximo de la sustancia contaminante ( $x$ ) en el agua, en el tiempo ( $t$ ), de acuerdo con los estándares de calidad de agua.

También supongo que, por cada unidad de sustancia contaminante vertida a un cuerpo de agua, se debe pagar una tasa  $\gamma$ . Por lo tanto, una parte ( $\widetilde{x}_{it}$ ) de la carga producida de contaminación por parte de cada jugador  $P_i$ , se vierte en el río en el periodo ( $t$ ) y la cantidad restante ( $x_{it}^*$ ) representa la disminución de la contaminación.

La función de costo asociada con la contaminación producida por cada agente  $P_{it}$  se define como  $C_{it}(\gamma\widetilde{x}, \delta x^*)$ . Donde  $\gamma$  es la tasa o impuesto por unidad de carga contaminante vertida al agua. Por otra parte,  $\delta$  es el parámetro que representa el costo de reducir la cantidad de contaminante  $x^*$ .

De acuerdo con la función de costos, si  $\gamma \leq \delta$ , los jugadores preferirán aumentar la cantidad  $\widetilde{x}$  de contaminación vertida al agua. En caso contrario, su decisión óptima es reducir la carga contaminante.

La disminución de la contaminación de los recursos hídricos implica que los jugadores deban enfrentarse al problema de la optimización de la calidad de agua. Por lo tanto, cada jugador minimiza el costo de reducir la contaminación, dados unos estándares de calidad establecidos.

Matemáticamente lo dicho lo podemos expresar mediante la siguiente ecuación:

$$MinC_i(x) = \sum_{x=1}^n \sum_{y=1}^m [\gamma (\widetilde{x}_y) - \delta (x_y^*)] \quad (2.5)$$

Sujeto a las siguientes restricciones:

$$\begin{cases} \rho x \leq h_{xyt} \\ y_{-1t} \geq \rho x \leq y_t y_{-1t} \end{cases}$$

Donde  $\rho x$  es la concentración del contaminante  $x$ . Entre tanto,  $y_t$  hace referencia al tramo observado del río en el tiempo ( $t$ ), además  $y_{-1t}$  indica la sección aguas arriba del río (fronteras aguas arriba), mientras que  $h_{yt}$  es el nivel de contaminante fijado por el regulador en el tiempo ( $t$ ) para la sección del río.

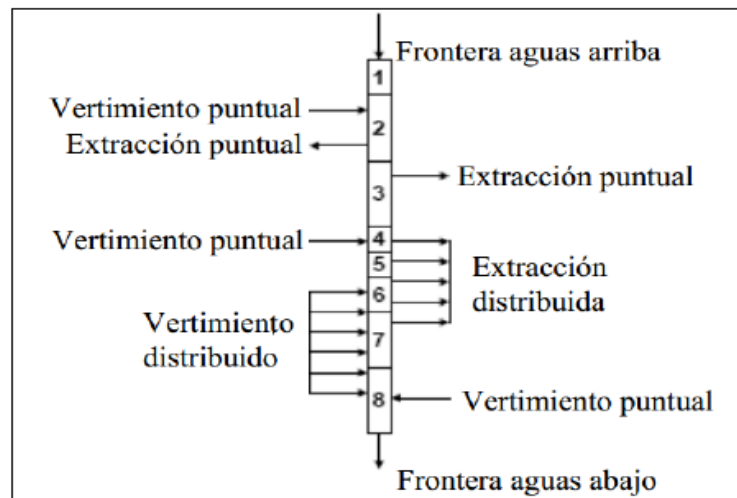
El conjunto de estrategias del juego se denota como  $E_i = \{E_1, E_2, E_3\}$ . Asumiendo que cada jugador elige una estrategia  $E_i^*$ , que maximiza sus beneficios, dada la elección de los otros jugadores, se obtiene el equilibrio del juego.

En este caso supondremos que cada jugador tiene sólo dos opciones, cooperar o no cooperar, así el conjunto de estrategias lo podemos representar mediante la expresión:

$$E_i = \begin{pmatrix} E_{i1} = C \\ E_{i2} = NC \end{pmatrix}, \text{ para } P_i = 1,2,3 \quad (2.6)$$

Una representación esquemática de esta formalización la visualizamos en la siguiente figura:

Figura 7: Representación esquemática del transporte de contaminantes en un río



Fuente: elaboración propia en base a (HAIMES, 2009)

El conjunto de estrategias del juego se denota como  $E_i = \{E_1, E_2, E_3\}$ . Asumiendo que cada jugador elige una estrategia  $E_i^*$ , que maximiza sus beneficios, dada la elección de los otros jugadores, se obtiene el equilibrio del juego. En este caso supondremos que cada jugador tiene sólo dos opciones, cooperar o no cooperar, así el conjunto de estrategias lo podemos representar mediante la expresión:

$$E_i = \begin{pmatrix} E_{i1} = C \\ E_{i2} = NC \end{pmatrix}, \text{ para } P_i = 1,2,3 \quad (2.7)$$

Cada jugador  $P_i$  elige entre sus posibilidades para reducir la contaminación. En el modelo de juegos no cooperativos, cada jugador tiene incentivos para no asumir los costos de tratamiento de las aguas residuales o para no disminuir la descarga de sustancias contaminantes al agua. Si todos los jugadores deciden comportarse como *free riders*, en el tema de la contaminación de los cuerpos de agua, el equilibrio del

juego lleva al dilema del prisionero.

En este caso la excesiva contaminación que alcanzan los cuerpos de agua puede llevar a lo que se denomina la tragedia de los comunes, en esta situación, la calidad del agua desmejora hasta hacer inviable su uso.

En lo que respecta al uso y manejo de los recursos hídricos, el modelo de juegos no cooperativo implica que cada jugador  $P_i$  maximiza los beneficios de usar el agua sin tener en cuenta los efectos sobre los usuarios.

Genéricamente se puede expresar esto mediante la siguiente relación:

$$MaxV_i = \int_t^n [B_i(Q) - C_i(x)]e^{\delta t} dt \quad (2.8)$$

En donde  $V_i$  es una la función de pagos de cada jugador (i), además  $B_i(Q)$  es la función de beneficios derivada del consumo de la cantidad (Q) de agua. Mientras que  $C_i(x)$  es el costo de reducir la contaminación en el cual incurre cada jugador (i) dada la cantidad (x) de carga contaminante generada. Finalmente  $e^{\delta t}$ , es el factor de descuento.

A diferencia de este planteo, en el modelo de juegos cooperativos, los jugadores buscan maximizar los beneficios netos totales que obtienen al cooperar unos con otros. En este caso la ecuación que representa los beneficios viene dada por:

$$MaxU = \int_t^n [B_i(Q) - C_i(P)]e^{\delta t} dt \quad (2.9)$$

Donde U representa los beneficios totales obtenidos de la cooperación.  $B_i(Q)$  y  $C_i(P)$  son las funciones de beneficio por el uso del agua y de costos de disminuir la contaminación en un juego cooperativo, respectivamente.

$$MaxU_i = V_i + max \prod_i^n [U_B/\psi]_i \quad (2.10)$$

Sujeto a las siguientes restricciones

$$\begin{cases} U^t \geq \sum_{t=1}^n V_i^t + U_B^t \\ U_B^t \geq 0 \end{cases}$$

Por su parte  $U_i$  es el pago obtenido por cada jugador ( $i$ ) como resultado del juego cooperativo, mientras que  $UB$  es el beneficio neto producto de la cooperación. Además, es el factor de distribución del beneficio cooperativo. Para nuestro caso, las funciones de pago de los distintos jugadores deben definirse en función de la cantidad de contaminante (DBO) reducido.

De tal forma que, en el modelo de juego no cooperativo, la función de pagos se formula a partir de la siguiente expresión:

$$V_i^t = f(-DBO) \quad (2.11)$$

Además, el modelo de juegos no cooperativo se sustenta en las siguientes premisas:

- a) Todos los jugadores son agentes racionales y su objetivo es maximizar su bienestar.
- b) Los juegos modelados son finitos y simultaneos
- c) Se asume que existe información incompleta.
- d) Para que surja una solución cooperativa, todos los jugadores deben cooperar.
- e) No se produce ninguna intervención administrativa durante el juego, pero las decisiones de los jugadores se están influenciadas por las políticas vigentes.

Estrategia Dominante: Existe una estrategia dominante cuando ésta es la mejor opción sea cual sea la estrategia seguida por el otro jugador. Por lo tanto, independientemente de la estrategia que siga el hipotético jugador (2), la mejor opción del hipotético jugador (1) es siempre la estrategia dominante.

Óptimo de Pareto: Decimos que un par de estrategias (una por jugador) es óptima en el sentido de Pareto, si no hay otro par de estrategias en las que todos los jugadores reciban pagos iguales o mayores y al menos un jugador recibe un pago estrictamente mayor.

Óptimo en sentido social: Decimos que un par de estrategias es óptima en sentido social si dicha estrategia maximiza la suma de los pagos de los jugadores.

Estrategias mixtas: Un agente económico sigue una estrategia pura cuando a elección de dicha estrategia es determinista. En cambio, cuando puede elegir entre varias estrategias y escoge cada una de ellas con cierta probabilidad, decimos que este agente económico sigue una estrategia mixta.

Estrategia evolutivamente estable: Es un tipo de equilibrio de la teoría de juegos



evolutiva. Se trata de un concepto de equilibrio tal que si la población adopta la estrategia que conduce a dicho equilibrio, el sistema es capaz de soportar la entrada de un pequeño número relativamente pequeño de agentes (mutantes) que juegan una estrategia distinta. Un estado evolutivamente estable es siempre un equilibrio de Nash, pero un equilibrio de Nash no tiene que ser necesariamente un equilibrio evolutivamente estable. Para hallar dicho equilibrio se suele buscar un *atractor* asintótico, o también una población de replicadores que se muestre estable ante cualquier perturbación de poca entidad.

Aquí denominamos replicadores a todo ente que posee las siguientes propiedades:

- a) Se replica a si mismo
- b) Determina el comportamiento estratégico en un juego

El modelo más simple posible sobre un proceso biológico se denomina dinámica del replicador, esta dinámica supone que la proporción de una población que alberga un determinado replicador crece al ritmo proporcional a dos factores:

- a) La fracción de la población que en la actualidad alberga al replicador
- b) La diferencia entre la aptitud actual de los huéspedes del replicador y la aptitud media de todos los huéspedes de la población

El primer requisito se limita a reconocer que la tasa de crecimiento de un replicador se encuentra limitada por el número de padres que pueden transmitir el replicador a la siguiente generación. El segundo requisito reconoce que la evolución solo puede tener en cuenta la aptitud del replicador respecto a la aptitud del conjunto de la población. Si todos los replicadores a considerar están presentes cuando la dinámica del replicador se inicia, el sistema solo puede converger a un equilibrio de Nash simétrico. Es importante que resalte que un equilibrio simétrico todos los jugadores emplean la misma estrategia.

Teoría de Juegos Evolutiva: es una rama de la teoría de juegos que estudia la evolución de grandes poblaciones de individuos que juegan repetidamente un juego y están expuestos a presiones evolutivas (selección, replicación y mutación). Aquí la estrategia que sigue cada uno de los agentes no viene dada, por las decisiones que toman, sino por el grupo de individuos al que pertenecen. Cada uno de ellos tiene cierta adaptación (fitness) en función de si interactúa con otro individuo de su mismo grupo o de un grupo diferente. Los individuos que mejor se adaptan son los que tienen mayores posibilidades de reproducirse y, por lo tanto, los individuos de su clase tendrán mayores posibilidades de estar presentes en el futuro. La teoría de juegos evolutiva tiene en cuenta así que los resultados de cierto tipo de interacciones que aparecen como equilibrios de algunos

juegos, se alcanzan a partir de mecanismos tipo ensayo y error, más que a partir de procesos de maximización de agentes racionales.

Uno de los logros de la teoría de juegos evolutiva ha sido mejorar el entendimiento que se tienen de la selección de equilibrios en escenarios donde la multiplicidad de estos impide a la teoría clásica establecer predicciones específicas. Es importante resaltar que la interpretación de la teoría de juegos evolutiva aplicada a modelos económicos no es estrictamente biológica, sino que puede ser interpretada, como por ejemplo imitación de las estrategias más exitosas.

Modelos evolutivos: Se considera que un modelo es evolutivo si el mismo contiene los siguientes tres mecanismos: selección, replicación y mutación. La selección y la replicación son fuerzas que contribuyen a reducir la diversidad del sistema: los individuos mejor adaptados tienen mayor probabilidad de sobrevivir y así poder reproducirse. Es decir, tiene más probabilidades de que su especie esté presente en generaciones futuras, aumentando la proporción relativa de su especie frente a otras especies que se han adaptado. Por otro lado, existe otro mecanismo que consigue lo contrario: aumentar la diversidad del sistema: se trata del mecanismo de mutación, que hace que surjan nuevas especies en el sistema y, por tanto, con nuevas probabilidades en cuanto a posibilidad de reproducción y selección.

Evolución hacia el equilibrio de mercado: La evolución hacia el equilibrio del mercado de calidad de aguas, representado desde el punto de vista computacional por un algoritmo evolutivo requiere de la solución de un problema de optimización complejo, donde muchos hipotéticos mercados iniciales fallarán en alcanzar un equilibrio robusto luego de sucesivas interacciones (NGUYEN, 2009, pg. 107) y (BOLAND, 2017, pg. 147). Aquí, las denominadas trazas de búsqueda de equilibrio de mercado facilitan la comprensión de la dinámica del mercado de calidad de aguas. Aquí analizo esta búsqueda para 50 trazas. Estas trazas de búsqueda de equilibrio de mercado proporcionan una idea de cómo funcionan los mercados en términos de sus costos totales de control de la contaminación, en función del tiempo de evolución.

Idealmente, los mercados deberían tener rastros que disminuyan constantemente a su valor mínimo más conocido si están haciendo una transición exitosa hacia sus estados de equilibrio. Al interpretar esta información, es importante analizar la progresión de una sola traza, así como el rendimiento del conjunto de 50 trazas en su conjunto. A las 50 trazas, las puedo pensar como una banda, el ancho mide la dificultad y la divergencia del costo total del control de la contaminación para cada caso del mercado de la calidad del

agua. Es importante que destaque que una búsqueda del equilibrio del mercado se considera exitosa si todas las trazas de búsqueda en cada caso, independientemente de sus estados iniciales, convergen dentro de un pequeño rango de los valores de costo medio más conocido. Así, para dar una idea del éxito o fracaso de los mercados para lograr soluciones robustas y de bajo costo, considero que un mejor resultado de mercado en un caso converge con éxito si su costo promedio de equilibrio final está dentro de un rango determinado del costo promedio de equilibrio más conocido.

A partir de los 50 mejores resultados del mercado, se puede calcular, la probabilidad de éxito, o bien la tasa de fracaso. En la tabla 9, presento el cómputo de las tasas de fracaso, correspondientes a las trazas de búsqueda estudiadas. En el mundo ideal sin costos de transacción, todavía es muy difícil lograr equilibrios de mercado en algunos casos.

De acuerdo con las tasas de fracaso computadas, los mercados pueden no lograr el equilibrio estocástico mejor conocido (*best known equilibrium*) el 95% del tiempo, cuando los equilibrios del mercado son inducidos por comportamientos que tienen su fundamento en el interés comunitario de cuidado ambiental, dada una baja relación comercial y un alto objetivo medioambiental.

Cuando son inducidos por comportamientos dominados por los objetivos de maximización de los beneficios, los mercados en ausencia de costos de transacción parecen tener una mayor tasa de éxito en la convergencia hacia un equilibrio estocástico mejor conocido en la mayoría de los casos. Sin embargo, la tasa de fracaso más alta es del 95% para el caso "MDE ". En presencia de costos de transacción, la probabilidad de alcanzar un equilibrio estocástico mejor conocido para un diseño de mercado particular mejora.

Tabla 9: Cómputo de la tasa de fracasos en el logro del equilibrio de mercado

Tasas de fracaso para escenarios posibles		SDE			MDE		
		SDE	SDE	SDE	MDE	MDE	MDE
STC	Ba	85%	60%	N/C	95%	25%	N/C
STC	Me	90%	40%	N/C	95%	5%	N/C
STC	Al	95%	35%	N/C	90%	1%	N/C
CTC	Ba	5%	60%	N/C	70%	70%	N/C
CTC	Me	55%	10%	N/C	80%	50%	N/C
CTC	Al	85%	10%	N/C	60%	40%	N/C

Fuente: Elaboración propia en base a (NGUYEN, 2009)

La tasa de fracaso más alta ahora es solo del 85% en el caso "SDE " en comparación con el 95% en el caso sin costos de transacción. La mejora en la tasa de éxito para alcanzar el equilibrio implica que el mercado parece fracasar en alcanzar su equilibrio estocástico mejor conocido en los casos en que hay más actividades comerciales que en los casos con menos actividades comerciales.

La intuición detrás de esto se puede obtener al investigar la naturaleza de estos casos. Los casos con menos actividades comerciales están fuertemente influenciados por los costos de transacción. Los costos de transacción aumentan los costos comerciales y desalientan las actividades comerciales. Como resultado, los costos totales del control de la contaminación en estos casos están dominados por el costo de reducción del comprador al implementar sus propios esfuerzos de reducción. El grado de estocasticidad del costo total de control en cada uno de estos casos se reduce en gran medida porque menos actividades comerciales significan menos incertidumbre de las interacciones. Entonces es más fácil para el mercado lograr su equilibrio estocástico mejor conocido.

Nuevamente, en base al cómputo de las tasas de fracaso, la probabilidad de alcanzar el equilibrio estocástico mejor conocido en los casos bajo el escenario "MDE " parece mejorar ligeramente y varía de 5% a 95%. Bajo ambos tratamientos de costos de transacción, en casos con una relación comercial mayor que la unidad, todos los mejores resultados del mercado convergen al equilibrio estocástico mejor conocido en cada uno de esos casos. Destaco que dado lo muy poco probable de esta tasa mayor que la unidad (NGUYEN, 2009, pg. 108), explícitamente, no considero estos escenarios. De todas formas, en todos los casos, el costo total del control de la contaminación resulta principalmente del esfuerzo de reducción de las fuentes puntuales y no del comercio.

Los resultados miden los éxitos y fracasos de los mercados para una amplia gama de requisitos de calidad de agua, tasas de comercio y costos de transacción. La identificación del equilibrio robusto (*best known equilibrium*) requiere de la solución de problemas de optimización de alta dimensión, dentro de un escenario no lineal, discreto, y estocástico de costo.

En las simulaciones veo que muchos mercados iniciales pueden fallar para lograr un equilibrio robusto. Sin embargo, los mercados con una tasa de éxito de búsqueda más alta para lograr el equilibrio estocástico mejor conocido en cualquiera de los casos particulares no los debo interpretar como mercados más eficientes. Mi análisis, se centra en verificar si se logra el equilibrio estocástico mejor conocido (en términos de esperanza matemática), en lugar de analizar las ganancias del comercio.

He analizado la dinámica y equilibrio del mercado de calidad de aguas, tomando como base la evidencia registrada de los casos particulares de determinadas Cuencas de USA (NGUYEN, 2009, pg. 12), donde se ha alcanzado un importante éxito en el control de la contaminación agrícola de los recursos hídricos mediante instrumentos económicos (específicamente mediante permisos de contaminación negociables).

Este enfoque de equilibrio robusto (*best known equilibrium*) está dirigido a mejorar las políticas de ayuda de orientación en el diseño de reglas de mercado dadas las graves incertidumbres y desafíos que han sido expuestos en los mercados de calidad de agua actuales.

Estudio cuantitativo complementario: si quisiéramos a partir de estas simulaciones poder establecer algunas reflexiones complementarias eminentemente cuantitativas y además poder plantear algunas hipótesis contrastables, tendría que, a partir de las mismas, construir las distintas funciones de distribución acumulada (CDF) empíricas de los costos del control de la contaminación, asociadas a sus correspondientes tests de hipótesis, tal como lo plantea Nguyen (NGUYEN, 2009, pg. 109). En este caso estas funciones permitirían mostrar la magnitud de las diferencias en el costo total resultante de control de la contaminación entre los mejores resultados alcanzados del mercado, pero ello implicaría ampliar la cantidad de simulaciones y definir una serie de test de hipótesis adicionales que permitan comprobar que las distribuciones empíricas resultantes cumplen con el Teorema de GLIVENKO – CANTELLI: (<https://www.wolfram.com/mathematica/new-in-8/probability-and-statistics-solvers-and-properties/demonstrate-the-glivenko-cantelli-theorem.html.es>).

De acuerdo con Kenneth Train (TRAIN, 2002, pg. 5) en lugar de resolver la integral que me daría la función de densidad de distribución acumulada, es posible aproximar su resultado mediante simulación. La simulación se fundamenta en el hecho de que integrar sobre una densidad de probabilidad es una forma de promediar. Este promedio simulado es un estimador no sesgado del promedio real. Este procedimiento aproxima el valor del promedio real a medida que se utilizan más y más valores en la simulación.

Adicionalmente, este estudio complementario, requeriría que las muestras de la población adoptadas en las simulaciones, cumplan con la desigualdad de CHEBYSHEV (<https://mathworld.wolfram.com/ChebyshevInequality.html>), de forma tal que se pueda contar una serie de inferencias contrastables mediante tests de hipótesis. La planeación de una nueva serie de simulaciones con el fin de computar y construir estas funciones empíricas de distribución acumulada es un trabajo futuro de investigación.

## 2.5. Conclusiones y trabajos futuros

En este ensayo he estudiado y desarrollado un mecanismo de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos, mediante la simulación de un mercado de calidad de aguas, para ello he recurrido al uso de algoritmos evolutivos. Luego, he podido implementar distintas simulaciones de este tipo de mercado y analizar los resultados a partir de determinados escenarios predefinidos.

También he podido identificar los dos principales parámetros que influyen de manera notoria en el buen o mal desempeño en el tiempo de este tipo de mercado. Estos dos parámetros son los costos de transacción y el grado de congruencia entre los objetivos de maximización de los beneficios de los agentes y los objetivos ambientales fijados por el regulador.

Estas simulaciones me han permitido comprender mejor el funcionamiento de este mecanismo de internalización de las externalidades negativas (contaminación de aguas) generadas por la producción agraria.

A partir del cómputo de la tasa de fracaso (o la probabilidad de éxito) y para algunas especificaciones de los parámetros de diseño del mercado, he visto que los mercados no lograr alcanzar el denominado “equilibrio estocástico mejor conocido”.

Esto depende en gran medida de la naturaleza de las interacciones de los agentes. Esta naturaleza está fuertemente vinculada a los costos de transacción y al grado de congruencia entre los objetivos de maximización de los beneficios de los agentes y los objetivos ambientales fijados por el regulador.

Los costos de transacción en este mercado simulado de calidad de aguas son significativos y pueden llegar a impedir el desarrollo de este mercado en el tiempo. Los casos con menos actividades comerciales están fuertemente influenciados por los costos de transacción. Los costos de transacción aumentan los costos comerciales y desalientan las actividades comerciales.

Ante la pregunta si los costos de transacción son relevantes para los mecanismos de internalización de la contaminación de aguas, los principales resultados que he obtenido de las simulaciones me permiten inferir que los costos de transacción son relevantes para el desarrollo del mercado de calidad de aguas, pero también puedo inferir que, requeriría además, de una mayor cantidad de simulaciones y de la definición de una serie de tests de hipótesis estadísticos adicionales para brindar una respuesta con mayor rigor cuantitativo.

Un camino posible para seguir podría ser el propuesto por Nguyen (NGUYEN, 2009, pg. 109), quien plantea construir una función empírica de densidad de probabilidad acumulada, que nos permita inferir la magnitud de las diferencias en el costo total resultante de control de la contaminación entre los mejores resultados alcanzados del mercado.

También es importante que destaque que, si bien el concepto de “equilibrio estocástico mejor conocido” que he utilizado en las simulaciones, es consistente con lo teoría económica, no debe ser interpretado en el sentido tradicional como un óptimo general.

En un modelo de externalidades ambientales básico, tal como lo han desarrollado Baumol y Oates (BAUMOL y OATES, 1993, pg. 36) en su trabajo pionero de economía ambiental teórica, buscaron a través a través de un modelo de equilibrio general (donde se supone que la economía es perfectamente competitiva y las firmas generan externalidades que afectan la utilidad de los agentes económicos y las funciones de producción de las otras firmas), derivar las condiciones necesarias para la optimización de Pareto.

A partir de allí, se plantearon el problema del planificador central (que refleja el deber ser de la economía), luego, dado que la economía funciona de manera descentralizada y los mercados son los mecanismos asignadores de recursos. Analizaron el problema de maximización descentralizado y se compararon los resultados con el problema centralizado. Una vez que a través de estos mecanismos derivaron el óptimo de Pareto y el equilibrio de mercado, definieron la combinación de impuestos ambientales, impuestos compensatorios y precios que inducen al equilibrio competitivo a alcanzar el óptimo de Pareto. Un detalle referido a estos modelos de Baumol y Oates (BAUMOL y OATES, 1993), lo desarrollo en el apéndice A de este trabajo de tesis.

En el modelo de equilibrio general de Baumol y Oates, comentado anteriormente, como primera medida se deben comparar las condiciones de primer orden de un sistema centralizado con aquellas de un sistema descentralizado. Después de comparar las condiciones de primer orden, se definen los impuestos y compensaciones que igualen las condiciones de primer orden de los dos sistemas de asignación de recursos.

Pero, en este ensayo el mercado en equilibrio es el resultado “mejor esperado o conocido” que resulta robusto a las interacciones de los agentes bajo la presencia de incertidumbres de información, racionalidad limitada y reglas de comercialización implícitas.

De todas formas, en el apéndice B incluyo, como información complementaria, las condiciones de optimalidad que cumple el modelo estudiado planteado como un problema de programación no lineal determinístico (NLD), y en el apéndice C, desarrollo un

ejemplo numérico del funcionamiento de los permisos de contaminación transables. Para realizar tal desarrollo me he basado en los trabajos de David Luenberger (LUENBERGER, 1995, 2008), Pravin Varaiya (VARAIYA, 1998), Robert Pindyck (PINDYCK y RUBINFELD, 2010) y Steven Chapra (CHAPRA y CANALE, 2015).

También a partir de los resultados que he obtenido de las simulaciones, he podido visualizar una convergencia entre los objetivos ambientales y los objetivos de maximizar beneficios propios de los agentes económicos, a través del desarrollo del mercado en el tiempo, pero para determinados parámetros de diseño.

Es evidente que este tipo de mercado refleja de forma significativa el frágil equilibrio y la tensión existente entre los objetivos ambientales, enfocados en este ámbito en la calidad de las aguas y los objetivos de desarrollo de los agronegocios.

La segunda pregunta orientadora de esta investigación referida a si existe o no, convergencia entre objetivos, queda parcialmente contestada, existe una convergencia para determinados parámetros de diseño de mercado y circunscripta a los escenarios plateados por la simulación de este caso de estudio.

La calibración de este modelo de regulación y control de contaminación, para el caso de la cuenca del río Carcarañá, requiere adicionalmente de una serie de datos económicos propios de la cuenca tales como el costo de control de contaminación (TCCK), el costo total de reducción (TACK) y el costo total de transacción (TTCK) para el mercado de calidad de aguas.

Si bien cuento con algunos estudios iniciales de estimación de las descargas no puntuales en la cuenca, me ha resultado complicado estimar estos costos requeridos de forma precisa. Una cuestión crucial para determinar los costos del control de contaminación radica en la disparidad existente en los criterios y reglamentaciones existentes en cada jurisdicción provincial (la administración de la cuenca es interjurisdiccional).

Existen en nuestro país normativas muy dispares para regular el uso y tratamiento del agua, un ejemplo de esta afirmación se puede visualizar en el trabajo de López Sardi (LÓPEZ SARDI, E.M., CATTANEO, M.P. y GARCÍA, B.N., 2014) donde se comparan las distintas normativas de tratamiento de efluentes que se aplican en la Provincia de Buenos Aires, en la Provincia de Santa Fe, en la Provincia de Entre Ríos y en CABA.

De allí, la importancia de generar primeramente un consenso general con el fin de crear una normativa regional homogénea para regular la gestión de la cantidad y calidad del agua y poder así disponer de estimaciones precisas referidas a los costos de control de contaminación, total de reducción y total de transacción.



Me queda como tema de trabajo futuro de investigación, la obtención de estos costos con los fines de poder calibrar mejor este modelo y obtener así simulaciones que se puedan validar mediante criterios cuantitativos más rigurosos (intervalos de confianza y tests de hipótesis).

A partir de contar con estos costos, también puedo llegar a implementar determinadas medidas de eficiencia de este mercado como: una medida de eficiencia representando beneficios del comercio (MEF), la tasa total de participación (PR) y el número total de transacciones (TFREQ). Así, una manera de evaluar la eficiencia de comercialización es comparar el costo total de control de contaminación con comercialización y el costo total de control de contaminación en Autarquía (situación de no comercialización).

Esencialmente, la eficiencia de mercado, definida en este sentido, refleja el costo total ahorrado de la comercialización sobre el costo total de control de contaminación incurrido en autarquía.

La tasa de participación (PR) es definida como el número de agentes participantes en el mercado sobre el número total de agentes en la cuenca. La tasa de participación resulta ser una medida importante de que tan bien está diseñado el mercado en la creación de incentivos para que los agentes entren al mercado y comercien.

También es importante que destaque que, en presencia de costos de transacción, los parámetros de diseño de mercado se esperan que tengan impactos significativos en la tasa de participación por agentes de ambos lados del mercado.

Otra medida de eficiencia de comercialización que está relacionada con el nivel de actividad en el mercado es el número de transacciones, ya que esta medida refleja el nivel de éxito de la comercialización. Aunque la tasa de participación puede ser alta, las dificultades en la toma de decisiones debido a la incertidumbre informativa, racionalidad limitada y las interacciones complejas entre agentes podrían llevar a un muy bajo nivel de comercio exitoso. Además, los costos de transacción también pueden inducir un impacto negativo en ambas participaciones y número de transacciones exitosas.

Tom Tietenberg menciona que (TIETENBERG y LEWIS, 2015), existen tres tipos de estudios en la evaluación del desempeño de los mercados de permisos negociables o transables: estudios que se enfocan sobre la optimización de Pareto, estudios que se centran en la rentabilidad y estudios sobre eficacia del mercado. Este estudio lo puedo incluir en la primera categoría que señala Tom Tietenberg, y además, creo que a partir de lo desarrollado he alcanzado los objetivos trazados en este ensayo.

Como comentarios adicionales, es importante que señale que estas simulaciones que he desarrollado tienen importantes puntos en común con los trabajos de investigación que se vienen desarrollando en forma conjunta entre el Centro para el estudio de la Complejidad Social (CSC, 2021) y el Laboratorio de Computación Evolutiva, (ECLAB, 2021) de la Universidad George Mason, Virginia, USA y que aplican las técnicas de los algoritmos evolutivos. En esta Universidad, se viene aplicando a distintos casos de estudio, esta metodología basada en la construcción de programas computacionales que modelan el comportamiento de un determinado fenómeno social. Además, específicamente, el Laboratorio de Computación Evolutiva dependiente del Departamento de Ciencias de la Computación de la Universidad George Mason, ha desarrollado un simulador de múltiples agentes en lenguaje JAVA, denominado MASON (MASON, 2021).

Este simulador brinda al usuario un conjunto de conceptos de modelado que se utilizan para describir el sistema estudiado y una traducción automática del modelo a código de simulación, de forma tal que se libera al usuario de mucho esfuerzo de programación detallada.

Otra tarea que me queda pendiente por desarrollar consistiría en trasladar el modelo evolutivo que he desarrollado a este simulador, con el fin de poder ampliar la generación de casos de simulación para distintos parámetros dados. Esto resultaría ser una interesante línea de investigación futura, dado que, por un lado, este software es de licencia libre y distribución gratuita y, por otra parte, podría establecer un contacto con el Laboratorio de Computación Evolutiva (ECLAB, 2021) de la Universidad George Mason, con vistas a realizar intercambios académicos y asistencia técnica específica sobre el simulador que han desarrollado.

Finalmente, otra posible tarea de investigación que me ha quedado pendiente sería contrastar los resultados obtenidos por las simulaciones computacionales con experimentos realizados con agentes económicos reales (economía experimental), tal como ha investigado en su tesis doctoral, Rodrigo Salcedo Du Bois (SALCEDO DU BOIS, 2014), en el ámbito de la Universidad de Pennsylvania.

Estos tipos de experimentos desarrollados según los principios de la economía experimental permiten probar diseños y procedimientos de mercado en el laboratorio, antes de ser aplicados en el campo.

Se usan cada vez con mayor frecuencia especialmente en las áreas de diseño de mercados y subastas, marketing, psicología del consumidor, políticas de precios e incentivos y finanzas. En la Universidad de Pennsylvania, funciona el Laboratorio de Economía,

Gestión y Subastas (LEMA, 2021), que proporciona a los investigadores en economía y gestión un entorno de laboratorio en el que el objeto de estudio puede manipularse de forma controlada (al igual que las técnicas de laboratorio se utilizan en ciencias naturales). Este laboratorio posee una red informática diseñada para simular actividades comerciales como mercados y negociaciones.

Las áreas de investigación en curso incluyen subastas, negociación y resolución de disputas, mercados electrónicos, diseño de mecanismos y sistemas de soporte de decisiones. Además de la investigación, en el ámbito del LEMA, se produce software para el aula, proporcionando a los estudiantes demostraciones prácticas de los principios del mercado y del comportamiento de toma de decisiones.

Como posible y futura línea de investigación, una propuesta que podría ser continuación de este trabajo de tesis, consistiría en plantear experimentos económicos específicos, referidos a la cuenca del río Carcarañá, pero recurriendo a un grupo de habitantes autóctonos y contando con el soporte tecnológico de un laboratorio como el de la Universidad de Pennsylvania. En el apéndice I, detallo esta propuesta.

## 2.6. Referencias:

- 1) AESE (2021), **Department of Agricultural Economics, Sociology and Education**, The Pennsylvania State University, en <https://aese.psu.edu/>
- 2) ALONSO, Jimena (2019), **Experiencia del grupo interdisciplinario de SWAT en Uruguay, escenarios de aportes de nutrientes en función del uso de suelo**, disponible en: <https://www.saltogrande.org/jece/>
- 3) BAUMOL, W. y OATES, W. (1993), **Theory of Environmental Policy**, Ed. Cambridge University Press, Cambridge, USA.
- 4) BERECIARTUA, Pablo (2020), **Gobernanza del Agua en Argentina**, Report OECD, disponible en: <https://www.oecd.org/environment/gobernanza-del-agua-en-argentina-53ee8b2e-es.htm>
- 5) BINMORE, Ken (2007), **Games Theory. A very short introduction**, Ed. OXFORD University Press, New York, USA.

- 6) BOLAND, Lawrence (2003), **The Foundation of Economic Method, A Popperian Perspective**, Second Edition, Taylor & Francis, New York, USA.
- 7) BOLAND, Lawrence (2017), **Equilibrium Models in Economics, Purposes and Critical Limitations**, Ed. OXFORD University Press, New York, USA.
- 8) BURGUÉS, M., GOLIN, A.S., MAYDANA, G., y PORTAPILA M.I., (2012), **Análisis preliminar de contaminación en aguas superficiales provenientes de fertilizantes y pesticidas utilizados en las actuales prácticas agrícolas**, Primer Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos, Instituto Nacional del Agua, Ezeiza, Argentina. Año 2012.
- 9) CAFFERA, Marcelo (2018), **Economía Ambiental: Notas de Clase**, en: <http://www2.um.edu.uy/marcaffera/docencia/Econom%C3%ADa%20Ambiental%20Intermedia/Notas-de-clase-Economia-Ambiental-Intermedia-Libro2018.pdf>.
- 10) CÁRDENAS, J.C. y RAMOS P.A. (2006), **Manual de Juegos Económicos para el Análisis del uso Colectivo de los Recursos Naturales**, ASOCAM, disponible en: <http://www.asocam.org/node/51408>
- 11) CASTELLARIN, J., SÁNCHEZ, J., HERRERA, L. A., CASIELLO, F. A., VENENCIO, M.V., y PAPA, J.C. (2013), **Caracterización de la sostenibilidad socio-productiva y ambiental en áreas representativas de la cuenca del río Carcarañá, al sur de la Provincia de Santa Fe**, Agua Subterránea, Recurso Estratégico, Tomo I, pg. 330 – 334, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/103624>.
- 12) COELLO COELLO, C.A., LAMONT, G. B. (2004), **Applications of Multi-Objective Evolutionary Algorithms: Advances in Natural Computation**, Ed. World Scientific Publishing, London, UK.
- 13) COELLO COELLO, C.A., LAMONT, G. B. y VAN VELDHUIZEN, D. A. (2007), **Evolutionary Algorithms for Solving Multi-Objective Problems, Second Edition**. Ed. Springer Science + Business Media, LLC, New York, USA.
- 14) CHANKONG, V. y HAIMES, Y. (2008), **Multi objective Decision Making: Theory and Methodology**, Second Edition, Dover Publication, New York, USA.
- 15) CHAPRA, S.C., y CANALE, R.P. (2015), **Numerical Methods for Engineers, Seventh Edition**, Ed. Mc Graw Hill Education, Penn Plaza, New York, USA. En: [http://highered.mheducation.com/sites/007339792x/student\\_view0/index.html](http://highered.mheducation.com/sites/007339792x/student_view0/index.html)

- 16) CHISARI, Omar (2009), **Progresos en Economía Computacional**, Asociación Argentina de Economía Política (AAEP). Disponible en la plataforma de la Asociación: <https://eco.mdp.edu.ar/cendocu/repositorio/00815.pdf>
- 17) CETA (2021), **Centro de Estudios y Tecnología del Agua**, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, disponible en: [http://www.inv.lab\\_hidraulica.efn.uncor.edu/](http://www.inv.lab_hidraulica.efn.uncor.edu/)
- 18) CICRC (2016), **Comisión Interjurisdiccional de la Cuenca del Río Carcarañá**, en: <http://www.cohife.org/advf/documentos/2016/10/5804e79c4dd8f.pdf>
- 19) COHIFE (2022), **Consejo Hídrico Federal**, en: <https://www.cohife.org.ar/>
- 20) CSC (2021), **Center for Social Complexity at George Mason University, USA**, disponible en: <https://socialcomplexity.gmu.edu/>
- 21) CURIHAM (2021), **Centro Universitario Rosario de Investigaciones Hidro ambientales**, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, en: <https://www.fceia.unr.edu.ar/curiham/es/>
- 22) DAGNINO PASTORE, J. M. (2007), **Economía Pública: Colección de Ensayos**, en: <https://repositorio.uca.edu.ar/bitstream/123456789/2365/1/economia-publica-coleccion-de-ensayos.pdf>
- 23) DIAZ LOSADA, José M. (2019), **Avances en la cuantificación hidrológica y caracterización hidráulica del flujo en el sistema fluvial del río Carcarañá utilizando ADCP**, Ph. D. Thesis, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina. En: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/80637?show=full>
- 24) DIXIT, Ken (1990), **Optimization in Economic Theory**, Ed. OXFORD University Press, New York, USA.
- 25) ECLAB (2021), **The Evolutionary Computation Laboratory at George Mason University, USA**, disponible en: <https://cs.gmu.edu/~eclab/index.html>
- 26) FERNANDEZ, E., y MARENCO, J. (2022), **Algoritmos heurísticos para un modelo de optimización estocástica de planificación de la producción y distribución**, SEMINARIO del Departamento de Economía y Finanzas de la Facultad de Ciencias Económicas (UCA), Buenos Aires, Pontificia Universidad Católica Argentina.
- 27) FETTER, C. W. Jr. (2014), **Applied Hydrogeology**, Fourth Edition, Pearson New International Edition, London, U. K.
- 28) FIELD, B. and FIELD, M. K. (2017), **Environmental Economics. An Introduction**, 7<sup>th</sup> Edition, Ed. McGraw-Hill/Irwin, USA.

- 29) GELÓS, Mercedes (2020), **Modelación SWAT, evaluación del destino ambiental de plaguicidas**, versión digital en: [https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/SWAT\\_FINAL\\_Informe%20sobre%20la%20modelacion%20de%20plaguicidas%20en%20la%20Subcuenca%2060%20del%20Arroyo%20Santa%20Luc%C3%ADa%20con%20SWAT.pdf](https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/SWAT_FINAL_Informe%20sobre%20la%20modelacion%20de%20plaguicidas%20en%20la%20Subcuenca%2060%20del%20Arroyo%20Santa%20Luc%C3%ADa%20con%20SWAT.pdf)
- 30) GRADOWCZYK, M. H., JACOVKIS, P. M., FREISZTAV, A. M., ROUSSEL, J.-M. y TABAK, E. G. (1990), **Water resources optimization-simulation in Argentina**, European Journal of Operational Research, vol. 49, pages 247-253.
- 31) GOLIN, A.S., BURGUÉS, M. y PORTAPILA M.I., (2010), **Análisis y puesta en operación del modelo SWAT, para la predicción del impacto de practicas agrícolas en cantidad de agua y sedimentos a nivel de cuenca**, Primer Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras, Azul, Buenos Aires, Argentina, del 21 al 24 de Septiembre, año 2010.
- 32) HERRERA, L.A., LUCCINI, E.A., PARODI, M., MATAR, M., y GÓMEZ INSAUSTI, J. (2019), **Regulación de calidad de agua desde la perspectiva de la ingeniería y la economía ambiental**, ENERGEIA 2019, 16 (16) disponible en: <https://repositorio.uca.edu.ar/handle/123456789/9827>
- 33) HEYMANN, D., PERAZZO, R. y ZIMMERMANN, M., (2013), **Economía de Fronteras Abiertas: Exploraciones en Sistemas Sociales Complejos**, Ed. TESEO, Buenos Aires, Argentina.
- 34) INDEC (2016), **Anuario Estadístico de la República Argentina 2016**, (Instituto Nacional de Estadística y Censos), Buenos Aires, Argentina, 2016. Disponible en: <https://www.indec.gov.ar/>
- 35) INTA-UCA (2010), **Caracterización productiva y socio ambiental de un tramo de la cuenca del Río Carcarañá, Sur de la Provincia de Santa Fe: Documentos Técnicos**, (Convenio de Cooperación Técnica INTA/UCA, N.º 22078), Argentina.
- 36) JACOVKIS, P. M. (1996), **Water resources modeling: an optimization approach**, C. E. D'Attellis y E. M. Fernández Berdaguer (eds.), Anales del Primer Coloquio Latinoamericano de Matemática Aplicada a la Industria y a la Medicina, Facultad de Ingeniería, UBA y CLAMI, Vol I, pg. 145-155.
- 37) JACOVKIS, P. M. (2002), **Some problems in integrated hydrologic, hydrodynamic and reservoir operation models**, Mecánica Computacional, Vol.

- XXI, pg. 27-39, First South American Congress on Computational Mechanics, Argentina.
- 38) LEE, M. y WHITE, D. (1992), **Applications of GIS databases and water quality modeling for agricultural nonpoint source pollution control**, WRC Research Report No. 214, Department of Agricultural Economics, University of Illinois at Urbana-Champaign. disponible en: [https://iwrc.illinois.edu/wp-content/uploads/2019/11/LeeWhite\\_1992.pdf](https://iwrc.illinois.edu/wp-content/uploads/2019/11/LeeWhite_1992.pdf)
- 39) LEMA (2021), **Laboratory for Economics, Management and Auctions**, University of Pennsylvania, USA. En <https://www.smeal.psu.edu/lema>
- 40) LÓPEZ SARDI, E.M., CATTANEO, M.P. y GARCÍA, B.N. (2014), **Vertidos líquidos en la región rioplatense: normativa y calidad ambiental**, Ciencia y Tecnología, en: [https://www.palermo.edu/ingenieria/pdf2014/14/CyT\\_14\\_06.pdf](https://www.palermo.edu/ingenieria/pdf2014/14/CyT_14_06.pdf)
- 41) LUENBERGER, David (1995), **Microeconomics Theory**, Ed. McGraw-Hill, New York, USA.
- 42) LUENBERGER D. y YE Y. (2008), **Linear and Nonlinear Programming**, Ed. Springer Science + Business Media, LLC, New York, USA.
- 43) LUKE, Sean (2013), **Essentials of Metaheuristics**, 2° Edition, George Mason University, Virginia, USA. En: <http://cs.gmu.edu/~sean/book/metaheuristics/>
- 44) MASON (2021), **Multi-Agent Simulator Of Networks**, George Mason University, USA, disponible en: <https://cs.gmu.edu/~eclab/projects/mason/>
- 45) McFADZEAN, D., y TEFATSION, L. (1999), **A C++ Platform for the Evolution of Trade Networks**, Iowa State University, Economic Report - Nro. 39, disponible en: <http://www2.econ.iastate.edu/tesfatsi/platroot.pdf>
- 46) NGUYEN, Nga P. (2009), **A Stochastic Agent-Based Market Model for Water Quality Trading using Evolutionary Simulation Techniques**, Ph. D. Thesis, University of Pennsylvania, Pennsylvania, USA.
- 47) NGUYEN, N., SHORTLE, J., REED, P., y NGUYEN, T.T. (2013), **How well do water quality trading markets work with asymmetric information, uncertainty, and transaction costs?** Nov. 24, 2013, Global Water Forum: [www.globalwaterforum.org](http://www.globalwaterforum.org)
- 48) OLAYA, Víctor (2014), **Sistemas de Información Geográfica**, disponible en: <https://volaya.github.io/libro-sig/>
- 49) ORSOLINI, H.E., ZIMMERMANN, E.D., BASILE, P.A. (2000), **Hidrología: Procesos y Métodos**, UNESCO - UNR Editor, Rosario, Argentina.

- 50) OSTROM Elinor (1990), **Governing the Commons, the evolution of institutions for Collective action**, Ed. Cambridge University Press, Cambridge, USA. En: [https://www.actu-environnement.com/media/pdf/ostrom\\_1990.pdf](https://www.actu-environnement.com/media/pdf/ostrom_1990.pdf).
- 51) OSTROM Elinor (1999), **Design Principles and Threats to Sustainable Organizations that Manage Commons**, Workshop in Political Theory and Policy Analysis, Indiana University, Bloomington, USA. Disponible en: <https://dlc.dlib.indiana.edu/dlc/handle/10535/5455>.
- 52) OSTROM E., GARDNER R. and WALKER J. (2006), **Rules, Games, and Common-pool Resources**, Ed. The University of Michigan Press, Ann Arbor, USA.
- 53) PORTAPILA, M.I., MARÍN, J.C., OMELIANIUK, S., ORTA, M.V., y ESCOBAR, H. (2015), **Desarrollo de Capacidades para Monitorear la Calidad del Agua en Comunidades Vulnerables en Argentina**, WATERLAT-GOBACIT Networks; WATERLAT-GOBACIT Working Papers; 2;13; 12-2015;17-109.
- 54) PDCDC (2019), **Bases del Plan Director de la Cuenca del río Carcarañá** en: <http://200.16.30.250/public/carcarana/InformeFinal.pdf>.
- 55) PINDYCK R. and RUBINFELD D. (2010), **Microeconomics**, Ed. Pearson Education, New York, USA.
- 56) POTEETE, A, JANSSEN M. and OSTROM, E. (2010), **Working Together: Collective Action, the Commons, and Multiple Methods in Practice**, Ed. The Princeton University Press, USA.
- 57) SALCEDO DU BOIS Rodrigo (2014), **Groundwater Games: Users Behavior in Common Pool Resource economic laboratory and field experiments**, Ph. D. Thesis, University of Pennsylvania, Pennsylvania, USA.
- 58) SHORTLE, James (2013), **Economics and Environmental Markets: Lessons from Water Quality Trading**, Agricultural and Resource Economics Review, Vol. 42 Issue 1, pg. 57-74, USA.
- 59) (SANFE-126205), Proyecto Regional con Enfoque Territorial del INTA: **Desarrollo Territorial Sustentable del área sur del Sur de la Provincia de Santa Fe** (Estación Experimental Agropecuaria, INTA - Oliveros) en: <https://inta.gob.ar/proyectos/SANFE-1261205>
- 60) SWAT, (2021), **Soil and Water Assessment Tool**, Disponible en: <https://swat.tamu.edu/>



- 61) TEFATSION, L (2021), **Home page, Leigh Tefatsion**, Iowa State University, USA. En: <http://www2.econ.iastate.edu/tesfatsi/>
- 62) TEFATSION Leigh y JUDD Kenneth L. (2006), **Handbook of Computational Economics, Volume 2: Agent-based Computational Economics**, Ed. Elsevier, The Netherlands.
- 63) TIETENBERG, T. y LEWIS L. (2015), **Environmental and Natural Resource Economics**, 10<sup>th</sup> Edition. Ed. Pearson Education, USA. GLOBAL EDITION, en: <http://ndl.ethernet.edu.et/bitstream/123456789/35263/1/28.pdf>
- 64) TNG (2021), **The Trade Network Game Laboratory**, Iowa State University. En: <http://www2.econ.iastate.edu/tesfatsi/tnghome.htm>
- 65) TRAIN, Kenneth (2002), **Discrete Choice Methods with Simulation**, Ed. Cambridge University Press, Cambridge, USA.
- 66) VALCU, Adriana M. (2013), **Agricultural nonpoint source pollution and water quality trading: empirical analysis under imperfect cost information and measurement error**, Ph. D. Thesis, Iowa State University, Ames, Iowa, USA.
- 67) VARAIYA Pravin (1998), **Lecture Notes on Optimization**, University of Berkeley, USA, en: <https://people.eecs.berkeley.edu/~varaiya/Download/Varaiya-Optimization.pdf>
- 68) VENENCIO, María V. (2007), **La recarga natural al acuífero libre y su vinculación con la variabilidad climática regional**, Ph. D. Thesis, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- 69) YACUZZI, Enrique (2005), **El Estudio de Caso como Metodología de Investigación: Teoría, Mecanismos Causales, Validación**, Universidad del CEMA. En: <https://ucema.edu.ar/publicaciones/download/documentos/296.pdf>
- 70) YIN, R.K. (2003), **Case Study Research: Design and methods**, 3<sup>rd</sup> Ed. Newbery Park: SAGE Publications, USA.
- 71) ZEIGLER, B.P., MUZY, A., y KOFMAN, E. (2019), **Theory of Modeling and Simulation**, Ed. ACADEMIC PRESS & ELSEVIER, London, UK.



## **CAPITULO 3: Los Agronegocios y la internalización de la problemática de la contaminación de aguas en Argentina y USA**

### **3.1. Introducción a la temática de este ensayo**

En este ensayo profundizo el análisis de la contaminación de aguas como externalidad negativa y su internalización en un contexto de agronegocios. Para llevar adelante este análisis, primeramente, indico que la contaminación abordada desde el punto de vista económico depende tanto de los efectos ocasionados sobre el medio ambiente como la reacción humana frente a dichos efectos que, en general, se concreta con alguna forma de pérdida de bienestar (TIETENBERG y LEWIS, 2015).

El hecho de que la acción del hombre cause unos efectos físicos que a su vez generan una reacción humana de desagrado nos conduce a la idea de interdependencia que es intrínseca al concepto de externalidad. Por ello, el concepto económico de contaminación suele identificarse con el de “externalidad negativa” o aquella situación en la que la actividad del contaminador provoca una pérdida del bienestar a otro agente, sin existir mecanismo alguno de compensación.

Existen, sin embargo, cuantiosos intentos de definir las externalidades, que tratan de capturar todos los matices del concepto. Esto lo puedo visualizar al recorrer las definiciones de este concepto que aparecen en diferentes textos clásicos de economía de diferentes niveles.

Dos de estos textos clásicos, en economía ambiental de diferente nivel proveen definiciones básicamente idénticas (TIETENBERG y LEWIS, 2015), (FIELD y FIELD, 2017). Bien, podemos observar que existe consenso sobre una parte de la definición: se dice que existe una externalidad cuando el bienestar de una persona o los beneficios de una firma, son afectados por la acción de otro agente. Sin embargo, estas definiciones presentan algunos matices, tal como he observado y las presento en la siguiente tabla:

Tabla 1: Variantes sobre el concepto de Externalidad

El concepto de Externalidad	Fuente Consultada
Influencia no compensada de las acciones de una persona en el bienestar de otra.	MANKIWI, 2002.
Las externalidades son efectos de la producción y del consumo que no se reflejan directamente en el mercado... Pueden surgir externalidades entre los productores, entre los consumidores o entre consumidores y productores.	PINDYCK y RUBINFELD, 2010.
Una externalidad es una actividad que impone costos o beneficios involuntarios a otros, o una actividad cuyos efectos no se reflejan completamente en su precio de mercado.	SAMUELSON y NORDHAUS, 2010.
Siempre que una persona (o una empresa) emprende una acción que produce un efecto en otra persona por el que esta última no paga ni es pagada, decimos que hay una externalidad.	STIGLITZ, 2000
Beneficio o coste de una actividad que recae en personas que no participan directamente de ella.	FRANK, 2006
Decimos que hay una externalidad en el consumo si a un consumidor le afecta directamente la producción o el consumo de otros... Del mismo modo, existe una externalidad en la producción cuando las decisiones de una empresa o consumidor influyen en las posibilidades de producción de otra empresa.	VARIAN, 2010.
Una externalidad ocurre siempre que las actividades de un agente económico afecten las actividades de otro agente de una forma que no se refleje en las transacciones del mercado.	NICHOLSON, 2005.
El costo o beneficio que surge de la producción y recae sobre una persona distinta del productor se denomina externalidad, así como el costo o beneficio que surge del consumo y recae sobre una persona distinta del consumidor.	PARKIN, 2010.

Fuente: Elaboración propia en base a (TIETENBERG y LEWIS, 2015)

Bien señala Tom Tietenberg (TIETENBERG y LEWIS, 2015), que algunos autores solamente ven una situación en la cual se produce un beneficio (un daño) sobre alguna persona o personas, las cuales no han participado en la decisión o decisiones que han conducido directa o indirectamente a la situación en cuestión. En este caso se trata de un concepto flexible de externalidad, por un lado, porque no encaja en un marco institucional específico. El énfasis recae en los obstáculos, independientemente de cuál sea el marco institucional, que impiden que los individuos traten de fomentar (disuadir) las acciones de otros que influyen positivamente (negativamente) sobre ellos. Por otro lado, no es un concepto de externalidad que implique necesariamente una situación de ineficiencia o fallo de mercado, puesto que incluye aquellas situaciones en las que la influencia en el bienestar de terceros se ejerce mediante cambios en los precios relativos.

Al contrario (TIETENBERG y LEWIS, 2015), define el concepto de externalidad dentro de un marco institucional específico, el de los mercados competitivos. En este caso, las externalidades se asocian con la existencia generalizada de estos mercados, afectando al bienestar de los agentes económicos. Aquí, las causas básicas de esta situación ineficiente son, la existencia de costos de transacción excesivos, por un lado y el fenómeno de la información asimétrica, por el otro.

### **3.1.1. Externalidades negativas generadas por la producción agraria**

William Baumol y Wallace Oates (BAUMOL y OATES, 1994), proponen una condición que sería suficiente para la existencia de una externalidad. Estos argumentan que “...una externalidad se manifiesta siempre que la utilidad o producción de un agente económico incluye variables reales cuyos valores son elegidos por otros individuos sin prestar atención sobre los efectos en bienestar de los primeros”.

En rigor estos autores, indican que la existencia de externalidades ambientales depende de dos condiciones, aunque advierten que el cumplimiento de la segunda condición no anula la existencia física de la externalidad, que son las siguientes:

CONDICION 1. Existe una externalidad siempre que las relaciones de utilidad o de producción de algún individuo (digamos del individuo A) incluyan variables reales (es decir, no monetarias) cuyos valores son elegidos por otros (personas, corporaciones, gobiernos) sin atención particular a los efectos sobre el bienestar de A.

CONDICION 2. El agente decisor, cuya actividad afecta a los niveles de utilidad de otros o a sus funciones de producción, no recibe (paga) en compensación por su actividad una cantidad igual en valor a los beneficios generados (costos) a los otros.

A partir de este razonamiento puedo inferir que los autores postulan que existe una externalidad siempre que las relaciones de utilidad o producción de algún individuo incluyan variables reales cuyos valores son elegidos por otros, esto quiere decir que, si la contaminación del agua de un río está determinada por los efluentes de una firma aguas arriba y si el bienestar de un consumidor o el nivel de producción de otra firma aguas abajo dependen a su vez del nivel de contaminación del río, entonces existe una externalidad. La variable real en cuestión (pureza del agua del río) está incluida entre las variables que determinan el nivel de bienestar o beneficio de éstos últimos, pero su nivel es elegido por la firma aguas arriba.

También es importante que señale que estos autores excluyen explícitamente de la definición aquellas actividades que se realicen deliberada y explícitamente excluyen el tema de los pagos o compensaciones. El argumento para estos autores se basa en el hecho de que en vez de postular de antemano la estructura del sistema de precios que genera eficiencia económica, estos deben ser derivados del análisis formal.

Realizado éste los autores concluyen que las compensaciones a las víctimas pueden existir en la solución óptima, pero con la condición de que éstas no deben estar atadas al nivel de emisiones de forma de no reducir el incentivo a tomar medidas defensivas por parte de los afectados.

Aquí, cuando me refiero a compensaciones, estoy enfocado en los pagos entre los generadores de la externalidad y las víctimas (o beneficiarios) por un monto igual a los daños o beneficios producidos por la externalidad. Definidas de esta forma, las compensaciones eliminan las externalidades. Pero si el pago no compensa los beneficios o las pérdidas, seguirán existiendo efectos externos (BAUMOL y OATES, 1994). Estos son los que incentivan las medidas defensivas por parte de las víctimas.

Como se desprende del párrafo anterior, en presencia de externalidades una asignación de recursos óptima está caracterizada por la presencia de medidas defensivas por parte de las víctimas. Esta definición nos permite diferenciar el concepto de externalidad con el de externalidad pecuniaria (William Baumol y Wallace Oates, dedican el capítulo tres de su texto clásico de economía ambiental a discutir en detalle la definición y tipos de externalidades).

Una externalidad pecuniaria es aquella en donde la actividad de un individuo afecta las circunstancias monetarias de otro; o alternativamente afecta la restricción presupuestaria de otro. Esta por lo general se manifiesta cuando hay cambios en precios de bienes en la economía y, a diferencia de una externalidad real, no desplaza la función de utilidad o

producción de otro individuo. En consecuencia, una externalidad pecuniaria no produce ineficiencias en la asignación de los recursos bajo competencia, ya que los cambios en bienestar de los individuos son netamente transferencias de riqueza que se producen como respuestas óptimas ante cambios en el entorno, y no por cambios en la tecnología de producción o en la forma que los individuos valoran los bienes. Además, las externalidades no pecuniarias pueden ser públicas o privadas. Las externalidades públicas son aquellas en donde el consumo de la externalidad por parte de un individuo no afecta la disponibilidad para otros. Las externalidades privadas son aquellas en donde el consumo de la externalidad por parte de un individuo reduce la disponibilidad de la externalidad para otros.

También, la asignación de recursos sobre las actividades defensivas es importante para el análisis, particularmente en la solución al problema de la externalidad. La consecuencia de un mercado que presenta efectos externos es que en general la asignación que se da en el equilibrio competitivo no es Pareto óptima. Es por ello por lo que se suele recurrir a algún instrumento, de precio o cantidad, para corregir el problema de asignación.

Pero, a pesar de la distinción entre las externalidades públicas y privadas, la solución que se suele proponer para resolver el problema es igual para ambas.

Así, para poder alcanzar una asignación eficiente de recursos en una economía en presencia de efectos externos, la fuente de la externalidad debiera ser gravada por el daño marginal que genera, y además ninguna compensación o gravamen sobre las víctimas es necesaria, esto independiente de si se trata de una externalidad agotable o inagotable. Esta es la conocida “prescripción” que Arthur Pigou hace para una economía competitiva y con certidumbre.

La intuición de por qué el tratamiento es el mismo para ambos tipos de externalidades es simple. En el caso de la externalidad pública el pago que debe hacer la fuente de la externalidad refleja el daño marginal que soportan todas las víctimas, mientras que en el segundo caso la fuente de la externalidad debe pagar sólo el daño marginal que sufre un individuo.

Otra pregunta interesante que surge para analizar la problemática de la internalización de externalidades negativas es saber por qué las víctimas de la externalidad no debieran ser compensadas ni gravadas por el daño que sufren.

William Baumol y Wallace Oates (BAUMOL y OATES, 1994), argumentan que las víctimas no debieran ser compensadas ni gravadas por el daño que absorben mientras el número de víctimas sea lo suficientemente grande.

La razón es que si las víctimas llegasen a ser compensadas Estas modificarían su comportamiento distorsionando su decisión sobre actividades defensivas. Por ejemplo, si se compensara lo suficiente a los vecinos de un determinado relleno sanitario Estos no tendrán incentivos a localizarse lejos de esa área, luego se estaría distorsionando la decisión de localización de los agentes. Es por esto por lo que el daño que sufren las víctimas producto de la externalidad crea los incentivos precisos para inducirlos a generar los niveles de actividades defensivas eficientes.

El otro problema que surge es que la compensación a las víctimas de una externalidad podría generar un ingreso excesivo de población al área en cuestión, es decir, podrían llegar más individuos al área si la compensación, entendida como un subsidio, es lo suficientemente alta. Por lo tanto, la compensación a las víctimas de una externalidad puede jugar en contra de la optimalidad de Pareto, y de allí que la “prescripción” indicada por Arthur Pigou no la recomienda.

Específicamente, en lo que respecta a las externalidades negativas generadas por la producción agraria, James Shortle y David Abler señalan que el sector agropecuario es el usuario principal de los recursos del suelo y el agua y a su vez es el más importante contaminador (SHORTLE y ABLER, 2001), la agricultura con su alta demanda de agua para riego, fertilizantes, pesticidas y otros agroquímicos, así como las ganaderías intensivas que tienen un gran dinamismo, pero que además, generan cantidades considerables de residuos, son las causas principales del deterioro del agua ( tanto en los países desarrollados como en los países en vías de desarrollo).

Al deterioro de la calidad del agua provocado por el sector agropecuario contribuyen varios factores como lo son: la baja productividad, dado el escaso conocimiento que los productores pueden tener las tecnologías “estado del arte”, el deterioro de la infraestructura hidráulica, las prácticas agrícolas inadecuadas, la falta de aplicación del principio “el que contamina paga” en la agricultura y la inadecuada intervención del estado mediante programas gubernamentales no consensuados con el sector.

En el año 2001, James Shortle y David Abler presentaron de una forma sistemática información sobre las externalidades negativas producidas por el sector agropecuario proveniente de 34 estudios realizados entre 1979 y 2001 (SHORTLE y ABLER, 2001) en USA (29), Reino Unido (2), Noruega (1), Canadá (1) y el mar Báltico (1). Estos estudios abarcaron la escala internacional, nacional, regional, municipal y a nivel de cuencas. Los componentes evaluados incluyeron en su mayoría al nitrógeno, los nitratos, fósforo, salinidad, nutrientes, fertilizantes, pesticidas, químicos en general, sedimentos, erosión y



las combinaciones de estos contaminantes. Es importante que resalte, además, que entre los instrumentos económicos evaluados en estos estudios se encuentran las normas sobre insumos, las asignaciones de menor costo, impuestos sobre insumos, diversas combinaciones de impuestos, estándares y estimaciones sobre las emisiones y el análisis del mercadeo entre fuentes puntuales y no puntuales de contaminación de aguas. Finalmente, estos autores concluyen que la investigación desarrollada por la “economía ambiental” sido relativamente exitosa en el diseño de instrumentos económicos y regulaciones para controlar las fuentes de contaminación puntuales, pero enfrenta numerosos desafíos cuando se trata de fuentes de contaminación no puntuales o difusas. Esta problemática particular de las fuentes de contaminación no puntuales provenientes de las actividades del sector agropecuario, estimuló el estudio de las condiciones de optimalidad de la regulación y control de la contaminación producto de descargas no puntuales, dando estos estudios, origen a la “teoría de las descargas no puntuales”. En el apéndice G de este trabajo de tesis, desarrollo con más detalle estas condiciones de optimalidad particulares de esta teoría.

### **3.1.2. La metodología de trabajo aplicada en este ensayo**

En el punto anterior he profundizado la problemática propia de la externalidad ambiental generada por la producción agrícola y he visto también que la misma es expresión de una falla del mercado. Ahora bien, para internalizar esta externalidad negativa que el mercado por sí mismo no ha podido revertir, Arthur Pigou y los economistas adscriptos a la teoría del bienestar proponen la intervención gubernamental ya sea gravando o compensando esta situación de alguna forma. Otro enfoque distinto propone Ronald Coase (COASE, 1994), quien sostiene que los efectos negativos de la contaminación se pueden resolver mediante una adecuada definición de derechos de propiedad, dejando que las partes negocien, sin que exista carga o compensación gubernamental. Pero, también el mismo Coase, ha señalado que esta propuesta no considera los costos de transacción (cuestión que acarrearía notorias dificultades a la hora de poner en práctica una solución de la problemática ambiental al “estilo” Coase).

En el ensayo anterior pude visualizar la relevancia que tienen los costos de transacción cuando se intenta internalizar las externalidades negativas (a través de un mercado de calidad de aguas) producto de la contaminación de aguas, pero me quedó pendiente la indagación sobre las características de este tipo de costo, específicamente en las cuencas de nuestro país caracterizado como mercado emergente y con aristas económico-

productivas distintas a los casos de cuenca de USA. En este segundo ensayo analizo el estilo de producción agraria en nuestro país, prestando fundamental atención a los costos de transacción y buscando visualizar los puntos de coincidencia y/o divergencia con la producción agraria en USA.

El marco teórico adecuado que me va a permitir indagar sobre la naturaleza de los costos de transacción presentes en USA y Argentina, en forma genérica y específicamente en el sector de agronegocios, es la Economía de los Costos de Transacción (ECT), teoría económica desarrollada por varios autores (NORTH, 1990), pero fundamentalmente por Oliver Williamson (WILLIAMSON, 2007). En cuanto a la metodología de trabajo que voy a utilizar en este ensayo es la propia de los estudios de casos. Los estudios de casos me permitirán explicar resultados empíricos a través del examen de mecanismos causales, definidos como aquellos factores estables e independientes que, bajo ciertas condiciones, vinculan causas con efectos (YACUZZI, 2005, pg. 4).

La relevancia del caso y su generalización no provienen, entonces, del lado estadístico, sino del lado lógico: las características del estudio de caso se extienden a otros casos por la fortaleza del razonamiento explicativo (YACUZZI, 2005, pg. 9).

Para realizar este ensayo, he consultado varias fuentes de información provenientes de trabajos técnicos de posgrado, de la Escuela para Graduados (específicamente del Programa de Agronegocios y Alimentos) de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (AGRONEG, 2021), del Centro de Agronegocios y Alimentos de la Facultad de Ciencias Empresariales dependiente de la Universidad Austral (CEAG, 2022) y de la Escuela de Negocios (específicamente del Programa de Maestría en Agronegocios) de la Universidad del CEMA (AG-UCEMA, 2022), también información de acceso público de una importante empresa del sector (LOS GROBO, 2009, 2021) que opera a través de dos sucursales en la cuenca del río Carcarañá y finalmente trabajos técnicos de la Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa (AAPRESID, 2021).

En el contexto argentino actual, específicamente en la cuenca del río Carcarañá, en el Sur de la Provincia de Santa Fe, el agricultor ha reducido sus operaciones, transfiriendo gran parte de ellas a otras unidades de negocio, con el fin de incrementar su productividad, esta evolución que ha registrado me hace pensar que la producción agraria puede internalizar las externalidades negativas producto de la contaminación de aguas a través de un potencial mercado de calidad de aguas, de allí, mi interés en poder analizar los mecanismo de internalización de estas externalidades negativas producto de la contaminación agrícola de los recursos hídricos, en el contexto de nuestro país.

Por esta razón, a continuación, analizo el funcionamiento de los agronegocios a partir del advenimiento de los mercados globales y analizo como determinados incentivos destinados a la mejora de la economía de los agronegocios posibilitan también un beneficio medioambiental.

En este contexto dado de agronegocios que propician la adopción de tecnologías limpias y la optimización en la gestión del negocio mismo, el comercio de derechos de emisión posibilita que el conjunto de los actores intervinientes en dicho mercado reduzca colectivamente la contaminación agrícola de los recursos hídricos. En el desarrollo que sigue, me orientarán dos preguntas de investigación, que buscaré contestar al final del ensayo. De acuerdo con lo plateado por Lawrence Boland (BOLAND, 2003, pg. 244), aquí las preguntas orientadoras de la investigación son parte de un proceso continuo de intentar aprender y encontrar errores en nuestro conocimiento:

Pregunta 1) *¿Los costos de transacción tienen una mayor incidencia en las cuencas de los países de mercados emergentes como Argentina, que en el caso de las cuencas de USA, para los mecanismos de internalización de la contaminación de aguas?*

La importancia cuantitativa que han adquirido, a partir de la década del 90, los costos de transacción en los países de mercados emergentes como la Argentina (DAGNINO PASTORE, 2007, pg. 21), me lleva a preguntarme por la diferencia que existe entre los costos de transacción propios de los mecanismos de internalización de la contaminación de aguas (mercados de calidad de aguas), de países desarrollados como USA y los costos de transacción presentes en una cuenca de nuestro país. La naturaleza particular de los costos de transacción (costos de transacción artificiales e informalidad) en los países de mercados emergentes, pueden hacer inviable la propuesta de desarrollar un marco de control y regulación a partir de mecanismos de internalización de la contaminación de aguas, como un mercado de calidad de aguas. Por lo tanto, una indagación profunda sobre los costos de transacción en Argentina y USA, resulta crucial para intentar contestar la primera pregunta orientadora de esta investigación.

Pregunta 2) *¿Los objetivos de maximizar beneficios de los agentes económicos (agricultores) convergen con los objetivos ambientales trazados para los mecanismos de internalización de la contaminación de aguas en una cuenca de nuestro país?*

El creciente desarrollo de la economía global durante estos últimos treinta años ha generado estilos de producción agrícola similares en todo el mundo y potenciado los agronegocios tanto en los países desarrollados como en los países de mercados emergentes. También este fenómeno de expansión global posibilita una visión unificada

de los problemas de la contaminación de los recursos naturales. Pero, me pregunto si los objetivos de los agentes económicos de nuestro país (agricultores), convergen con los objetivos de los mecanismos de internalización de la contaminación de aguas.

Voy a intentar contestar esta segunda pregunta orientadora de la investigación a partir de indagar sobre las similitudes y/o diferencias en el funcionamiento de los agronegocios (vinculados con la producción agraria) en Argentina y USA.

### **3.1.3. El modelo de costos de transacción como alternativa de análisis**

El modelo de costos de transacción fue originalmente aplicado por Oliver Williamson (WILLIAMSON, 2007, pág. 15) al estudio de diversas instituciones económicas. Este autor, ha demostrado que, para hacer un análisis de un sistema o negocio, conviene describir el ambiente institucional y desarrollar las diferentes alternativas organizacionales para minimizar los costos de transacción del sistema económico, bajo tal ambiente institucional y los supuestos del comportamiento (PALAU, 2005, pg. 62). La denominada economía de los costos de transacción se organiza a partir de los contratos y postula que cualquier cuestión que pueda formularse como un problema de contratación puede investigarse ventajosamente en términos de economizar (reducir) los costos de transacción. El modelo de costos de transacción como alternativa de análisis resulta ventajoso debido a:

- 1) Es fundamentalmente micro analítico
- 2) Establece supuestos de racionalidad acotada, para los agentes económicos
- 3) Introduce y desarrolla la importancia económica de la especificidad de los activos
- 4) Recurre al análisis institucional comparado
- 5) Considera a la empresa como una estructura de gobernanza y complementariamente como una función de producción
- 6) Asigna un peso mayor a las instituciones contractuales ex post, con especial énfasis en el ordenamiento privado (por oposición al ordenamiento judicial).

En la economía de los costos de transacción, la transacción es la unidad básica del análisis y es determinante la forma de la organización, además, los costos de transacción se reducen asignando las transacciones (cuyos atributos son diferenciados) a estructuras de gobernanza (cuyas capacidades de adaptación y costos asociados también difieren).

La teoría de la economía de los costos de transacción postula, además que es imposible concentrar toda la acción de negociación pertinente en la etapa de la contratación ex ante, por lo que, tanto los mecanismos ex post, sean formales o informales de resolución de

conflictos y el estudio de la contratación en su totalidad son muy relevantes.

En el modelo de costos de transacción, la unidad básica de análisis es la transacción y la dimensión más importante para la descripción de las transacciones es la característica específica de los activos (LALALEO JÁCOME, 2009, pg. 20). La especificidad de los activos va a constituir el atributo principal en la determinación de la estructura de gobernanza. A bajos niveles de activos específicos la estructura de gobernanza más eficiente es el mercado, pero, a medida que la especificidad de los activos se incrementa, el mercado como estructura de gobernanza deja lugar a la coordinación por contratos y en última instancia a la integración vertical (ABADIA, 2007, pg. 55). Las empresas y el sistema económico en su conjunto tienden a organizarse de forma minimizar los costos de efectuar transacciones. (WILLIAMSON, 1996, pág. 219). La firma así constituye una alternativa a los mercados para resolver las transacciones. Las distintas estructuras de gobernanza (mercados spot, contratos, integración vertical) constituyen elecciones alternativas para reducir los costos de transacción.

### **3.1.3.1. Los costos de transacción y el teorema de Coase**

La denominación "costos de transacción" en la literatura económica, ha surgido a partir de los trabajos pioneros de Coase (NICCHI, 2008, pág. 35). Este autor ha señalado que, para que se realice una transacción de mercado, es necesario asumir ciertos costos adicionales como: detectar quién estaría interesado en realizar la transacción, informar a la gente que ese alguien está interesado y en qué términos realizaría el acuerdo, conducir las negociaciones para llegar al acuerdo, formalizar el contrato y controlar que se cumplan los términos del contrato. Todos estos elementos que este autor enumera conforman los costos de transacción.

Así, el interés en los costos de transacción se ha relacionado fundamentalmente con los derechos de propiedad sobre los activos en general y, en particular, sobre los activos de las empresas. En efecto, los trabajos iniciales de Coase (NICCHI, 2008, pág. 36) indagaban sobre la naturaleza de la empresa y buscaba su justificación precisamente en la existencia de los costos de transacción. Para este autor, el tamaño óptimo de la empresa depende precisamente del punto en que la organización se vuelve tan pesada que conviene enfrentar los costos de transacción en el mercado. Los beneficios de los mercados como instituciones son precisamente los de reducir los costos de transacción en los intercambios. Si en cambio, hay elevados costos de transacción, las alternativas son integrar las empresas o crear instituciones de mercado que reduzcan estos costos de

transacción. El mismo autor, posteriormente, enfatiza la necesidad de la existencia de una delimitación de derechos inicial, sobre la cual realizar transacciones de mercado. Plantea, además, que el modo de esa delimitación inicial no afectará los resultados si las transacciones son sin costos (teorema de Coase). Debe existir una delimitación, pero puede ser cualquiera si no hay costos de transacción. Por ello es posible modificar por transacciones de mercado la delimitación inicial de derechos y que, si las transacciones son sin costos, esta reasignación de derechos siempre se llevará a cabo aumentando el valor de la producción.

El aporte de Ronald Coase (COASE, 1993) a la economía ambiental es de gran relevancia. (MEDEMA, 1998, BROUSSEAU, 2008), en particular, para el desarrollo de este ensayo, es necesario que resalte dos cuestiones:

1) La primera cuestión, se desprende de su teorema y establece que, ante la inexistencia de costos de transacción, cualquier asignación inicial de derechos de propiedad es irrelevante, ya que (negociaciones mediante) siempre se termina maximizando la producción. Esta conclusión proveniente de la teoría es consistente con los resultados cuantitativos obtenidos en el ensayo anterior, sobre la estabilidad de un mercado de calidad de aguas sin costos de transacción.

2) La segunda cuestión importante es que la existencia de elevados costos de transacción puede impedir el máximo de la producción, reduciendo la eficiencia en la asignación de los recursos. Esta segunda conclusión me lleva a indagar sobre los costos de transacción en los países de mercados emergentes (Argentina) y a preguntarme por la viabilidad de los mercados de calidad de aguas, en nuestro país.

Al indagar sobre los costos de transacción, voy a tomar como referencia un trabajo pionero que ha estudiado los costos de transacción en Argentina (DAGNINO PASTORE, 2007, pg. 24) y que ha identificado los costos de transacción artificialmente altos debido a las reglamentaciones gubernamentales que limitan la actividad productiva y que propician las actividades informales. A partir de este estudio, voy a poder analizar, en forma comparativa, el caso de USA y el caso de nuestro país, buscando las diferencias y/o similitudes más relevantes.

### **3.1.3.2. Costos de transición y estructuras de gobernanza en agronegocios**

El estudio de las estructuras de gobernanza aborda la naturaleza de la relación entre la organización de la firma y los costos de transacción, constituyendo la transacción la unidad básica de análisis (ABADIA, 2007, pg. 47). Específicamente, las estructuras de

gobernanza consisten en la colección de reglas, instituciones y estructuras contratantes de transacción entre varios interesados (*stakeholders*). Williamson (WILLIAMSON, 1996, pág. 93), plantea dos formas extremas de estructura de gobernanza sobre las cuales se lleva adelante sus estudios analíticos: el mercado y la firma. Además del mercado y las jerarquías (integración vertical) se incluyen a los contratos (formas híbridas) y a las burocracias públicas entre las estructuras de gobernanza alternativas.

Estas estructuras de gobernanza se utilizan para identificar, explicar y mitigar todas las formas de riesgo contractual. Así, el estudio detallado de la estructura de gobernanza nos permite comprender cómo los acuerdos organizacionales o contractuales, emergen en distintos mercados con diferentes características de intercambio y cómo las transacciones entre distintos agentes económicos pueden ser organizadas, monitoreadas y consumadas. Los costos de transacción tienen su origen en la información imperfecta, la necesidad de asignar los bienes y la necesidad de asegurar el cumplimiento del contrato. Si bien las transacciones pueden describirse de diversas formas, según sea su objetivo, hay tres dimensiones que pueden llegar a afectar la gobernanza de una organización económica:

- 1) La especificidad de los activos: está relacionada al lugar, a la especificidad física, a los activos especialmente destinados a un fin, también consiste en el grado en que un activo está especializado con respecto a un determinado producto o negocio.
- 2) El grado y tipo de incertidumbre: son las perturbaciones no previstas a las que están sujetas las transacciones, que plantean la necesidad de adaptaciones.
- 3) La frecuencia: con la que ocurren las transacciones, que influye en la eficacia de los efectos de reputación en el mercado y en el incentivo de incurrir en el costo de una gobernanza especializada.

Para organizar las transacciones es necesario analizar el grado de especificidad de los activos, la frecuencia y la incertidumbre con la que ocurren. A partir de este análisis, es posible identificar la estructura de gobernanza más eficiente que reduce los costos asociados con estas transacciones. Williamson (WILLIAMSON, 1996, pág. 108), además define a los activos específicos como aquellos activos que no pueden ser reutilizados sin sufrir una sensible pérdida de valor. Cuando más específico sea un activo, mayor serán los riesgos, mayor su pérdida de valor y mayores, en consecuencia, los costos de transacción (LALALEO JÁCOME, 2009, pg. 21). Así, según la especificidad, se plantean los siguientes tipos:

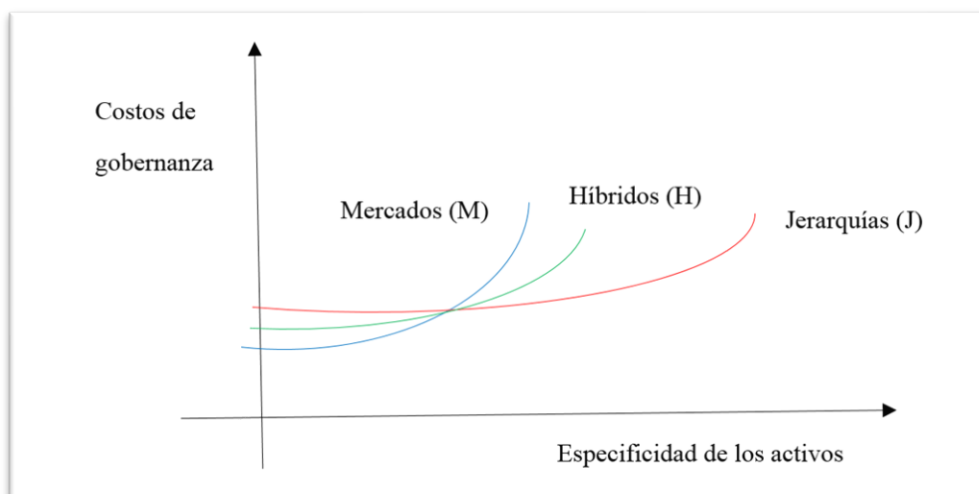
- 1) De localización, relacionada principalmente con aspectos logísticos.
- 2) De activos físicos, tales como los elementos especializados requeridos para producir

un producto

- 3) De recursos humanos, que surgen como consecuencia del efecto de aprendizaje.
- 4) De activos dedicados, que son ciertas inversiones enfocadas a un cliente en particular.
- 5) De activos intangibles, los cuales se encuentran relacionados con la propiedad intelectual como, marcas, patentes o indicaciones geográficas.
- 6) De tipo temporal, ligado a la duración de la transacción, específicamente enfocado a los procesos.

A medida que se incrementa la especificidad de activos, se impone la dependencia bilateral y en combinación con la incertidumbre aparecen las complicaciones, los riesgos contractuales y los supuestos del comportamiento como lo son la racionalidad limitada y el oportunismo.

Figura 1: Costos de transacción en función de la especificidad de los activos



Fuente: Elaboración propia en base a (WILLIAMSON, 1996)

Para contrarrestar estos problemas se proveen salvaguardas contractuales, que son mecanismos de seguridad incluidos en un contrato con el objeto de reducir riesgos (generalmente relacionados con activos altamente específicos) y generar confianza. Las salvaguardas pueden tomar formas de castigos, multas, o penalizaciones (LALALEO JÁCOME, 2009, pg. 21). Dada determinada especificidad de los activos y dada la variación de los costos de transacción al cambiar los niveles de especificidad de los activos, se puede definir tres funciones de costos de transacción, las cuales son: Mercado (M), Jerarquía, firma o integración vertical (J) y las formas híbridas (H), en función del nivel de especificidad de los activos, tal como puede visualizarse en la figura 1.

Cuando se incrementan los activos específicos, se dificulta el manejo de las adaptaciones



a los mercados y esto se refleja en los costos de transacción. Después de un nivel crítico de especificidad de activos, el menor costo cambia del mercado de contratos a formas híbridas y en la medida que siguen aumentando los activos específicos, la demanda de controles más directos solamente será realizada a través de las organizaciones internas o jerarquías (la firma).

En nuestro país, a diferencia de USA, los mercados están expuestos a altos niveles de incertidumbre producto de las inestabilidades macroeconómicas cíclicas, por tal razón, los agentes económicos involucrados (agricultores) suelen recurrir a mecanismos de adaptación híbridos. Entonces, al indagar, en este ensayo sobre la estructura de gobernanza propia de los productores de nuestro país, a través del caso de estudio, finalmente podré visualizar diferencias y/o similitudes entre estos productores y los productores de USA, y podré corroborar o rechazar la segunda hipótesis de trabajo vinculada a la convergencia de los objetivos de los productores con los objetivos ambientales en una determinada cuenca.

### **3.2. Los contratos en los agronegocios en Argentina y USA**

El contrato más popular en Argentina, utilizado para regular esta relación entre inversores y productores agropecuarios es conocido como mutuo (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 91). Consiste en un acuerdo privado entre partes para regular un préstamo donde puede estipularse que la tasa de interés no quede pactada al inicio de la operación, sino al cierre. El mutuo especifica un número importante de características de la relación entre el inversor y el productor, pero se destacan dos: la metodología de cálculo del retorno de la inversión y la fechas en las que el productor está obligado a repartir las ganancias.

De acuerdo con lo reportado por Ordoñez (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 87), hoy en día muchos productores alquilan los distintos servicios que hacen al proceso agrícola y existen contratistas que pueden llegar a especializarse en solo uno de ellos: siembra, fumigación, cosecha, transporte de granos, y soluciones tecnológicas.

La especialización funcional de las empresas, de acuerdo con lo reportado por Lalaleo Jácome (LALALEO JÁCOME, 2009, pg. 26) dentro de la cadena determina eslabones o etapas que la componen. Así, tenemos el primer eslabón que es la producción de los insumos industriales utilizados por las actividades agrícolas, el segundo es la producción agraria propiamente dicha, el tercero es el procesamiento de los productos agrícolas, el cuarto es la distribución de dichos productos procesados hasta el consumidor final y la quinta etapa está compuesta por diferentes servicios como créditos, asistencia técnica,

entre otros. Ahora bien, dado que, en estos últimos años, la importante evolución de la industria agroalimentaria ha potenciado un espectro cada vez más amplio de productos con características específicas, en cantidad y calidad, esto demanda una creciente y aceptada coordinación de las etapas de producción primaria con las otras fases. Así, la agricultura contractual como modalidad coordinadora, permite una estrecha relación entre la fase agrícola y la fase industrial sin modificar la independencia jurídica y patrimonial de cada parte.

Específicamente, en nuestro país y de acuerdo, al menor o mayor grado de transferencia de responsabilidades de las partes y al uso frecuente, Lalaleo Jácome (LALALEO JÁCOME, 2009, pg. 29) reporta que se suele categorizar a los contratos agroindustriales de producción en contratos de primer grado y de segundo grado.

Los contratos de primer grado es donde la empresa transformadora transfiere gran parte de las funciones de gestión empresarial e interviene activamente en el suministro de casi la totalidad de los medios de producción, servicio técnico, asesoramiento e insumos, además de la asunción de riesgos. Retiene la propiedad del bien producido durante todas sus etapas, pudiendo retirar este en el momento que desee, en este tipo de contrato, el productor aporta el trabajo y las instalaciones, la forma usual de pago consiste en fijar un monto fijo de dinero a determinar por distintos criterios.

El contrato de segundo grado consiste en un acuerdo entre el productor y la industria, mediante el cual el productor se compromete a entregar una determinada cantidad de producto, en condiciones de calidad previamente especificadas, conservando la propiedad del producto objeto del contrato hasta el momento de la entrega y aceptación.

El contenido de un contrato escrito suele cubrir las responsabilidades y obligaciones de cada una de las partes, la manera como se deben cumplir y las salvaguardas que deben tomarse si el contrato se rompe.

También Lalaleo Jácome (LALALEO JÁCOME, 2009, pg. 32) reporta algunas ventajas y también algunas desventajas de tener un nexo contractual entre el agricultor y el sector agroindustrial: Para el agricultor, las ventajas son de:

- 1) Disminuir el riesgo de volatilidad de precios propia de los mercados agrarios.
- 2) Saber de antemano cuando y a cuanto venderá su producción, disminuyendo así la incertidumbre de los mercados abiertos.
- 3) Logra una cierta seguridad de cobro por la producción contratada y con ello, un ingreso mínimo asegurado por unidad.
- 4) Logra un mejor acceso a los nuevos insumos, maquinarias y técnicas para la producción

agrícola.

- 5) Incorpora los principios de calidad total a la materia prima agraria.
- 6) Logra diversificar riesgos e incrementa los ingresos proporcionalmente a la superficie operada bajo contrato.
- 7) Logra un uso más eficiente de la mano de obra.
- 8) Mejora su acceso al financiamiento para el ciclo productivo.
- 9) Dado que realiza cierta especialización en la producción contratada genera determinada economía de escala que le otorga una mayor competitividad.
- 10) Logra mantener la autonomía empresarial pese a que resigna algunas cuestiones relativas a la toma de decisiones.

En contrapartida, las desventajas para el agricultor son de:

- 1) Resigna la plena toma de decisiones, debiendo adecuar este proceso a los acuerdos que alcance con la contraparte.
- 2) No logra establecer un mecanismo que controle (por fuera del contratante) los niveles cualitativos de la producción entregada.
- 3) Puede terminar siendo inducido hacia una mono actividad dada las ciertas ventajas obtenidas a través de la producción contratada.
- 4) Se va a encontrar con dificultades para establecer mecanismos de defensa ante abusos del contratante (pagos fuera de término, arbitrariedad en la calificación de los productos, etc.).
- 5) Se puede encontrar con situaciones de que, a partir del adelanto de insumos, los elevados precios de los mismos pueden disminuir el resultado final obtenido.

Para el caso de la agroindustria, las ventajas son de:

- 1) Se asegura un flujo continuo de insumos en tiempo y forma y a precio conocido.
- 2) Obtiene un mayor poder de control sobre la calidad de la materia prima que utiliza.
- 3) Logra eliminar intermediarios que encarecen los costos.
- 4) Logra traspasar a la fase primaria los riesgos inherentes a la producción agrícola.
- 5) Logra evitar inmovilizar capital en tierra y mano de obra.
- 6) Logra minimizar los costos de conocimiento de los proveedores.
- 7) Logra elaborar un plan de producción y de operaciones de mediano y largo plazo con los compradores del mercado interno y/o externo.

En contrapartida, las desventajas para la agroindustria son de:

- 1) Incrementa los costos de transacción dado que tiene que monitorear a sus proveedores.
- 2) Los aseguramientos contractuales (adaptables a las diferentes circunstancias de cada

contratado) origina nuevos incrementos en los costos recién mencionados.

3) Las controversias que surjan pueden ser frecuentes y de engorrosa solución.

4) Logra aumentar el riesgo moral por incumplimiento del proveedor.

Las ventajas, desventajas y problemas que surgen de la agricultura por contrato han variado de acuerdo con los ambientes físicos, sociales y de mercado, según lo reportado por Ordoñez (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 98), durante los periodos de las décadas del 90 y del 2000, se aceleró el pasaje de productores propietarios a productores de alquiler, y de estos a su vez a gestores de activos financieros aplicados a los agronegocios.

### **3.2.1. Calidad y asimetrías de información en agronegocios**

En este apartado con la idea de ilustrar algunos problemas contractuales presentes en los agronegocios voy a prestar particular atención a la situación de las asimetrías informativas existentes entre los agentes económicos que participan del intercambio y relacionar esto con el concepto de calidad del producto.

Las asimetrías de información, si ocurren antes de contratar, se originan problemas de negociación y de selección adversa (cuando alguna parte puede aprovechar una ventaja informativa para ofrecer transacciones perjudiciales para las otras partes). Si la asimetría solo aparece después de contratar, en el cumplimiento de las obligaciones que integran el intercambio, surgen los problemas de riesgo moral. Estos problemas de asimetría informativa ponen en peligro la ejecución de intercambios comerciales, de modo que su realización requiere de o bien, implementar el perfeccionamiento del contrato, o bien generar algunas salvaguardas.

Así, la literatura económica referida al proceso contractual, (ARRAÑADA, 1998), cuando los intereses pueden entrar en conflicto, distingue dos elementos esenciales de dichos problemas, que son el perfeccionamiento y la salvaguarda del contrato.

El perfeccionamiento está relacionado con el contenido del intercambio, se refiere a como los contratos se pueden completar ex ante y ex post y en ambos casos, se suelen emplear mecanismos institucionales, recurriendo fundamentalmente al derecho y a la definición ex ante de fórmulas u órganos capaces de decidir ex post el contenido de intercambio. Las salvaguardas son todos los mecanismos que, sea cual sea el contenido del intercambio, así definido, lleva a las partes a cumplirlo. Existen diversos tipos de salvaguardas según lo requerido por sus requisitos informativos (LALALEO JÁCOME, 2009, pg. 34). Las salvaguardas morales funcionan dentro de un entorno con individuos obligados a cumplir, estos requieren de un complejo y costoso sistema institucional. En cambio, las

salvuardas sociales requieren un cierto grado de verificación por terceros, en donde rigen determinados patrones morales. Las salvuardas internas se basan en mecanismos disciplinarios ejecutados por las propias partes y requieren la observación del cumplimiento por la parte beneficiaria. Las salvuardas externas necesitan de la verificación del cumplimiento por terceros, con una solución de carácter intermedio.

Otro factor, que según Lalaleo Jácome (LALALEO JÁCOME, 2009, pg. 34), es uno de los puntos más sensibles en todos los contratos de agricultura, es el de acuerdos sobre pagos y precios. Según este autor, la estructura de precios escogida para los acuerdos está fuertemente influenciada por aspectos tales como si el cultivo es para el mercado local o para el externo y la naturaleza estacional de la producción. La aplicación de fórmulas transparentes de precios es crucial, así disponer de una clara estructura de formación de precios en conjunto con la organización de un método práctico de pagos, logran estimular la confianza y la buena voluntad entre las partes que suscriben el mismo.

El método más común es el de precios fijos, éste consiste en ofrecer a los agricultores precios fijos al comienzo de cada temporada. En la mayoría de los casos, los precios están relacionados con especificaciones claras, como: los precios que se pagan a los proveedores se generan en base a una estructura de costos de producción, que, es acordada con el productor. También se tiene en cuenta los rendimientos promedio de campañas anteriores. Esta relación contractual da a los productores incentivos financieros, entre los que el autor destaca la alternativa de obtener financiamiento para equipamiento, además de tener una seguridad en el cobro y cumplimiento en los pagos de pago.

### **3.2.1.1. Definiciones claves sobre la calidad en los agronegocios**

Una definición inicial de calidad la encuentro en Lalaleo Jácome (LALALEO JÁCOME, 2009, pg. 35), quién la concibe como el conocimiento aplicado a productos, procesos y/o servicios, focalizado en las preferencias de los clientes. Además, este autor enfatiza que la estandarización de la calidad ha permitido un avance de importancia en los agronegocios, ya que ha contribuido a disminuir los costos de transacción y a favorecer la especialización productiva. Así, la calidad en los agronegocios resulta ser un nuevo parámetro, importante a cubrir ya que la falta de calidad puede tener consecuencias de largo alcance en términos de aceptación del mercado y de un futuro desarrollo. También este autor señala que el problema de la carencia de calidad tiene su origen en la asimetría de la información existente y el conflicto más común se manifiesta en el suministro de calidad inferior a la prometida. Además, según (ARRAÑADA, 1998) los grandes

problemas de la calidad se pueden agrupar en:

- 1) Definición: el proveedor ha de definir un nivel de calidad estándar, no necesariamente alto, pero si homogéneo. Para ser eficaz se requiere de una comprensión exhaustiva de los atributos del producto, no tanto desde el punto de vista técnico, sino fundamentalmente desde el punto de vista del cliente.
- 2) Control: para esto el proveedor ha de controlar dicho nivel de calidad mediante el control de calidad entendido en sentido estricto, técnico y físico y adaptando su organización hacia la calidad.
- 3) Salvaguarda: por último, el proveedor ha de preocuparse por salvaguardar el nivel de calidad elegido. Esta salvaguarda ha de ser eficaz, obligando al propio proveedor a cumplir la promesa y además ha de ser suficiente para convencer a los clientes de que recibirán al menos el nivel prometido.

Pero, según Lalaleo Jácome (LALALEO JÁCOME, 2009, pg. 36), cuando analizo los distintos problemas que se plantean en cuanto a la salvaguarda de la calidad, además, resulta importante distinguir entre bienes de búsqueda, experiencia y confianza, de la siguiente forma:

- 1) Los bienes de búsqueda son aquellos en los que la calidad puede ser conocida antes de su compra o consumo, siempre que se dediquen recursos a buscar o producir información.
- 2) En los bienes de experiencia el consumidor solo puede conocer la calidad después del consumo, esto obliga a que la empresa por sí misma cumpla y convenza al cliente de que la calidad es elevada.
- 3) En los bienes de confianza la calidad solo se conoce a muy largo plazo o incluso, en el límite nunca llega a conocerse. Aquí se impone más el convencimiento al cliente que los bienes de experiencia.

Finalmente, Lalaleo Jácome (LALALEO JÁCOME, 2009, pg. 37), afirma que, los sistemas de aseguramiento (de origen, identidad preservada, inocuidad, salubridad y calidad comercial en sentido amplio) cuando son eficaces y eficientes, logran establecerse como la clave en la reducción de los costos de transacción y de los aumentos de productividad sistémica. Actúan de forma directa sobre la información que recibe el consumidor, logrando reducir la asimetría de información y los contratos incompletos, además sirven como mecanismos de coordinación de las acciones de los distintos actores del sistema agroalimentario.

Según la óptica desarrollada anteriormente, la calidad es una temática fundamental que debe abordar el sector agropecuario para ser competitivo, pero, además, no es suficiente

enunciar que se produce contando con sistemas que aseguren la calidad, sino que hay que hay que lograr respaldar esta afirmación mediante la certificación de calidad. Así, en este contexto, los sistemas certificables como las buenas prácticas agrícolas (BPA) incorporan la registración, la trazabilidad y la seguridad alimentaria en la cadena agroalimentaria.

Las BPA surgen básicamente, tanto en Argentina como en USA, para asegurar que los alimentos sean sanos y aptos para el consumo humano, favoreciendo también, la protección del medio ambiente y la salud de la fuerza laboral. Estas prácticas están orientadas fundamentalmente a la producción primaria de productos, dado que algunas de las principales causas de la mala calidad en el cultivo, suelen ser la falta de aplicación de fertilizantes, los controles poco efectivos sobre malezas e insectos, enfermedades, cosecha apresurada y clasificación y empaque sin una adecuada diferenciación (LALALEO JÁCOME, 2009, pg. 38).

### **3.2.1.2. Definiciones claves sobre la innovación en agronegocios**

Los mercados globales de agronegocios, en la actualidad, según Lalaleo Jácome (LALALEO JÁCOME, 2009, pg. 46), requieren de diseños institucionales, organizacionales y tecnológicos alineados con la estructura de gobernanza y la estrategia de negocios, con foco en el acceso al mercado y a las preferencias de los potenciales clientes. Estos diseños institucionales que están presentes en los mercados desarrollados (como el caso de USA), me llevan a inferir que la innovación en los agronegocios es justamente la necesaria adaptación de los entornos institucional, organizacional y tecnológico con fuerte orientación comercial, a la demanda global.

Aquí, la innovación institucional se refiere a los cambios en las reglas de juego, que incluyen el cambio del conjunto de leyes, normas y pautas culturales. Por ello, las propuestas de innovación institucional apuntan a la confluencia de las políticas públicas con las estrategias de negocios competitivas.

En cuanto a la innovación organizacional, es claro que constituye el conjunto de distintos cambios en la gestión de los procesos dentro de las organizaciones, que habilitan la incorporación de innovaciones tecnológicas, la innovación organizacional está orientada al diseño, institucionalización, organización y puesta en marcha de estrategias y mecanismos orientados al origen y la calidad, sostenidos en los aspectos tecnológicos y con foco en lo comercial.

Finalmente, la innovación tecnológica consiste en aplicar conocimientos científicos y tecnológicos para mejorar y estandarizar procesos y productos. En la innovación

tecnológica el eje de la innovación es principalmente la mejora continua para aumentar la calidad del producto, estandarizar los procesos y productos con el objeto de construir un sistema de aseguramiento de la calidad y además lograr la reducción de costos de procesos para aumentar la productividad (LALALEO JÁCOME, 2009, pg. 46).

En sintonía con lo anteriormente expresado y desarrollando el concepto: innovación, desde la teoría microeconómica, entiendo también que un productor agropecuario o una empresa vinculada a los agronegocios, innova tecnológicamente (CAP y GONZÁLEZ, 2004) cuando realiza una o más modificaciones sobre la combinación de factores de la función de producción, lo que resulta en la obtención de más producto con la misma cantidad de insumo, o la misma cantidad de producto con menos insumos o una mejora en la calidad del producto, manteniendo la relación insumo-producto original (o una combinación de las anteriores).

Se ha observado (CAP y GONZÁLEZ, 2004) que existen en el mercado tecnologías de punta claramente superadoras de las empleadas hasta el momento pero que no son adoptadas a la tasa esperable, a pesar de que la ecuación económico-financiera pareciera demostrar que es un buen negocio. Ello puede deberse a la existencia de barreras o restricciones a la adopción, atribuibles a múltiples factores, muchas veces totalmente exógenos al productor. Esta situación da origen a lo que se ha denominado “brecha tecnológica”

### **3.2.1.3. Definiciones claves sobre la competitividad en agronegocios**

La constitución de mercados globales, a partir del año 1990, ha impactado fuertemente en el negocio de los alimentos en general. El impacto es muy notorio en el consumo, pero también lo es en la industria de alimentos y en el campo. Para analizar la competitividad, algunos autores con Zylbersztajn y Ordoñez (ABADÍA, 2007, pg. 64) asignan una especial importancia al papel del consumidor por un determinado bien o servicios.

En este contexto, Zylbersztajn (ZYLBERSZTAJN, 1995, pág. 107), ha destacado, además, el efecto marcado que el ambiente (conjuntamente con el rol del consumidor) tiene hoy en los agronegocios. Así, el ambiente cobra una gran importancia en los procesos de desarrollo y de comercio internacional. La certificación de la calidad ambiental de producción, en los mercados globales, se ha transformado en un requisito indispensable para el comercio de ciertos productos.

Efectivamente, el ambiente es valorizado, en la actualidad, por los servicios esenciales que proporciona a las distintas comunidades, como ser el reciclaje de nutrientes, la



regulación del sistema climático y del ciclo hidrológico, la conservación del suelo y de las aguas, la reproducción de animales y plantas, la descontaminación natural, el control natural de plagas, y la conservación de espacios para la recreación y el turismo.

En cuanto al protagonismo creciente que han adquirido los consumidores en la determinación de las reglas del mercado, es importante lo que reporta Zylbersztajn (ZYLBERSZTAJN, 1995, pág. 113), referido a que el consumidor actual pone énfasis en los aspectos de calidad, seguridad, transparencia y certificación. A pesar de las distintas percepciones y de las grandes diferencias y preferencias culturales entre consumidores de los distintos continentes, Zylbersztajn predice que, en un futuro no muy lejano, los consumidores serán los que monitoreen al mercado más que los gobiernos y que los productores.

Así, frente a este contexto internacional, para los productores, la clave está en la adaptación activa. La adaptación activa es la innovación (construcción de ventajas competitivas en sentido amplio). En este contexto (LORENZATTI, 2006, pg. 50), la innovación debe ser entendida en sentido amplio, atravesando los entornos institucional, organizacional y tecnológico.

El cambio institucional (que incluye el cambio de leyes, normas y de pautas culturales) posibilita que el resto del proceso de innovación ocurra, donde el ambiente institucional se adapta para dar el marco a la nueva realidad de negocios.

La innovación organizacional es la gestión y coordinación de los procesos dentro de las organizaciones (LORENZATTI, 2006, pg. 50) que habilitan la incorporación de las innovaciones tecnológicas. La innovación organizacional procura rediseñar y optimizar las relaciones y las transacciones en la red de los jugadores de los agronegocios. La innovación tecnológica implica aplicar los resultados del sistema científico/tecnológico para innovar en procesos y productos, pero aquí se pone énfasis en la reducción de costos de procesos para aumentar la productividad y en la mejora continua para aumentar la calidad del producto o proceso.

### **3.2.2. La calidad ambiental en la agricultura en USA y Argentina**

Las denominadas Buenas Prácticas Agrícolas (BPM), en nuestro país, surgieron para asegurar que los alimentos sean inocuos para el consumo humano, además y paralelamente favorecer la protección del medioambiente y la salud de los trabajadores. Si bien se orientaron primeramente a la producción primaria de productos que se consumen en estado fresco o con un mínimo de procesamiento, fueron evolucionando

hacia la gestión de la calidad en la producción primaria de *commodities* agropecuarios (LORENZATTI, 2006, pg. 66).

Con el tiempo, se fueron agregando mayores estándares, normas y protocolos de gestión cuyo enfoque se centró en aspectos de seguridad, salud laboral y de gestión ética de negocios como parte de la responsabilidad social que tiene cada empresa y gestión ambiental. Para el caso de nuestro país, adquirieron fundamental importancia la serie de normas ISO 9000 de Gestión de Calidad; las normas de Gestión Ambiental ISO 14000; las de Salud y Seguridad laboral y normas específicas a requisitos particulares para cada sector.

En lo que respecta a la aplicación de estas normas, al Estado, le cabe amplios roles en la promoción y control de los distintos sistemas de aseguramiento de la calidad; siendo éste el gran facilitador y articulador del encuentro entre consumidores y productores de alimentos.

Lorenzatti (LORENZATTI, 2006, pág. 71), reporta que se debe abordar el tema de las BPM aplicadas a los cultivos agrícolas extensivos desde la óptica de la gestión ambiental y de cómo se afectan a los recursos naturales, más que abordarlas desde la óptica de la inocuidad del producto final y además, presenta un listado de BPM para la producción agrícola que deben adoptarse de forma masiva con fines a lograr una producción mucho más sustentable a partir del cuidado del medio ambiente, en este listado incluye a:

- 1) La siembra directa
- 2) La rotación de cultivos
- 3) El manejo integrado de plagas
- 4) El manejo racional de la nutrición vegetal y la fertilización edáfica

Además, desde el punto de la economía de los costos de transacción, los sistemas de aseguramiento de calidad pueden constituirse en la clave para la reducción de los costos de transacción ya que operan directamente sobre la información para el consumidor, reduciendo la asimetría de información, posibilitando la perfección de los contratos y sirviendo como mecanismos de coordinación de las acciones de los distintos actores del sistema agroalimentario (DE ALMEIDA, 2008, pág. 57).

### **3.2.2.1. La calidad desde la óptica de la empresa**

Para realizar una somera descripción de cómo instrumenta la búsqueda de calidad, una determinada empresa del sector agropecuario, tomo como base el trabajo de Lorenzatti (LORENZATTI, 2006, pg. 53) quién pone énfasis en las relaciones contractuales entre

proveedor y cliente, enunciando tres elementos principales, que hacen a su instrumentación: su definición, su control y su salvaguardia:

1)Definición: Cada empresa debe conocer cuáles son las cualidades del producto/servicio, no tanto desde el punto de vista técnico, sino primordialmente desde el punto de vista del cliente. O sea que, la empresa en su rol de proveedor deberá preocuparse en que exista consistencia entre la calidad de su producto y las expectativas de su cliente.

2)Control: La empresa ha de controlar el nivel de calidad de su producto/servicio en sentido estrictamente técnico, adaptando su organización hacia la calidad. El control involucra una variedad de pruebas y muestreos, en el caso de los bienes, y de inspecciones y encuestas de satisfacción del cliente, en el caso de los servicios.

3)Salvaguardia: La empresa deberá salvaguardar el nivel de calidad que haya elegido, siendo eficaz para asegurarse en cumplir su promesa y a la vez, siendo eficiente en la tarea de convencer al cliente que recibirá el nivel de calidad prometido.

Estos tres elementos, gerenciados de una manera adecuada integran el accionar de la empresa en lo que refiere la calidad de lo producido.

### **3.2.2.2. Gestión de calidad para distintos tipos de productos**

A partir de lo producido y teniendo en cuenta que la empresa debe gestionar la calidad de distintos tipos de productos (LORENZATTI, 2006, pg. 54), una tipología muy extendida para analizar los distintos problemas que se plantean en cuanto a la salvaguardia de la calidad es la que, considera la capacidad del cliente para evaluar la calidad y distingue entre bienes de búsqueda, experiencia y confianza (ARRUÑADA, 1998):

1)Bienes de búsqueda: Son aquellos en que la calidad puede ser conocida antes de su compra o consumo, siempre que se dediquen recursos a buscar o producir información. La empresa deberá preocuparse por informar al cliente potencial, teniendo en cuenta que esta acción también puede favorecer a competidores. Para este tipo de bienes se emplea un sistema de garantía total que indemniza al comprador por los fallos del producto, cuando sean responsabilidad del proveedor.

2)Bienes de experiencia: El consumidor sólo conoce la calidad después del consumo. El objetivo de la empresa deberá centrarse en obligarse a sí misma a cumplir y convencer al cliente que la calidad es elevada. Las garantías suelen ser limitadas y su diseño ha de tener en cuenta la necesidad de evitar una selección adversa de los peores clientes y de incentivarlos para que no empleen el producto de manera descuidada.

3) Bienes de confianza: la calidad sólo se conoce a muy largo plazo o incluso, en el extremo, nunca llega a conocerse. El convencimiento del cliente es aún una herramienta más importante que para los bienes de experiencia. Para solventar la asimetría de información se construyen estructuras organizativas que ganan economías de escala en términos de reputación y de control de la calidad. Otras veces la solución pasa por, simplemente eliminar el producto cuya evaluación de calidad es deficiente, interiorizando las variaciones de calidad en el proveedor de dicho producto. El procedimiento utilizado como salvaguarda suele ser la garantía explícita de un cierto nivel de servicio.

De todas formas, esta clasificación sirve como orientación para la salvaguardia de la calidad, ya que son tipificaciones ideales de productos.

### **3.2.3. La garantía de calidad en las transacciones**

Si puede visualizar como el principal problema a superar que tenemos en el aseguramiento de la calidad es el que se genera a partir de la asimetría de información que existe entre el vendedor y el cliente (LORENZATTI, 2006, pg. 56).

Efectivamente, esta asimetría de información puede hacer que el vendedor tenga una conducta oportunista. Esto constituye el oportunismo ex ante de la transacción, relacionado con la información incompleta y asimétrica. En estos casos, la solución al problema radica en dedicar recursos a producir información sobre la calidad del producto. Esto, en la práctica, puede darse por: a) la contratación de personas informadas, b) el examen del bien por parte del comprador, o c) la extensión de una garantía por parte del vendedor. Otra situación ocurre cuando las transacciones son repetitivas, ya que esta recurrencia posibilita el funcionamiento de los contratos implícitos; es decir, de aquellos cuyo cumplimiento no es exigible judicialmente. Las partes estarán interesadas en cumplir lo pactado ya que esperan obtener beneficios por transacciones futuras. Por lo tanto, la ganancia experimentada por una conducta oportunista actual será menor que la sumatoria de beneficios por transacciones futuras.

Otra opción interesante consiste en la contratación explícita de la calidad mediante garantías explícitas. Estas consisten en incorporar a los contratos de venta o prestación de servicios diversos tipos de promesas por las cuales el vendedor o fabricante contrae determinadas obligaciones para con el cliente en el supuesto que haya fallos en el producto o servicio. Pero, si los costos de litigación son elevados (ARRUÑADA, 1998), las garantías explícitas solo serán eficaces si el costo de incumplirlas para el proveedor es muy elevado. También, Arruñada (ARRUÑADA, 1998) reporta que si las garantías

explícitas se enfrentan con dos problemas típicos de la asimetría informativa: la selección adversa (*ex ante*) y el riesgo moral (*ex post*).

En el primer caso, el problema se manifiesta por la proclividad de los clientes que esperan hacer un mayor uso o abuso de aquellos productos o servicios que ofrecen mayores garantías explícitas. En el segundo, la propia existencia de la garantía modifica la conducta de los usuarios, quienes al no cargar con el costo del deterioro hacen un uso descuidado.

#### **3.2.4. Agronegocios y su relación con la contaminación y la calidad ambiental**

En la actualidad, Lorenzatti (LORENZATTI, 2006, pg. 59) reporta que se pueden identificar dos grupos estratégicos en los agronegocios alimentarios: los *commodities* y las especialidades. En estos dos grandes grupos característicos poseen diferentes mecanismos de coordinación de las cadenas verticales, y diferentes mecanismos de gobernanza. Los *commodities* son productos de un alto nivel, indiferenciados, ya que se trata de bienes estándar, donde el comprador busca básicamente el mejor precio (con una continua disponibilidad de productos y servicios de calidad y características homogéneas). Los productos de los agronegocios de *commodities* son homogéneos, y carecen de una identidad propia y diferencial frente al mercado. Son productos sin mayor valor agregado y su ciclo de vida es largo (ORDOÑEZ, 2002, pág. 42). La estructura de gobernanza típica de los *commodities* es el mercado SPOT, el cual posee cuatro características distintivas:

- 1) Los productos y servicios ofertados son alternativas comparables.
- 2) El comprador tiene la confianza, aunque no la capacidad de sopesar su calidad y evaluar sus características.
- 3) Existe más de una fuente del producto o servicio.
- 4) Los productos ofertados son fácilmente intercambiables y de elevada durabilidad; por lo tanto, pueden ser medio de pago o reserva de valor.

En el caso específico de los *commodities* agroalimentarios, la tecnología de procesos aplicada es la continua y en series largas de alto volumen, y su destino es abastecer de insumos a la agroindustria o atender los mercados masivos. Los mecanismos de gobernanza están principalmente ligados al mercado, si bien en muchos casos se observan mecanismos de gobernanza relacionados con la integración vertical plena.

Como objetivo principal de los agronegocios de *commodities* está la seguridad alimentaria y la estrategia que los orienta es de "bajo costo" (ORDOÑEZ, 2002, pág. 43).

Las claves para competir son la creciente economía de escala y el aumento de la productividad para lo cual, el énfasis debe estar puesto en él "cómo hacer" (*know-how*) y en las tecnologías de proceso.

Por su parte, las especialidades (o también denominados productos diferenciados) son aquellos que presentan identidad propia frente a los consumidores, tienen, además, mayor valor de elaboración que los *commodities*, un ciclo de vida más corto y tienen tendencia a estandarizarse (LORENZATTI, 2006, pg. 60).

Generalmente poseen marca propia o están referenciados por una indicación geográfica, son diferenciados por los consumidores que enfatizan su preferencia por determinados sabores, olores y colores particulares que los distinguen. Las tecnologías de proceso aplicada en las especialidades son discontinuas, las series son cortas, de bajo volumen. Además, su destino son los consumidores de distintos segmentos de mercado, y los mecanismos de gobernanza están principalmente ligados a los contratos (ORDOÑEZ, 2002, pág. 43).

Dentro de la gama total de atributos que el cliente toma en cuenta, no sólo se encuentran las características físicas, sino también los atributos de valoración subjetiva. La estrategia de negocios se basa en la innovación permanente ligada al "que hacer" (*know what*), entendida como una mejora continua de la calidad, con un fuerte énfasis en la tecnología de producto. Los precios de las especialidades responden a política de precios y se los reconoce como formadores de precio.

La tendencia que define la ingeniería de los agronegocios de especialidades es la innovación permanente y la mejora continua de la calidad para el cliente, en tanto, que en los *commodities* la tendencia creciente es a la "descomoditización", o sea que se transforman en especialidades, o bien, se redefinen como "*commodities* a medida" (ORDOÑEZ, 2002, pág. 44).

Pero, en ambos grupos estratégicos, la ingeniería de los agronegocios (LORENZATTI, 2006, pg. 61), utiliza dos herramientas clave: la propiedad intelectual y los sistemas de aseguramiento y certificación de la calidad. Si bien ambas herramientas valorizan al proceso de agronegocios, solo la propiedad intelectual lo protege. A partir del uso de estos distintivos o instrumentos en la cadena de agregado de valor, se facilita la percepción de la diferenciación por parte de los consumidores, ya que la diferenciación de productos sólo lo es para el cliente.

Si se considera el caso de la producción agrícola (LORENZATTI, 2006, pg. 62) de *commodities* en nuestro país, se encuentran diferencias favorables respecto a los países

desarrollados (USA y los países de Europa) debido al menor uso de agroquímicos y fertilizantes por unidad de superficie; lo cual puede tomarse como un punto de partida para posicionar a la agricultura argentina como de menor impacto ambiental. Estas diferencias, sumadas a una estrategia comercial que puede mejorar la competitividad en los mercados externos y que permita diferenciar productores que llevan adelante una buena o mala gestión frente al uso de los recursos naturales, colocan a la certificación de los establecimientos agropecuarios como una clave para la inserción paulatina en los mercados globales.

De acuerdo con lo que señala Lorenzatti (LORENZATTI, 2006, pg. 62), los sistemas de aseguramiento de la calidad (ISO, HACCP o distintas certificaciones de calidad), posibilitan sistemas de gestión de calidad en procesos y productos, delimitando manuales de procedimiento en procesos o estándares en los productos y estableciendo criterios que determinan los rangos de atributos para la gestión y la estandarización. Sin embargo, la temática de las buenas prácticas agrícolas debe abordarse no solo desde una visión que contemple los aspectos relacionados con la inocuidad del producto final, sino también desde una visión más amplia que incluya la gestión ambiental.

Siguiendo esta premisa, en Argentina, ha surgido un estándar de certificación impulsada por la Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa (AAPRESID, 2021) que se ha generado a partir del consenso con numerosas y diversas instituciones, técnicos, especialistas, ambientalistas, y organizaciones no gubernamentales.

La Agricultura Sustentable Certificada (ASC), es un Sistema de Gestión de Calidad (SGC) que testifica las bondades que posibilita la implementación de un modelo productivo basado en el sistema de siembra directa y en los principios de una agricultura sustentable, rentable y de alta productividad. Los agricultores hoy tienen gran responsabilidad en la aplicación de esquemas productivos que sostengan esos preceptos, (AAPRESID, 2021), especialmente en el mundo globalizado actual, donde la sociedad reclama cada la protección del medioambiente y de las comunidades.

### **3.3. Los mercados globales y los consumidores en USA y Argentina**

Producto de la proliferación del mercado global de negocios agroalimentarios, Palau (PALAU, 2005, pg.78) reporta que, a partir del año 1990, en nuestro país, los productores del sector agropecuario han quedado expuestos a determinadas perturbaciones que son fuente de importantes niveles de incertidumbre. Además, Zylbersztajn, intentando detallar más profundamente este fenómeno (ZYLBERSZTAJN, 1995, pág. 113), señala

como fuentes de impacto perturbadores en el sistema agroalimentario global a las siguientes variables:

- 1) La mayor variabilidad de todo el sistema la constituye la volatilidad el ingreso de la agricultura, que afronta riesgos climáticos y de mercado
- 2) La globalización y la creación de grandes bloques económicos constituyen una fuerte perturbación por la influencia que tiene en sistemas alimentarios que atraviesan distintos y cambiantes ambientes institucionales
- 3) La innovación tecnológica, principalmente la biotecnología
- 4) La concentración económica y el consecuente desarrollo de fuertes polos de poder de mercado a lo largo del sistema
- 5) Los cambios en la vida cotidiana, en los hábitos de los consumidores y las crecientes exigencias en seguridad y salubridad alimentaria.

Paralelamente Ordoñez (PALAU, 2005, pg.78), menciona las siguientes causas como fuentes de impactos perturbadores:

- 1) La intervención del Estado con medidas proteccionistas: de acceso al mercado, de distintos subsidios a la producción y a la exportación, que perturban el libre comercio global
- 2) Los últimos fuertes cambios que difundieron la democracia política y las reglas del mercado y en consecuencia, produjeron fuertes cambios institucionales en diversas regiones generando fuertes perturbaciones coyunturales y estructurales
- 3) Las crecientes regulaciones para proteger el medio ambiente y el derecho de los consumidores
- 4) La creciente tendencia a la individualización del consumo masivo, el nuevo rol del consumidor, la reversión de la cadena
- 5) El impacto del supermercado, con su doble rol de transmisor de las exigencias del consumidor; y a la vez, orientador de la cadena de valor
- 6) La revolución tecnológica en sentido amplio: tecnología, biotecnología, informática, comunicaciones, transporte, logística, etc.

También Zylbersztajn, ha reportado que (ZYLBERSZTAJN, 1995, pág. 116) hay dos procesos fuertes que están conduciendo cambios en los agronegocios y alimentos: un nuevo perfil de consumidor y un nuevo perfil de productor. El nuevo consumidor es altamente demandante en cantidad y calidad y el nuevo productor tiene la tecnología de producción, de información y las herramientas de gerenciamiento que posibilitan llevar su producto directamente al consumidor, con la mayor transparencia posible. Ante este



escenario, el productor debe producir y además considerar que el consumidor se muestra más preocupado por lo que consume y demanda productos con más información.

El consumidor actual demanda transparencia y esta transparencia en el sistema agroalimentario, consiste en tener un conocimiento de los procesos desde las materias primas hasta el consumidor final. Finalmente, esta cuestión referida al conocimiento de los procesos, demanda aseguramientos de la calidad y seguridad de los alimentos, como así también aseguramientos de mínimo impacto ambiental y ecológico. Tanto en los países desarrollados como en los países de mercados emergentes, el consumidor es cada vez más sensible a las condiciones de la producción respetando el medio ambiente y los recursos naturales específicos que este provee.

### **3.3.1. La contaminación y las mejores prácticas de gestión en la agricultura**

La contaminación del agua en una cuenca es un proceso complejo que involucra a muchas fuentes de contaminación difusas. La efectividad de una buena práctica de gestión en agricultura para la reducción de estas emisiones depende de varios factores: características del campo como el suelo, la pendiente, la ubicación y, lo que es más importante, la buena práctica de gestión en agricultura, en los campos adyacentes y en otras partes de la cuenca. (VALCU, 2012, pg. 18). La agricultura convencional, basada en las labranzas de los suelos, fue el paradigma agrícola que la humanidad aplicó desde sus inicios. Bajo esta concepción de la agricultura, la labranza era vista como una pieza fundamental a la hora de producir granos y forrajes (LORENZATTI, 2006, pg. 106). El paquete tecnológico utilizado bajo el paradigma de la producción con labranzas incluía prácticas como arar, rastrear, y quemar los residuos, dejando el suelo totalmente pulverizado (SOLBRIG, PAARLBERG y DI CASTRI, 2001).

Bajo este análisis aparece el concepto de externalidad negativa de la agricultura convencional sobre la sociedad. Es una externalidad porque el efecto de degradación no es asumido en forma directa por ningún actor de la sociedad, y es negativa ya que es un proceso que genera perjuicios sobre el ambiente y por ende sobre la sociedad en su conjunto. Además, los problemas que provoca la labranza tradicional son generalmente resueltos con más labranzas, entrando en un círculo vicioso que va agravando la situación. En cuanto al caso de Argentina, Otto Solbrig (SOLBRIG, PAARLBERG y DI CASTRI, 2001) afirma que, a pesar de no ser una nación desarrollada, posee una agricultura bastante desarrollada. En consecuencia, destaca como problema importante que afectó al país, al impacto ambiental, tanto de la agricultura extensiva anterior al año 1970, como

en la fase de intensificación (LORENZATTI, 2006, pg. 109).

El problema principal ha sido la erosión de los suelos que comienza a partir del año 1940 y en menor escala hay evidencias de cierta contaminación de aguas.

Las tecnologías de agroindustrias que la Argentina fue adoptando a partir del año 1970 fue evolucionando y respondiendo a factores económicos, sociales y ambientales. La respuesta a los problemas ecológicos producidos por la intensificación hizo que gradualmente la agricultura se volcará a lo que Solbrig (SOLBRIG, PAARLBERG y DI CASTRI, 2001) definió como agricultura conservacionista.

Recientemente, la siembra directa (LORENZATTI, 2006, pg. 109), sistema productivo basado en la ausencia de labranzas, en las rotaciones y en el mantenimiento de los suelos cubiertos por los rastrojos, supera el paradigma de la agricultura convencional, proponiendo una nueva agricultura capaz de resolver la disyuntiva entre productividad y ambiente. Permite así, acceder a un uso racional y sustentable de los recursos básicos de los agroecosistemas como lo son el suelo, el agua, y la biodiversidad.

### **3.3.2. Las mejores prácticas de gestión en la agricultura (siembra directa)**

Al referirme a las mejores prácticas de conservación o manejo de suelos, puedo inferir que la siembra directa es una evolución respecto de la agricultura convencional en lo que hace al uso del suelo y manejo del ambiente productivo. Esta mejor práctica, permite superar el problema de la erosión y degradación de los suelos, superando también la limitación de clasificar a los suelos en arables y no arables. La productividad de los suelos también se ve incrementada, por mejora de la fertilidad física y química, y por el uso más eficiente del agua. También (LORENZATTI, 2006, pg. 110), a partir de la siembra directa, se ha reducido el consumo de combustibles fósiles, lo cual sumado a la menor emisión de dióxido de carbono y ha ayudado a mitigar el efecto invernadero.

La siembra directa, se posiciona como una alternativa productiva que puede conjugar los intereses de alcanzar una producción económicamente rentable para las empresas, ambientalmente sustentable, y socialmente aceptada, siempre y cuando esté adecuada a los tiempos propios de los ciclos biológicos. Además, de la ausencia de remoción, tiene que plantearse una rotación ajustada en diversidad (número de cultivos diferentes) e intensidad (número de cultivos por unidad de tiempo) junto con una estrategia de fertilización que al menos reponga los nutrientes que hoy muestran respuesta (nitrógeno, fósforo y azufre). Todo ello, acompañado por tecnologías de proceso y de producto que permitan un uso más eficiente y ajustado de insumos (LORENZATTI, 2006, pg. 111).

La siembra directa resulta ser una clara expresión de la llamada “agricultura conservacionista” (SOLBRIG, PAARLBERG y DI CASTRI, 2001), la cual tiene su origen en la percepción de que la agricultura tradicional no está en condiciones de afrontar la problemática actual de cubrir las demandas globales sin degradar los recursos naturales de los cuales depende. La agricultura conservacionista persigue tres objetivos principales:

- 1) mejorar el ambiente y proteger los recursos naturales
- 2) aumentar las ganancias del productor
- 3) mejorar la equidad social y económica de la sociedad rural

Específicamente en el plano ambiental (objetivo de esta tesis), la agricultura conservacionista consiste en utilizar los conocimientos científicos-tecnológicos, para implementar estrategias de cultivo que no ocasionen daños en el medio ambiente.

### **3.3.2.1. Las mejores prácticas de gestión en agricultura, en el mundo y en USA**

Lorenzatti señala que (LORENZATTI, 2006, pg. 113) se ha estimado que el sistema de siembra directa, como mejor práctica agrícola, se realiza en más de 90 millones de hectáreas a nivel mundial. Aproximadamente, el 45 % de esta tecnología se practica en América Latina, el 41 % en USA y Canadá, el 10 % en Australia y el 3,6 % en el resto del mundo, incluido Europa, África y Asia (GARCIA-TORRES, BENITES, MARTINEZ-VILELA y HOLGADO CABRERA, 2003).

También Lorenzatti, indica que si bien USA es el país con mayor superficie en siembra directa, este sistema apenas cubre el 21 % del área agrícola cultivada. En Brasil, la siembra directa representa aproximadamente el 50 %, y en Argentina y Paraguay el 60 %, siendo estos dos últimos los países que lideran a nivel mundial en porcentaje de adopción. Además, resalta que algo más del 90 % del área cultivada por siembra directa en Brasil, Argentina, Bolivia, Paraguay y Australia, se la realiza de manera permanente. Es decir, sin la presencia ocasional de labranzas. En tanto, que ello ocurre sólo en el 25 % de la superficie con siembra directa en USA. Esto significa que aproximadamente 16,8 millones de hectáreas de siembra directa en USA, reciben una labranza esporádicamente; situación que hace que los suelos estén constantemente en una fase de transición, por lo que los productores rurales, no llegan a experimentar todos los beneficios de esta mejor práctica.

Otra información importante que resalta Lorenzatti (LORENZATTI, 2006, pg. 113), es que, del área total en siembra directa, solamente una pequeña proporción (aproximadamente 450.000 hectáreas) es realizada en pequeñas propiedades, por parte de

200.000 agricultores (GARCIA-TORRES, BENITES, MARTINEZ-VILELA y HOLGADO CABRERA, 2003).

Este fenómeno se debe a que pocos países, por ejemplo, Brasil (CHADDAD, 2016), han invertido en investigación y desarrollo de tecnologías específicas para pequeños productores. En América del Sur, se puede afirmar que la siembra directa es la tecnología más importante adoptada en el MERCOSUR. Eugenio Cap (CAP, 2010) presenta resultados significativos en un estudio cuantitativo sobre el impacto económico de la siembra directa en Argentina, que reportan la historia de un éxito notable centrado alrededor del desarrollo, la adaptación a las condiciones agroecológicas nacionales y su adopción por los productores argentinos de un conjunto de tecnologías que se conocen como siembra directa.

En Brasil, la superficie en siembra directa pasó de 1 millón de hectáreas en 1990 a 21,86 millones para la campaña 2003/2004. En el mismo período la adopción de siembra directa en Argentina pasó de 300.000 hectáreas a más de 16 millones; y en Paraguay sucedió algo semejante al pasar de 10.000 hectáreas a 1,5 millones de hectáreas. En los países del MERCOSUR la siembra directa ha registrado aumentos de 20 veces desde el año 1987 al año 1997 (de 0,67 para 13,95 millones de hectáreas) en comparación con un aumento de 4,6 veces del área en USA (de 4,05 para 18,62 millones de hectáreas) en el mismo período. Posteriormente, del año 1997 al año 2004, los países del MERCOSUR experimentaron una expansión de 184% de la superficie en siembra directa (de 13,95 millones a 39,65 millones de hectáreas) contra un aumento de apenas 27% en USA (de 18,62 a 23,70 millones de hectáreas).

Entre los países (LORENZATTI, 2006, pg. 117) que probablemente continúen experimentando los mayores incrementos (tasas de adopción) en siembra directa, en los próximos años, se encuentren Brasil y Argentina. Según algunas estimaciones recientes se espera que en un futuro no muy lejano la siembra directa permanente cubra más del 85% de la superficie cultivada en estos países. En consecuencia, es esperable que Argentina y Brasil continúen liderando el nivel de crecimiento de la siembra directa a nivel mundial. En cambio, en USA, no se espera una adopción importante en los próximos años, aunque un pequeño y constante aumento del área en siembra directa será probablemente observada.

Lorenzatti también indica que (LORENZATTI, 2006, pg. 117) Australia es otra de las regiones en la cual la agricultura de conservación y las mejores prácticas agrícolas, experimentaron un crecimiento constante en cantidad y calidad, debido a razones técnicas

como un mejor almacenamiento de agua y mejor conservación de suelos, pero principalmente por razones económicas (economía de mano de obra, de combustibles, y de inversión en maquinaria), así como por la presencia de organizaciones de agricultores que difunden las mejores prácticas, (RUTTAN, 1994, 2006) y (RUTTAN y HAYAMI, 2011), como es el caso de WANTFA (*Western Australian No Tillage Farmers Association*). El caso de Europa es importante porque allí se percibe que las mejores prácticas tienen un gran potencial, pero su crecimiento en la mayoría de los países, especialmente en España e Italia, es incipiente. Además, para los próximos años, las tasas de adopción esperadas para estas prácticas son muy bajas, debido a que los agricultores reciben una serie de incentivos a través de los subsidios de la Unión Europea, que desincentivan el uso de nuevas prácticas para la preparación y manejo de suelos.

Con respecto al caso de Asia (LORENZATTI, 2006, pg. 118), Lorenzatti reporta que parecen tener un problema especial en ajustar y adaptar tecnologías agrícolas como la siembra directa. Sin embargo, se ve un notable progreso en algunos países (por ejemplo, el Norte de India, Paquistán, Bangladesh y Nepal), lo cual parece estar relacionado con la presencia y acción de instituciones que promueven las mejores prácticas en la agricultura. También, parece haber un aumento importante en China, si bien no hay estadísticas precisas. Por su parte, África es un continente en donde las mejores prácticas de gestión en agricultura vinculadas con la siembra directa están presentes de una manera muy incipiente (RUTTAN, 2006).

### **3.3.2.2. Las mejores prácticas de gestión en agricultura en Argentina**

Eugenio Cap (CAP, 2010), señala que, si bien la historia del desarrollo de la siembra directa comienza en la década del año 1970, la adopción de la siembra directa se inicia recién en el año 1991 y luego, cinco años después, las autoridades gubernamentales autorizan la comercialización de los materiales de soja tolerantes al glifosato, genéticamente modificados. Entre los años 1991 – 2008, se registra una duplicación del área sembrada con granos y oleaginosas en nuestro país. Este formidable incremento de la productividad es atribuible al aporte del flujo incesante de innovaciones tecnológicas generadas por actores públicos y privados del sector agrario.

Según lo reportado por Iván Ordoñez (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 40) la Argentina es uno de los principales productores agrícolas del planeta, ocupando el quinto lugar, en el ranking de producción total y área sembrada de granos del mundo, pero, además, de incentivarse la producción de cereales, se podría transformar en el cuarto productor del

planeta, en menos de dos campañas, apenas detrás de Brasil.

Lorenzatti (LORENZATTI, 2006, pg. 119) destaca que, en Argentina, si bien la actividad agrícola se ha caracterizado por evolucionar, igual que en otras partes del mundo, desde la agricultura convencional hacia nuevos paradigmas agrícolas como la siembra directa, a partir del año 1993, se produjeron cambios claves que facilitaron la expansión territorial de ésta. Particularmente, los siguientes factores contribuyeron a este fenómeno de expansión:

- 1) El paquete tecnológico necesario para este tipo de siembra, estuvo disponible y finalmente adaptado a las condiciones propias de la región del cono sur.
- 2) Los precios de los fertilizantes y pesticidas (insumos estratégicos para la siembra directa) sufrieron una notoria baja que hizo rentable su implementación.
- 3) La asociación de productores AAPRESID desarrolló un programa de difusión muy ilustrativo y eficiente, logrando que los productores agropecuarios, pudieran adoptar sin serios inconvenientes, estas mejores prácticas de gestión en la agricultura.
- 4) Gran parte de los esquemas de producción se fueron estructurando en redes de contratos de arrendamientos y prestación de servicios, combinando siembra directa y soja, haciendo que las empresas mejoren su *performance* operativa a gran escala.
- 5) Pero, en contraposición, este avance de la siembra directa se dio con un incremento relativo mucho mayor de la soja sobre otros cultivos, lo cual disminuyó la necesaria rotación de cultivos.

En cuanto a la desagregación de la zona cultivada, Lorenzatti (LORENZATTI, 2006, pg. 120) puntualiza que las provincias de la República Argentina que poseen mayor superficie en siembra directa son Córdoba, Santa Fe, y Buenos Aires. Sin embargo, mientras en las dos primeras el porcentaje de adopción del sistema es superior al 65%, en la tercera la importancia relativa de la siembra directa es inferior al 50%.

Esta situación se observa en todo el proceso evolutivo de la siembra directa en Argentina, dónde la principal provincia en cuanto a superficie de siembra es la de menor ritmo de adopción y menor cantidad relativa (entre las principales provincias agrícolas). Por su parte, Córdoba y Santa Fe fueron las provincias pioneras en la adopción del sistema.

También Lorenzatti destaca que (LORENZATTI, 2006, pg. 121) otras provincias como Entre Ríos, Santiago del Estero, Salta, y Tucumán en estos últimos años, han tenido un avance notable en cuanto a la adopción de este sistema, superando actualmente el 70% de la superficie en siembra directa, también, las provincias del Chaco y La Pampa tienen un nivel de adopción en torno al 30 - 40%, y se espera que estos niveles se incrementen.

El resto de las provincias, tienen niveles de adopción variable, aunque son de menor importancia en cuanto a superficie total cultivable. Si el análisis se realiza por cultivo, la soja (principal cultivo en Argentina) es la que evidencia mayor superficie en términos netos y relativos, con un porcentaje cercano al 80% en siembra directa. Le sigue maíz, con un 65% de adopción, en tanto que trigo y sorgo están rondando el 50%. El cultivo más rezagado es el girasol (menos del 30%) situación que se mantuvo en todo el proceso evolutivo de la siembra directa en Argentina.

A partir de estas cifras puedo inferir que la siembra directa es una realidad que avanza en diferentes zonas de nuestro país, al igual que en otros países del continente americano (del sur), como Brasil, Paraguay, Bolivia, Uruguay, y en menor medida en Chile.

Reportes técnicos públicos difundidos por AAPRESID señalan que, del total mundial de hectáreas cultivadas con siembra directa, aproximadamente la mitad corresponde a países de América Latina, y de ellas el 50% están en Argentina (AAPRESID, 2021).

Otro aspecto que Lorenzatti (LORENZATTI, 2006, pg. 121) considera en forma particular es el aporte que la siembra directa hace en la creación y captura de valor. La adopción de este sistema de producción permite subir los pisos de rendimientos mínimos (brindando mayor estabilidad en la producción) y a la vez permite subir los rendimientos máximos (aprovechando los años con mejores precipitaciones). Además, a esto, debe sumarse el contexto de disminución de los costos productivos, comparado con sistemas convencionales de siembra.

### **3.3.2.3. Las mejores prácticas de gestión en la cuenca del río Carcarañá**

En la cuenca del río Carcarañá (área de estudio de esta tesis) la principal actividad productiva es la agrícola y entre los principales cultivos se encuentran el trigo, avena, cebada, girasol, maní, maíz y alfalfa. Pero, (PORTAPILA, MARIN, OMELIANIUK, ORTA y ESCOBAR, 2015) a partir del año 1990 se viene registrando un avance del monocultivo de soja en toda la cuenca. Este avance se acentuó después de la crisis del año 2001 donde el tipo de cambio logró favorecer este tipo de cultivo y sus derivados.

La actividad económica de los agricultores en la cuenca está organizada por dos tipos de estructuras productivas bien diferenciadas. Un primer tipo de estructura se caracteriza por la integración vertical, siendo el propio productor quien explota directamente el recurso y el otro tipo de estructura se caracteriza por desarrollarse a partir de una conformación en red de agentes económicos vinculados por una multiplicidad de contratos.

Esta estructura, denominada “pool de siembra” y la principal diferencia que tiene con la

anterior, es que los propietarios ceden su uso a terceros, transfiriendo, parte de la rentabilidad como así también el riesgo y sus relaciones se regulan mediante contratos. Pool de siembra es cualquiera de las combinaciones posibles por las que el cultivo se lleva adelante. Una forma frecuente es la combinación del dueño de la tierra, un contratista y un ingeniero agrónomo, que convienen una producción aportando cada uno sus recursos (tierra, labores e insumos respectivamente) y se reparten utilidades de acuerdo a su participación (EXT\_INTA, 2022). Entre las principales características de los pools de siembra podemos encontrar que: El organizador propone un plan de actividades de siembra y, una vez armado, se lo ofrece a potenciales inversores. La tierra en la que se siembra es de terceros y la contratación es arrendamiento u aparcería. Las labores son realizadas por contratistas de la zona y la comercialización se realiza a través de determinados acopiadores, industriales o exportadores. El fondo tiene una calificación de riesgo, la cual es exigida por la Comisión Nacional de Valores y efectuada por una calificadora de riesgo (EXT\_INTA, 2022).

Según Ordoñez (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 90), el pool de siembra, resulta ser una forma de financiar una operación con capital, de manera asociada. En este esquema, distintos inversores que inicialmente no pertenecen al proyecto aportan dinero compartiendo los tres riesgos clave del negocio con el productor: climático, de precios y operativo. Esta segunda estructura posee un alto grado de desintegración vertical, está compuesta por un grupo heterogéneo pero especializado de proveedores de servicios e insumos que cuentan con maquinaria específica y conocimiento sobre tecnologías innovadoras.

Según Uranga (URANGA, 2017, pg. 26) el término, pool de siembra, se utiliza para definir a una reunión de bienes y servicios que pertenecen a varios actores del sector (o no) de escalas y formas jurídicas muy diferentes, con el objetivo de hacer una actividad agrícola durante un periodo determinado teniendo como meta obtener el mayor beneficio económico. Aquí se recurre a un formato particular de coordinación de la actividad económica, la organización en red. La misma consiste en un modelo de comunicación e intercambio recíprocos, en el que una unidad es dependiente de los recursos controlados por otra y experimentan ganancias por hacer *pooling* de recursos.

Uranga (URANGA, 2017, pg. 26), también destaca que la naturaleza personalizada de las relaciones comerciales de esta red, generan oportunidades difíciles de obtener a través del mercado o la integración vertical y a pesar de la diversidad de sus formas, es posible distinguir los siguientes rasgos principales de los pools de siembra:



1) Se caracterizan por ser unidades con baja propiedad de capital fijo, pero en cambio, son gestionados por un grupo altamente capacitado de profesionales con conocimientos relevantes de las nuevas tecnologías de la producción.

2) Aunque pueden diferir de tamaño, dado que la superficie explotada puede ir de 1.000 has a 50.000 has, las grandes escalas permiten mejorar la rentabilidad por el lado de los costos, y por ello el rol del productor pasa a ser cada vez más gerencial que físico.

3) Se desarrollan por la financiación de capitales que provienen tanto del ámbito agropecuario como del financiero, externos del sector, por lo que exige una rentabilidad mínima para poder ser atractivas frente a otras opciones de inversión.

4) Producen bajo un régimen de alta diversificación tanto de zonas, como de actividades y cultivos, para reducir al mínimo, posible la exposición a los riesgos, como adversidades climáticas o variaciones de precios futuros.

5) La relación entre actores se articula a través de contratos o instrumentos jurídicos que pueden remitirse a una campaña o extenderse a una continuidad establecida por sucesivos ciclos agrícolas.

Según lo reportado por Ordoñez (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 94) en base a estudios privados del comportamiento financiero de los productores agropecuarios, se pudo estimar que, a inicios del año 2000, los inversores privados llegaron a representar más del 20%. Así surgieron en Argentina, empresas que además de operar en el país se extendieron a Bolivia, Uruguay, Paraguay y Brasil, tal como es el caso de las empresas: *El Tejar, Adecoagro y Los Grobo, Agropecuaria*. *El Tejar y Adecoagro*, además de intensificar su negocio en la producción agrícola, extendió sus actividades a los negocios inmobiliarios rurales y a la reconversión de tierra no agrícola a tierra agrícola. (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 98).

Por otra parte. *Los Grobo, Agropecuaria*, combinó su área de producción en tierra totalmente arrendada, con su división de provisión de servicios a productores, entre los que se contaban venta de insumos, asistencia comercial, logística para mover y guardar granos y la asistencia financiera a otros productores.

Ordoñez también reporta que (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 98), durante los periodos de las décadas del 90 y del 2000, se aceleró el pasaje de productores propietarios a productores de alquiler, y de estos a su vez a gestores de activos financieros aplicados a los agronegocios. Así, además de registrarse un crecimiento económico, la cadena productiva lograba alcanzar una importante optimización en todos sus eslabones.

A continuación, en este apartado, utilizando la metodología de casos de estudio, analizaré, la operatoria de *Los Grobo, Agropecuaria*, la cual, a través de su red de sucursales, tiene asiento en gran parte de la cuenca del río Carcarañá.

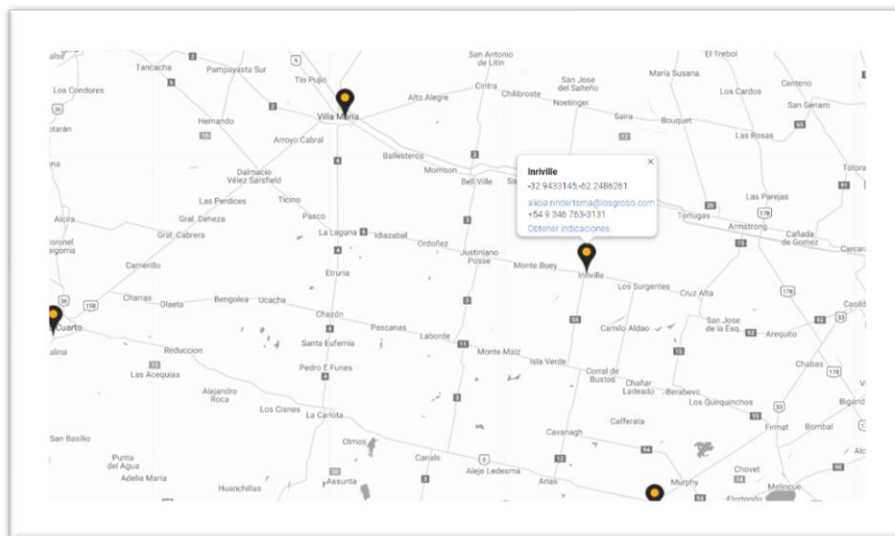
El estudio del Caso de *Los Grobo, Agropecuaria*, es importante no sólo porque es una gran empresa que opera en la región de interés de esta tesis (cuenca del río Carcarañá), sino porque además esta compañía ha sido caso de estudio de distintas instituciones académicas, por lo que se cuenta, en la actualidad, con abundante información sobre su accionar.

Un primer estudio sistemático fue desarrollado en el año 2003, por los profesores Héctor Ordoñez y John Nichols (ORDOÑEZ y NICHOLS, 2003) de la Facultad de Agronomía de Universidad de Buenos Aires, Argentina y de la Universidad T&M de Texas, USA.

Lo siguieron en el año 2007, Andrew McAfee y Alexandra De Royere (McAFFE y de ROYERE, 2005), desde la Escuela de Negocios de Harvard, USA y también en el mismo año, desde la Universidad de San Andrés, Argentina, comenzaron a desarrollarse una serie de estudios (CABRINI, DIAZ HERMELO, FORTEZA y KOSACOFF, 2007), (URANGA, 2017) sobre esta organización.

Un detalle referido a los distintos estudios académicos realizados sobre la empresa se puede consultar en (LOGGROBO, 2009, pg. 34).

Figura 2: Ubicación de *Los Grobo, Agropecuaria*, en la Cuenca



Fuente: Elaboración propia en base a (LOGGROBO, 2021)

Sobre la operatoria de la Empresa y su vinculación con la región de la cuenca del río Carcarañá, es importante que realice un breve detalle sobre las operaciones logísticas y

distintos centros de acopio que realiza (LOSGROBO, 2021): posee un centro de procesamiento y tratamiento profesional de semillas en la localidad de Jesús María, provincia de Córdoba (3000 Ton), posee centros de acondicionamiento y almacenaje de granos en, la localidad de Hilario Lagos, provincia de La Pampa (15.000 Ton), la localidad de Chivilcoy, provincia de Buenos Aires (18.500 Ton), y la Ciudad de Carlos Casares, provincia de Buenos Aires (17.960 Ton), y posee una unidad de almacenaje, centro de consolidación y aduana en la Ciudad de San Miguel del Monte, provincia de Buenos Aires (43.400 Ton).

Además, opera con unidades de despacho y entregadores en los puertos de la ciudad de Rosario y la ciudad de La Plata y específicamente, las sucursales de la empresa que operan sobre el territorio de la cuenca, (<https://www.losgroboagropecuaria.com/sucursales/>) están ubicadas en las localidades de Inrville (provincia de Córdoba) y Venado Tuerto (provincia de Santa Fe), tal como se puede visualizar en la figura 2.

En la figura 3, se puede visualizar que el río Carcarañá nace en la Provincia de Córdoba, Argentina por la confluencia de los ríos Tercero (del cual es directa continuación) y Saladillo (nombre del curso inferior del río Cuarto).

Figura 3: Detalle de ubicación de las sucursales *Los Grobo, Agropecuaria* en la Cuenca



Fuente: Elaboración propia en base a (LOSGROBO, 2021)

Luego, este río, ingresa en la provincia de Santa Fe, a la que cruza desembocando en la localidad de Gaboto en el río Coronda, que a su vez lo hace en el río Paraná. El río Carcarañá, recibe el nombre luego de colectar el agua proveniente de las cuencas de los ríos Tercero y Saladillo, a las alturas de las localidades de Monte Buey y Bell Ville en la

Provincia de Córdoba. A la altura de Cruz Alta, ingresa en la Provincia de Santa Fe y fluye por su cauce bien definido recorriendo esta provincia. La red hidrográfica queda bien definida, con el río Carcarañá como curso principal y donde la vegetación es de gran porte en ambos márgenes, dada a la gran variabilidad de suelos con diferentes aptitudes agrícolas y ganaderas es ocupado principalmente por la agricultura, prevaleciendo el cultivo de soja y en menor escala las prácticas pecuarias (VENENCIO, 2007, pg. 27).

Como punto de partida de este estudio de caso, resalto la autopercepción de *Los Grobo Agropecuaria*, como empresa, que enuncia “Somos coordinadores de una red de proveedores competitivos, de altos estándares de calidad detrás de una visión compartida: Ser líderes mundiales de la red agroalimentaria por nuestra capacidad de entender el nuevo paradigma y proveer servicios innovadores” (LOS GROBO, 2009, pg. 16).

Esta autopercepción es importante porque nos está indicando la fuerte aspiración de la empresa por alinearse en un sistema global de agronegocios y de funcionar bajo los principios antes enunciados de la economía de los costos de transacción.

Esta empresa tiene sus orígenes en nuestro país, específicamente, en la localidad de Carlos Casares de la Provincia de Buenos Aires. En el año 1984, era una mediana empresa familiar y el núcleo de su negocio giraba en torno a 3500 has y su objetivo primordial fue aumentar la eficiencia y la productividad, trabajar sobre menores costos y mayores rindes. La actividad comercial se sustentó en el acopio de cereales, el almacenaje propio se estableció en 1985, con la compra de una planta de 1000 Ton.

En 1987 sumaron otra planta de 2000 Ton., luego a partir del año 1990 con la adquisición de otra planta de 5000 Ton. potenciaron aún más el negocio de granos (ORDOÑEZ y NICHOLS, 2003, pg. 17).

La demanda sostenida de granos que exhibió el mundo desde el año 1990, traccionó el crecimiento de la producción agrícola en Argentina, desde ese año hasta aproximadamente el año 2015, fenómeno que en el país no se había registrado en casi cincuenta años (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 49), ya que el área agrícola entre los años 1970 y 1990, no creció, manteniéndose entre los 16 y los 19 millones de hectáreas.

A partir de la campaña del año 2004, en el país se producía alrededor de 67 millones de toneladas de granos y se sembraban menos de 25 millones de hectáreas, pero a partir de la campaña de los años 2010/2011, (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 46) se siembran más de 30 millones de hectáreas y la producción de granos comerciales supera los 100 millones de toneladas.

La optimización de las funciones de producción consiste en la implementación de los

ajustes necesarios en las mismas para operar en la frontera de posibilidades de producción, para ello se requiere emplear la combinación más eficiente de los factores de producción, las innovaciones tecnológicas disponibles y su adopción por parte de los productores constituyen elementos esenciales en este proceso (CAP y GONZÁLEZ, 2004). En este sentido, *Los Grobo, Agropecuaria* (lo mismo que para otros productores importantes del sector), logran esta combinación eficiente de innovación tecnológica y la optimización de su gestión. Su estrategia se centró en la tercerización de actividades con productores locales o bien con socios inversores o prestadores de servicios, *Los Grobo, Agropecuaria*, así, para su expansión, se fue apoyando sobre el conocimiento y la experiencia que poseían los actores locales. De esta forma, la empresa llegó a sembrar 250.000 hectáreas en el año 2010, distribuidas en Argentina, Brasil, Uruguay y Paraguay (URANGA, 2017, pg. 28).

Al principio, dentro de las actividades comerciales desarrolladas por las sucursales, se encontraba la venta de insumos (fertilizantes, agroquímicos, semillas, etc.), pero el servicio se expandió, generando, en la actualidad, una red de agronegocios y servicios más allá de la provincia de Buenos Aires (URANGA, 2017, pg. 30).

Contando ya con una breve introducción referida a la operatoria comercial de *Los Grobo Agropecuaria* y su entorno en la cuenca del río Carcarañá, presento a continuación, un esquema de la estructura de gobernanza corporativa que se ha implementado en esta empresa, que luego nos servirá para realizar un análisis comparado en las próximas secciones.

Considerando los dos métodos clásicos para coordinar la producción (mercado y la jerarquía), Oliver Williamson, introduce un tercer método, que denomina: estructura híbrida. Este concepto le sirve para designar a aquella forma organizativa que se caracteriza por incentivos de intensidad intermedia, grado de estructura administrativa medio y capacidad intermedia de adaptación (URANGA, 2017, pg. 12).

También el propio Williamson, presenta dudas sobre la estabilidad temporal de esta estructura organizativa y, además, enuncia que se puede tratar de una forma de carácter transitorio que con el transcurrir del tiempo, tenderá a convertirse en una estructura totalmente de mercado o bien en una estructura jerárquica. Pero en ese estado transitorio, este tipo de estructura en comparación con el mercado sacrifica incentivos a favor de obtener una mayor coordinación entre partes y en comparación con la jerarquía, la estructura híbrida sacrifica cooperación a favor de mayor intensidad de los incentivos.

Ahora bien, frente a fallas de mercados (características de los países de mercados

emergentes) los agentes económicos tienen incentivos para actuar estratégicamente y obtener mayores beneficios personales, generando esto importantes problemas de asimetría de información. Es ésta, la razón fundamental de que la autonomía de los agentes económicos se suele reemplazar por dependencia de estructuras que tienden a ser más jerárquicas (URANGA, 2017, pg. 13). Aparece así, la estructura híbrida como alternativa de coordinación de la producción.

La empresa *Los Grobo, Agropecuaria*, se caracteriza por gestionar su negocio a través de una estructura híbrida de gobernanza corporativa en forma de red de negocios. Las formas híbridas, constituyen estructuras de gobernanza que no son claramente de mercado ni de integración vertical, las formas híbridas incluyen contratos entre firmas independientes, que buscan mantener una relación comercial de cooperación en plazos más o menos extendidos en el tiempo (ABADIA, 2007, pg. 48).

Esta organización se basa en un modelo de negocios donde el principal activo es el conocimiento de los asesores, los proveedores y los distintos actores que conforman la red. Además, es importante mencionar que los activos como maquinaria y tierra desempeñan en la estrategia de la empresa un papel secundario.

Esta idea de organización en red fue impulsada principalmente por la convicción de Gustavo Grobocopatel de que el crecimiento de la compañía debía originarse no dentro de sus fronteras sino afuera, la estrategia no pasa por comprar cada vez más tierras, sino cada vez menos, e incrementar la producción eficiente basándose en los activos de los distintos actores de la red (URANGA, 2017, pg. 29).

El desarrollo de una red de negocios implica un esquema organizativo que busque minimizar los costos de transacción, de forma de que esta red sea sostenible en el tiempo y además incorporar tecnología de información y comunicaciones. Una herramienta que ha resultado importante en este sentido, dada la extensa superficie trabajada y la diversidad de zonas geográficas, fue el desarrollo del *Grobosoft* (URANGA, 2017, pg. 31). Este software permitió la conectividad y disponibilidad de información entre todos los actores de la red y es utilizado como soporte para el almacenamiento y centralización de datos de los ciclos productivos, control de las distintas tareas y la descarga de los reportes necesarios para la toma de decisiones.

*Los Grobo, Agropecuaria*, es un claro exponente de que los agronegocios en Argentina han evolucionado hacia formas caracterizadas por organización en red, donde la figura tradicional del productor fue cediendo espacio a diferentes actores que comenzaron a desarrollar distintas actividades del ciclo productivo con la más variada gama de

contratos, siendo esto una nueva forma de coordinación vertical (LORENZATTI, 2007, pg. 34).

### **3.4. Las mejores prácticas de gestión y los permisos de contaminación negociables**

El desarrollo de la producción agrícola, en nuestro país, ha sido un elemento determinante del crecimiento económico y de expansión tanto en áreas de uso agropecuario, como del medio urbano, pero este proceso de crecimiento fue acompañado por algunos problemas tales como la aparición de fuentes de contaminación del aire, del agua superficial, del agua subterránea y de suelos.

Sin embargo, la siembra directa ha posibilitado un aumento de la productividad y a su vez una mitigación de la contaminación ambiental. Eugenio Cap, señala que los resultados que ha reportado en (CAP, 2010), son la expresión de impactos mensurables de un proceso que involucró el desarrollo, adaptación, difusión y adopción de un conjunto de tecnologías de producción agrícolas que fueron concebidas inicialmente para internalizar las externalidades negativas generadas a lo largo de décadas por las prácticas de labranza convencional, que comenzaban a manifestarse en forma de indicadores alarmantes del deterioro de la estructura del suelo, lo que a su vez, representaban una amenaza real a la sustentabilidad a largo plazo de la producción agrícola. También destaca la naturaleza del proceso social que llevó a los resultados observados, especialmente la manera en que un grupo muy diverso de actores trabajaron conjuntamente en la construcción de una red de innovación que evolucionó desde la identificación del problema hasta el desarrollo de una solución tecnológica.

Según lo señalado por Ordoñez (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 117) gracias a la experimentación y puesta en práctica de la siembra directa que comenzó en el año 1970, la calidad del suelo se elevó significativamente y luego de quince años de aplicación masiva, muchos campos, en la actualidad, ostentan calidades de suelo apenas inferiores a la que registraban a partir del año 1920.

A continuación, analizo la factibilidad de inducir cambios en la conducta de los agricultores, a partir de determinados incentivos económicos (MIRCHI, 2013, pg. 150), para lograr que adopten tecnologías más limpias (como la siembra directa), de forma tal que, aumenten la productividad, pero a su vez que mitiguen la contaminación agrícola de los recursos hídricos.

Uno de los principales problemas que enfrentan hoy los agronegocios no solo está relacionado con su impacto medioambiental, sino con la percepción de dicho impacto

(ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 286), no solamente es importante seguir las buenas prácticas agrícolas, sino también comunicarlas correctamente a quienes dudan de ellas, conviven en un entorno agrícola, o son ejes de decisión a nivel local y nacional.

### **3.4.1. Sinergia entre los mercados de calidad de aguas y las mejores prácticas de gestión en USA y Argentina**

Cuando analizo la temática referida a los mecanismos de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos en USA, una importante referencia la encuentro en (SHORTLE y ABLER, 1993) Estos autores, señalan que si bien, los agricultores no pueden controlar sus descargas con certeza, pueden optar por controles de producción y contaminación para influir en la distribución de probabilidades de los niveles posibles del escurrimiento.

Así (sin considerar los costos de transacción), recomiendan como medida para reducir la contaminación no puntual (contaminación de origen agrícola) implementar un incentivo sobre las prácticas de manejo de suelos, que pueda inducir al agricultor a seleccionar prácticas que puedan maximizar el beneficio social neto, pero a su vez que potencie su agronegocio. Sin ahondar en mayores detalles sobre los incentivos económicos concretos orientados a los agricultores, es importante que destaque esta “sinergia” que está presente en esta idea, ya que se plantea como política gubernamental, mejorar la productividad de los agronegocios y mejorar la calidad ambiental, mitigando la contaminación (CAMPBELL, HOLLINGSWORTH, y LINBERG, 1999).

Durante estas últimas décadas, (VALCU, 2013, pg. 9) los economistas ambientales, en USA, han estado estudiando el diseño de programas eficientes para abordar la contaminación del agua debido a las fuentes difusas de la agricultura.

Con el tiempo, se han propuesto diferentes opciones de políticas para mitigar las fuentes de contaminación no puntuales. Estas políticas se pueden caracterizar como programas voluntarios de comando y control, programas e instrumentos económicos tales como impuestos ambientales y de insumos y sistemas de permisos negociables. Los programas voluntarios se caracterizan por:

- 1) Acciones de autorregulación voluntarias emprendidas por los contaminadores.
- 2) Contratos negociados entre los reguladores ambientales y agentes contaminadores donde la participación está determinada por ambas partes.
- 3) Programas de gobierno voluntarios, donde una autoridad federal o estatal establece la elegibilidad y los criterios de recompensa.



Los programas de comando y control se han utilizado con éxito para regular fuentes puntuales de contaminación, pero, se han registrado algunos pocos intentos para regular las fuentes de contaminación difusas y se carece aún de un marco regulatorio integral y adecuado para estas.

Los programas de comando y control para fuentes no puntuales se pueden implementar mediante la exigencia a los agricultores a adoptar diferentes medidas para reducir las emisiones, como la implementación de mejores prácticas de conservación o manejo de suelos. Pero es de destacar que, la política tradicional de comando y control en USA, ha generado resultados insuficientes, es por lo que, actualmente la Agencia (EPA), cree que los enfoques basados en el mercado, como el comercio de la calidad del agua, brindan una mayor flexibilidad y pueden lograr metas de calidad de aguas y ahorros económicos sustanciales (NGUYEN, 2009, pg. 7).

Tom Tietenberg (TIETENBERG y LEWIS, 2015, pg. 488), reporta que prolifera la aplicación del comercio de calidad de aguas y USA acumula la mayor parte de programas activos a nivel mundial. De los 57 programas comerciales que existen en todo el mundo, todos menos seis de ellos están en los Estados Unidos. De estos programas existentes, 26 están activos, 21 están en desarrollo o en consideración y 10 están ahora inactivos. A partir del año 1996, la agencia de protección medioambiental (EPA), comenzó a explorar programas comerciales para el río Tar-Pamlico en Carolina del Norte, Long Island Sound, Chesapeake Bay y los ríos Snake y Lower Boise en Idaho.

La agencia (EPA) lleva cuantificado ya gran cantidad de proyectos de mercados de calidad de aguas (WQT), distribuidos entre los estados de Oregón, Nevada, Colorado, Minnesota, Wisconsin, Ohio, Alabama, Maryland, Pennsylvania, Virginia, Misisipi, Florida, North Carolina, South Carolina, Long Island y Connecticut.

En USA, la historia de los permisos de emisión transables, según lo reporta Sterner (STERNER, 2009, pg. 87) es aleccionadora. A partir del marco provisto por la Ley de Aire Limpio, se fue concibiendo la idea de que la participación más activa de los agentes contaminadores en la reducción de la contaminación y la posibilidad de intercambiar “permisos” entre fuentes que emitían más con fuentes que emitían menos, permitiría alcanzar los objetivos ambientales trazados por la Agencia (EPA).

Este enfoque abrió las puertas al crecimiento económico en áreas donde no se conseguían las metas ambientales y fue el comienzo de lo que se conoció como Programa de Transferencia de Emisiones. En teoría, un sistema de permisos negociables permite que las fuentes puntuales alcancen objetivos de descarga comprando reducciones de fuentes

no puntuales, el control de la contaminación se alcanza a menor costo.

Pero para que este mercado sea operativo, deben darse dos circunstancias tales como, que las fuentes puntuales y no puntuales contribuyan con montos significativos y conocidos del contaminante objetivo en una cuenca determinada y además que los costos marginales de reducir las descargas no puntuales sean menores que los costos de reducir las descargas puntuales.

También es importante destacar que este intercambio requiere de un enorme compromiso por parte de las autoridades en términos de costos de administración y adquisición de información básica para que se produzca. Si bien, podemos decir que en general, las licencias negociables no han sido el mecanismo de política preferido por los países para controlar la contaminación, USA le ha conferido a este instrumento un lugar destacado en sus programas de protección del medio ambiente.

En su mayoría, estas licencias se utilizan para controlar las emisiones que contaminan el aire, pero en la actualidad, los denominados mercados de calidad de agua están teniendo una aceptación creciente como mecanismo de control de la contaminación de los cuerpos de agua. Así, por ejemplo, Alí Mirchi (MIRCHI, 2013, pg. 150) señala que actualmente, determinados mecanismos flexibles como el comercio de la calidad del agua y los programas de compensación ambiental, pueden permitir a las partes interesadas dentro del sector agrícola reducir su impacto ambiental sin una pérdida considerable de utilidad y además aumentar aún más la eficiencia de la reducción de la contaminación por las descargas no puntuales.

Estos instrumentos de mercado como política potencial de gestión de la eutrofización deben analizarse junto con un modelo biofísico que (MIRCHI, 2013, pg. 152), a pesar de las limitaciones inherentes al modelado debido a la incertidumbre y la abstracción de los procesos naturales, puede caracterizar adecuadamente el transporte de contaminantes en el sistema hídrico.

También, este autor (MIRCHI, 2013, pg. 158) presenta un modelo de optimización agroeconómico basado en las buenas prácticas agrícolas (*Best Management Practices*). Este modelo utiliza la producción de cultivos de los principales tipos de cultivos en la cuenca del río Maumee (por ejemplo, maíz, soja y trigo) para estimar ingreso. Aquí, la función objetivo es maximizar la utilidad cumpliendo con restricciones ambientales sobre las cargas de nutrientes de la cuenca y los límites a la disponibilidad de tierra para buenas prácticas agrícolas. El desarrollo y la aplicación de este modelo de optimización, a la cuenca de Maumee, ha proporcionado información relevante sobre la reducción de cargas

de contaminación en la cuenca de Maumee. También permitió corroborar que la implementación coordinada de buenas prácticas agrícolas a escala de cuenca hídrica resulta rentable (MIRCHI, 2013, pg. 180).

En términos de rentabilidad y factibilidad de cumplir con la meta de control de la contaminación (Carga máxima total diaria para la cuenca, considerando la suma de las fuentes puntuales y no puntuales, (TMDL)), este esquema de implementación de buenas prácticas agrícolas es superior al caso en el que las subcuencas individuales procuren cumplir con la meta ambiental sin coordinación entre otras ellas.

El caso de estudio sobre la cuenca del río Maumee que presenta Alí Mirchi (MIRCHI, 2013, pg. 149), es un buen ejemplo casuístico que permite visualizar la sinergia presente entre los mercados de calidad de aguas y las buenas prácticas agrícolas en USA.

También resulta particularmente interesante la propuesta de Collentine (COLLENTINE, 2005), vinculada a los mecanismos de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos y que con el fin de mitigar altos costos de transacción y la incertidumbre propia de los mercados de calidad de aguas, propone como mecanismo un sistema de permisos de contaminación negociables constituido por tres tipos de mercados interrelacionados.

Así, el primero de ellos consiste en un mercado de créditos de reducción de descargas, o mercado primario de vendedores, donde un organismo cuantifica las reducciones mediante compras de créditos de reducción.

La función de este mercado es de identificar los costos de reducción y la curva de oferta para las medidas de reducción.

El segundo mercado es un mercado de compensación, también denominado el mercado primario de compradores, donde los descargadores con restricciones de elección pueden comprar permisos de una agencia en lugar de invertir en medidas de reducción. La función de este mercado es igualar los costos marginales de reducción de emisiones de las fuentes de descarga, ofreciendo permisos de descarga con un precio al costo marginal de reducción.

Finalmente, el tercer mercado es un intercambio de permisos de descarga, un mercado secundario donde las fuentes de descarga y otros actores pueden participar directamente en el mercado de transferencia de permisos.

En el mercado primario de vendedores podemos ver dos actores bien diferenciados. Por un lado, tenemos a los descargadores, es decir, aquellos que contaminan, los cuales con ayuda de la tecnología deberían reducir sus niveles de contaminación. Y, por otro lado,

está el estado, el cual se encarga de regular los permisos de contaminación (es decir, cuanto puede contaminar cada uno según sus permisos) y además regula la compraventa de estos permisos.

Adicionalmente, el estado puede actuar como financiador de proyectos para reducir las descargas de contaminantes en toda la cuenca hídrica. El mercado primario de compradores es muy similar al anterior, pero desde otro punto de vista. Los dos actores bien diferenciados en este mercado son una autoridad reguladora del lado de la oferta del mercado y los potenciales descargadores del lado de la demanda.

El bien negociado en el mercado es un conjunto limitado de derechos de propiedad, cuantificado como el volumen de descarga que es transferible de acuerdo con la aprobación del emisor.

En lo que respecta a nuestro país, existe por parte del sector agropecuario, una fuerte vocación por la innovación en la productividad, pero también existe una falta de coordinación sobre los incentivos planificados desde el Estado y destinados para el desarrollo de los agronegocios y para control de la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Así, por ejemplo, la implementación y sucesivo incremento de los derechos de exportación, conocidos popularmente como las retenciones (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 233), propició un fuerte conflicto entre el Estado y los agronegocios. El aspecto más conocido de esta implementación fue y es la excesiva presión impositiva que ejerce sobre todo el sistema, particularmente en la producción agropecuaria. Esta herramienta, al poco tiempo de implementada, fracasó en los objetivos de contención de los precios de los alimentos y aumento paulatino de las exportaciones, finalmente quedó relegada a ser solamente un instrumento de recaudación fiscal.

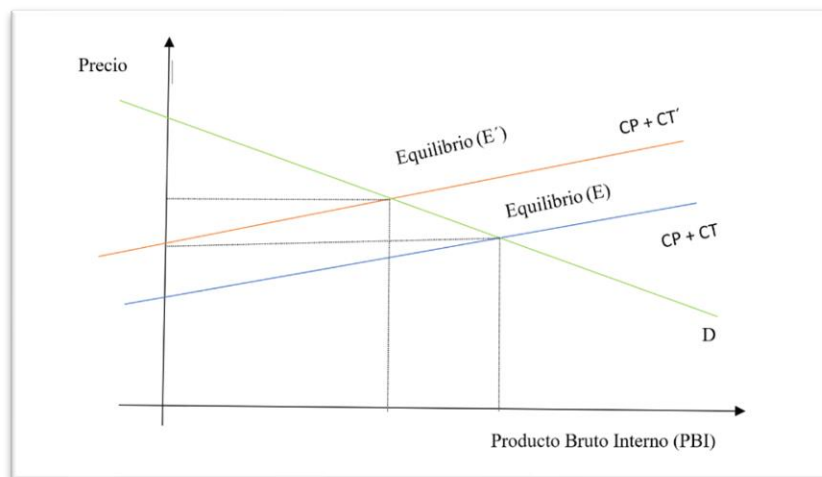
En este sentido, Ordoñez (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 171) considera que la gran cantidad de productores agropecuarios en relación con poca cantidad de empresas con capacidad de organizar la compleja logística de comprar los granos, procesarlos y enviarlos al exterior, es la principal causa de que las retenciones pagadas por los exportadores terminan impactando fuertemente en el nodo inicial del negocio agropecuario. Las retenciones actúan, como un freno al crecimiento del área agrícola total del país, ya que elevaron el piso de rentabilidad que debe tener el campo para hacerlo productivo.

### **3.4.2. Estudios cuantitativos complementarios sobre los costos de transacción**

Para el desarrollo de este apartado utilizo como referencia el trabajo de José María

Dagnino Pastore (DAGNINO PASTORE, 2007, pg. 24) sobre los costos de transacción en Argentina.

Figura 4: Costos de transacción artificiales e informalidad



Fuente: Elaboración propia en base a (DAGNINO PASTORE, 2007)

En este trabajo, este autor, emprende un estudio comparativo entre los costos de transacción de países desarrollados y países de mercados emergentes como Argentina.

Específicamente se refiere a la importancia que adquieren en el desarrollo de una economía de mercado los denominados costos artificiales, y el impacto económico que produce introducir una legislación errónea (en el sentido de que estas leyes aumentan artificialmente los costos de transacción y totales de operar en el mercado).

Profundizaré este concepto a continuación, con el fin de desarrollar el estudio comparativo entre los costos de transacción en USA y en Argentina. La figura 4, permite visualizar el efecto de una legislación errónea acumulada, producto de las fluctuaciones en políticas macroeconómicas aplicadas a un país. El eje horizontal referenciamos al PBI y en el eje vertical referenciamos a los costos y los precios. En la situación inicial, la curva de demanda  $D$  enfrenta la curva de oferta  $CP + CT$  (la composición de los costos de producción y los costos de transacción) y en un estado de equilibrio, en el punto  $E$ , la cantidad  $q$  es intercambiada al precio  $p$ . Aquí, los efectos de una legislación errónea implican un desplazamiento hacia arriba de la curva (marginal) de los costos de transacción y consecuentemente una suba de la curva de oferta.

Así, en la nueva posición de equilibrio, se intercambia una menor cantidad  $q$  a un precio mayor  $p$ . El impacto de una “mala ley” se traducirá en general, en un aumento de los

costos de transacción contabilizados y una disminución del PBI contabilizado (representado a precios constantes) y por lo tanto una excepción al comportamiento esperado de la razón CT/PBI (DAGNINO PASTORE, 2007, pg. 44). Bajo condiciones normales, los costos de operar formalmente son menores a los de hacerlo informalmente, pero, recién se visualizó que, la introducción de una mala ley genera un desplazamiento vertical de la curva de oferta formal y la consecuencia de que ahora es más caro (para igual cantidad) operar formalmente.

Esta situación me permite inferir que la legislación errónea acumulada posibilita el aumento de los costos de la oferta formal y potencia la oferta informal, al aumentar de forma artificial los costos de transacción en la economía.

Dagnino Pastore (DAGNINO PASTORE, 2007, pg. 51) reporta que las políticas macroeconómicas erráticas, a través de “malas leyes” genera elevados costos de transacción que, en vez de reflejar un ajuste óptimo de los métodos de gobernanza, son sólo una carga artificial. En el caso de los países de mercados emergentes la razón CT/PBI puede aumentar mientras que el PBI se contrae, contrastando esta situación con lo esperado por la teoría de los costos de transacción que postula que la positividad de la razón CT/PBI. Esta resulta ser una característica propia de nuestro país, en contraste con la evolución en el tiempo de la razón CT/PBI en USA.

Presento a continuación, una serie de ejemplos ilustrativos de “malas leyes” que generaron y generan altos costos de transacción.

Ordoñez, por ejemplo, reporta que el impacto de la instrumentación de la política pública de retenciones y cupos a las exportaciones, entre la franja temporal delimitada por los años 2008 al 2014, fue muy perjudicial para los productores (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 197) e implicó una reducción del área de los cultivos de trigo y maíz, la liquidación de ganado que redujo el stock nacional de cabezas y el cierre de tambos debido a que los ingresos no podían tolerar los costos.

Por otro lado, la ganancia para los consumidores argentinos fue bastante pobre. El rubro panificación, entre el año 2007 y el año 2014, subió 718%, la carne 661% y los lácteos 574%. Los tres grupos de alimentos subieron por encima de las estimaciones de la inflación, que para el mismo periodo fueron del 487%, de acuerdo con mediciones privadas. Los precios artificialmente bajos de los años que van desde el 2007 al 2012 dieron lugar a un precio del trigo artificialmente caro en el año 2013 (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 198). Resultado del poco incentivo a la siembra de este cereal, los argentinos pagaron el trigo más caro del mundo, por primera vez el precio interno

superaba al externo y eso permitió justificar subas de precios extraordinarios en los productos que lo utilizan como insumo, particularmente el pan.

Otro caso que resulta llamativo es el caso de la siembra del girasol (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 180), este cultivo comenzó a tributar retenciones casi al mismo nivel que la soja, cuando su rendimiento por hectárea tiende a ser más bajo y sus costos más altos, ya que demanda de un paquete tecnológico que requiere de semillas híbridas y una paleta de agroquímicos más voluminosa. Esto determinó que el área de girasol disminuyera año a año, pasando de un promedio de 3,5 millones de hectáreas a un mínimo histórico de 2 millones para la campaña 2013/14.

Otro ejemplo ilustrativo puntual, se puede visualizar en el cupo selectivo de las exportaciones, el cual incentivó la producción de animales cada vez más livianos. Un novillo liviano produce un cuero menos firme y más pequeño que el de un novillo pesado. Este cierre de las exportaciones impulsó la suba de los costos para las curtiembres (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 206) y de acuerdo con las estadísticas oficiales del Ministerio de Trabajo, la industria de las curtiembres tubo que reducir su dotación en 4500 empleados en el período 2006 – 2014, lo que resulta un 30 % del personal total que ocupa esta industria.

La economía de los costos de transacción enuncia que, cuando las organizaciones logran alinear los atributos de las transacciones con la estructura de gobernanza, los costos de transacción se reducen aumentando la eficiencia en la coordinación, y se estimulan nuevas inversiones especializadas, contribuyendo a una mayor competitividad en este plano. Pero también es importante que resalte que esta ganancia de competitividad en los mercados sintoniza con un contexto macroeconómico adecuado.

En nuestro país (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 230), la política del gobierno sólo ha profundizado la desconfianza entre el Estado y los productores, a partir de una serie de medidas inadecuadas (malas leyes) que van desde el marco regulatorio para el agro, pasando por el diseño tributario hasta la inversión en infraestructura económica y social. Cuando existe una alineación en los niveles macro–micro, de la economía de un país, tenemos la acción conjunta de distintos organismos administrativos, en la realización de una función (sinergia). Sinergia existente entre los niveles macro–micro, de USA y (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 231) ausente entre estos niveles en nuestro país.

Las notorias dificultades prácticas, de acuerdo con lo que reporta Dagnino Pastore (DAGNINO PASTORE, 2007, pg. 25) que existen para medir los costos de transacción hacen que se vuelva necesario emprender estudios que permitan tener una caracterización

más cuantitativa de estos costos en los distintos sectores de la economía y más específicamente en el sector agrario. En la literatura económica puede encontrarse trabajos que realizan investigaciones empíricas vinculadas a los costos de transacción para el sector agropecuario y algunos casos particularmente aplicados a la coordinación vertical. Puedo citar, por ejemplo, los trabajos de Hobbs (HOBBS, 1997) que intenta medir la importancia de los costos de transacción en el proceso de selección de canales que realizan los productores ganaderos en Reino Unido. Esta autora emplea un modelo TOBIT, utilizando información recogida de cien productores ganaderos. Los trabajos de Escobal D'Angelo (ESCOBAL D'ANGELO, 2000) quien estudia empíricamente los factores que determinan las estrategias de vinculación al mercado de productores de papa en Perú, con especial énfasis en analizar la influencia de los costos de transacción en el comportamiento de los hogares rurales y recurre a una serie de modelos LOGIT. También resulta interesante los trabajos de Imre Ferto y Gábor Szabó (FERTO y SZABÓ, 2004) quienes investigan empíricamente los factores que influyen en la elección de los agricultores entre los canales de comercialización de frutas y verduras en Hungría, utilizando los fundamentos de la teoría de los costos de transacción. Estos autores intentan probar la hipótesis de que la decisión del productor cuando selecciona un canal de venta de sus frutas y hortalizas está influenciada por costos de transacción y activos específicos, para contrastarla realizan una encuesta a unos 66 productores que contestaron un formulario por correo. Los autores utilizan un modelo LOGIT MULTINOMIAL. Más recientemente, Samuel Bird (BIRT, 2018) realiza un estudio exploratorio de la relación entre variables cuantitativas, referido a los costos de transacción y su vinculación con la adopción de nuevas tecnologías agrarias por los productores africanos (Sur de Kenya), para lo cual recurre a una serie de modelos PROBIT y LOGIT MULTINOMIAL. Pero la literatura económica es casi nula en este tipo de estudios exploratorio de la relación entre variables cuantitativas, vinculadas con los costos de transacción en Argentina.

Específicamente en este ensayo, dado que no cuento con este tipo de estudios, continuaré desarrollando en estudio de caso analizando las distintas las distintas dimensiones de la transacción, como complemento.

A partir de las dimensiones de la transacción se puede realizar una aproximación conceptual a los costos de transacción diferenciales que determinan las distintas estructuras de gobernanza, Oliver Williamson, define tres dimensiones en las transacciones: la frecuencia, el grado o tipo de incertidumbre y la especificidad de los activos, siendo esta última la más relevante. (LORENZATTI, 2006, pg. 27).



Analizo ahora el funcionamiento, en el sector productivo, a través del esquema obtenido de la estructura corporativa de una empresa representativa del sector (*Los Grobo, Agropecuaria*) a través de estudio de caso. Contando con este esquema, presentado en la sección 3.3.2.3, pretendo indagar si resulta eficiente desde el punto de vista de minimizar los costos de transacción, en un entorno de mercados emergentes como lo es nuestro país, también utilizo como base para este análisis los siguientes trabajos de la Universidad de San Andrés (CABRINI, DIAZ HERMELO, FORTEZA y KOSACOFF, 2007), (URANGA, 2017).

De acuerdo con lo planteado anteriormente, tengo en cuenta que, para organizar las transacciones de una u otra forma es necesario analizar tres dimensiones: el grado de especificidad de los activos, la frecuencia y la incertidumbre con la que ocurren. A partir de este análisis, y de acuerdo con la teoría de la economía de los costos de transacción, es posible identificar la estructura de gobernanza más eficiente que reduce los costos asociados con estas transacciones.

Considerando la primera dimensión, analizo la especificidad de los activos, que en nuestro caso involucra a la actividad agrícola. Aquí, los principales activos son la tierra, los insumos (semillas, fertilizantes y agroquímicos) y la maquinaria. En el caso de la tierra, la especificidad de este activo es baja, dada la amplia disponibilidad de superficies aptas para ser sembradas en todo nuestro país. La oferta de tierras es amplia, con distintas calidades de suelo y sus respectivos precios y aunque los ciclos pueden caracterizarse como largos, en comparación con los procesos industriales, una vez sembrado el cultivo, se debe esperar alrededor de seis meses hasta que se desarrolla, se cosecha y luego puede optarse por cambiar de zona.

En cuanto al caso de los insumos, para las semillas, los agroquímicos y los fertilizantes, existen mercados muy desarrollados y la comercialización se da a través de un amplio conjunto de proveedores de distintos tamaños. De esta forma, la especificidad que podría originarse por el lado de los insumos resulta también mínima.

Además, en lo que respecta a la maquinaria, es importante destacar el avance tecnológico registrado en el sector agropecuario, lo que ha permitido que el diseño de máquinas para la agricultura puede considerarse estandarizado y que específicamente el país cuenta con una amplia disponibilidad de estos tipos de maquinaria en el mercado, por lo que, la especificidad de dicho activo también es baja (URANGA, 2017, pg. 33).

En lo que respecta a la segunda dimensión, la frecuencia, en el caso del sector agrícola, la frecuencia consiste en la regularidad con que se realizan las actividades de siembra,

cosecha, fumigación y otras necesarias para poder llevar adelante el desarrollo de los cultivos. Esta actividad se centra sobre los recursos naturales, cuya producción está sujeta a tiempos biológicos y contingencias aleatorias, esta frecuencia es relativamente baja.

Con respecto a la tercera dimensión, puedo decir que la incertidumbre que está presente en el proceso de producción agrícola es también relativamente baja, dado que el resultado se conoce y los procesos para llegar al mismo están estandarizados de forma completa. Pero también es importante que señale que, en este caso, la incertidumbre no proviene de la actividad en sí, sino del contexto (URANGA, 2017, pg. 37).

Finalmente, asociando estas cuestiones mediante un razonamiento lógico, puedo inferir que la estructura de gobernanza más eficiente, para la actividad agropecuaria debería regirse por el mecanismo de precios, desarrollando todas las transacciones a través del mercado, tal como, por ejemplo, ocurre con el mercado de *Chicago Board of Trade* de USA.

Esta conclusión es muy alentadora, dado que el mecanismo de precios es la base para el desarrollo de un mercado de calidad de aguas, como funciona en USA y el cual sería una posible solución al desafío de aumentar la producción agrícola y mitigar al mismo tiempo la contaminación ambiental.

Pero la estructura corporativa que ha adoptado, en la actualidad, *Los Grobo, Agropecuaria* no responde a este esquema. Si bien, la empresa, ha superado los desafíos referidos a la calidad (punto 3.2.1.1) y, además, ha implementado innovaciones tecnológicas y organizativas (punto 3.2.2.1). *Los Grobo, Agropecuaria*, se ha adaptado a los cambios realizando diseños institucionales, organizacionales y tecnológicos a partir de una estructura híbrida de gobernanza. Si bien, esta estructura híbrida resulta ser una forma organizativa subóptima (URANGA, 2017, pg. 43), también es cierto que *Los Grobo, Agropecuaria*, ha logrado alcanzar una combinación eficiente de innovación tecnológica y la optimización de su gestión.

Este estudio de caso, resulta ser un buen ejemplo de lo enunciado por Oliver Williamson, (WILLIAMSON, 1996 y 2007), quién señala que, en comparación con el mercado, las estructuras híbridas, sacrifican incentivos a favor de una mayor coordinación entre partes y en comparación con la jerarquía, el híbrido sacrifica cooperación a favor de mayor intensidad de los incentivos (WILLIAMSON, 2007, pg. 131), dada la relevancia de los costos de transacción.

Adicionalmente, cuando analizo los costos de transacción en Argentina y el ambiente institucional propio del sector agrario, me encuentro con un país que es parte del conjunto

de países emergentes que se caracterizan por costos de transacción artificialmente altos debido a las reglamentaciones gubernamentales que limitan la actividad productiva y que propician las actividades informales (DAGNINO PASTORE, 2007, pg. 24).

A partir del reporte de Dagnino Pastore, pareciera que el sistema legal, político y económico argentino, no es capaz de proveer un marco institucional sólido que garantice el desarrollo de las actividades de mercado a bajos costos de transacción, requeridos por un potencial mercado de calidad de aguas como mecanismo de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos.

Además, tengo en cuenta que si bien, los factores tales como el grado de especificidad de los activos, la frecuencia y la incertidumbre con la que ocurren las transacciones están dados de manera que *Los Grobo, Agropecuaria* tendrían que maximizar sus beneficios operando a través del mercado, en la práctica esto resulta complicado de implementar, por ello la empresa adopta una estructura de gobernanza corporativa alternativa conocida en la literatura económica como forma híbrida, particularmente diseñada a través de una red de negocios (URANGA, 2017, pg. 43).

Es importante que señale que Oliver Williamson, ha considerado al híbrido como “potencialmente dominante” para un determinado ambiente institucional propio de los países de mercados emergentes y también ha reportado las dudas que tiene sobre la estabilidad temporal de esta forma de organización (forma híbrida) y la visualiza como un estado transitorio, que eventualmente va a convertirse en una estructura totalmente de mercado o jerarquía, pero, esta estructura, para el caso de *Los Grobo, Agropecuaria*, ha resultado ser la forma más eficiente de organizar la actividad productiva, logrando alcanzar una combinación eficiente de innovación tecnológica y la optimización de su gestión (URANGA, 2017, pg. 44), en un contexto donde los costos de transacción son relevantes.

También es importante que destaque que, en nuestro país, se ha avanzado en forma considerable sobre otros aspectos que sintonizan con el tipo de enfoque adoptado en los sistemas de permisos negociables: la innovación tecnológica y la certificación ambiental de actividades agrícolas. Así, la certificación ambiental del proceso productivo de siembra directa intenta ser un mecanismo de información resumida y precisa que sea la base para una mejor gestión agronómica (productiva y ambiental), y a la vez le permite al consumidor conocer las características del proceso productivo, a través de conocimientos de basamento científico.

Destaco que, a partir del año 2016, en la Provincia de Córdoba de nuestro país, se reglamentó (PROVINCIA DE CÓRDOBA, 2016), a través de su Ministerio de Agricultura y Ganadería, un Programa de Buenas Prácticas Agrícolas (BMP), que provee de determinados incentivos económicos a aquellos productores que hayan certificado a través de AAPRESID, (AAPRESID, 2021).

Las BMP que se han implementado en la provincia de Córdoba son perfectamente compatibles con la mitigación de la contaminación agrícola de los recursos hídricos, ya propician:

- 1) Cooperación entre productores: a través de la participación en grupos de productores como lo es AAPRESID
- 2) Rotación de cultivos: manteniendo intensidad y diversidad que brinde sustentabilidad al sistema ambiental y económico del productor.
- 3) Fertilización: a través del análisis de suelo y agua para diagnosticar y tomar decisiones responsables.
- 4) Plan ganadero: a través de la realización de la actividad ganadera bajo las practicas sustentables adecuadas.
- 5) Conservación de suelos: a través de la planificación de las actividades y labores productivas respetando el suelo. La no remoción es una de las principales prácticas sustentables de conservación.
- 6) Praderas: a través de la utilización de cultivos perennes para producción de forraje que controle la erosión, el consumo de agua, la fertilidad, etc.
- 7) Capacitaciones periódicas de técnicos, operarios, productores y administrativos.

Lo importante de todas las prácticas citadas anteriormente es que invitan a todos los productores que certifican a entrar en un círculo de superación.

Contar con este desarrollo incipiente de la institucionalización de las buenas prácticas de gestión en la agricultura, resulta positivo para la mitigación de la contaminación agrícola de los recursos hídricos y además, potencia el desarrollo pleno de los agronegocios.

### **3.5. Conclusiones y trabajos futuros**

En la práctica, la gran mayoría de los países ha optado por controlar la contaminación por la vía de los impuestos y no por medio de licencias negociables. Cabe suponer que esto se debe a que los impuestos son un instrumento de política más conocido que puede aplicarse utilizando los mecanismos administrativos existentes. Sin embargo, es previsible que el uso de licencias negociables seguirá creciendo, quizás a una tasa más

acelerada, en USA, país que se destaca entre los países industriales por preferir las licencias negociables a las ecotasas, y con menor entusiasmo y a un ritmo más lento en los países de mercados emergentes como la Argentina.

Los resultados obtenidos hasta el momento con los diversos programas adoptados en USA han sido positivos. Por lo general, en los países en desarrollo se puede observar un mayor interés en experimentar con estas licencias y lograr que los incentivos destinados a la mejora de la economía de los agronegocios posibiliten también un beneficio medioambiental (MIRCHI, 2013, pg. 150).

En este contexto dado de agronegocios, el comercio de derechos de emisión posibilita que, el conjunto de los actores intervinientes, en dicho mercado, reduzcan colectivamente la contaminación agrícola de los recursos hídricos, incorporando a su vez, buenas prácticas agrícolas (BMP) en sus esquemas productivos.

En cuanto a nuestro país, se ha avanzado muy poco sobre esta idea de internalizar las externalidades negativas (contaminación de aguas) generadas por la producción agraria, con instrumentos de mercado, a pesar contar con una participación activa del sector agrario en los procesos de globalización de los agronegocios.

Uno de los efectos menos mencionados del proceso de apertura económica de los años 90 y la globalización del comercio de bienes (bienes + políticas) consiste precisamente en la transformación en TRANSABLES de casi la totalidad de los productos agropecuarios (CAP, 2011), cuestión que estaba reservada a un grupo relativamente pequeño de “commodities” tradicionales. Esta circunstancia refuerza significativamente el argumento de la factibilidad de la internalización “pigouviana” de los costos de generación de bienes públicos y de externalidades negativas vinculadas al medio ambiente.

Además, el sector agropecuario ha conseguido significativos avances sobre las buenas prácticas agrícolas y su certificación, cuestión esencial para la instrumentación de un sistema de licencias de contaminación negociables.

La certificación, desde una visión más amplia que involucra a la sociedad en su conjunto, tiene las ventajas de:

- 1) promover la adopción de un sistema productivo orientado por la combinación eficiente de innovación tecnológica y la optimización de su gestión

- 2) proponer a las empresas que lo adopten a una auditoria social de su proceso productivo.

Además, en el plano operativo y de implementación del sistema de certificación propuesto se dan una serie de circunstancias que hacen factible implementarlo en el contexto actual:

- 1) Internacionalmente, Argentina en general y AAPRESID, en particular son vistas como referentes en cuestiones vinculadas a la agricultura.
- 2) La siembra directa es una tecnología claramente superadora, con gran expansión en el sistema agropecuario argentino.
- 3) Argentina es un país en el cual el sector agroalimentario concentra una importante porción de la generación de divisas; con una clara conducta exportadora de agroalimentos. En consecuencia, un sistema de certificación en agricultura iría en línea con la estrategia del sector.
- 4) Existen experiencias previas exitosas en la implementación de esquemas de producción relacionados a la producción primaria, lo cual es un antecedente de trascendencia, y asegura un cierto grado de conocimiento en el consumidor respecto a los sistemas de certificación de productos y procesos en actividades primarias, relacionadas con el uso de recursos naturales.
- 5) Existen tanto, los conocimientos, científico/técnicos para el uso práctico de *BMP* e indicadores de salud de suelos, desarrollados por organismos de investigación públicos de prestigio reconocido nacional e internacional (INTA, INTI).
- 6) Se evidencia un interés creciente en los problemas ambientales asociados a la producción primaria de alimentos, dentro de los cuales se destacan los referentes al recurso suelo.
- 7) A nivel empresarial agropecuario, existen crecientes demandas de conocimientos y tecnologías que permitan hacer una gestión agronómica y ambiental más profesional y menos intuitiva.

Es importante que también destaque que, en el caso analizado (LOS GROBO) las actividades que la compañía no integra verticalmente (dado que establecer la infraestructura interna implicaría costos irre recuperables), las subcontrata. Pero la relación que establece esta empresa, con los contratistas, como así también con los clientes, es una relación de red. Esto permitió constituir un grupo muy diverso de actores que trabajaron (y trabajan) conjuntamente en la construcción de una red de innovación que ha evolucionado desde la identificación del problema hasta el desarrollo de una solución tecnológica.

Si bien, tal como lo define el propio Williamson (Williamson, 2007, 131), los híbridos son estructuras transitorias que terminarán es una estructura de mercado, con el fin de alcanzar un mayor grado de eficiencia (tal como ocurre en el sector agrícola de USA).

En el caso argentino, los híbridos han resultado ser la forma más eficiente de organización

del sector agrícola actual, logrando una combinación eficiente de innovación tecnológica y la optimización de su gestión, en un contexto propio de los mercados emergentes, donde los costos de transacción son relevantes.

Como primera conclusión importante de este ensayo, referida a la pregunta orientadora de esta investigación sobre si los costos de transacción, en países de mercados emergentes como Argentina, tienen una mayor incidencia que en el caso de USA (para los mecanismos de internalización de la contaminación de aguas), puedo responder que a partir del estudio de caso y utilizando el modelo de costos de transacción como alternativa de análisis, se visualiza que estos costos son relevantes, que existe además el fenómeno particular de los costos de transacción artificiales, que aumentan aún más su valor de referencia. Entonces, puedo inferir que existen serios obstáculos para el diseño e implementación de un mercado de calidad de aguas como mecanismo de internalización de la contaminación de aguas, pero esta inferencia es acotada, ya que para obtener una respuesta más general debería llevar adelante algunos estudios cuantitativos complementarios.

Un camino posible a seguir sería el adoptado por Samuel Bird (BIRD, 2018) quien realiza un análisis exploratorio de la relación entre variables cuantitativas vinculadas con los costos de transacción, la adopción de tecnologías “estado del arte” y los subsidios estatales destinados a la producción agraria en África (sur de Kenya) y a partir del uso de algunos modelos estadísticos (LOGIT y PROBIT) y de una serie de encuestas específicas realizadas a los productores, puede brindar una respuesta más general frente a la pregunta sobre la incidencia de los costos de transacción en los mercados emergentes (específicamente en lo relacionado con la producción agraria). Este camino queda como una futura línea de investigación.

Otra conclusión importante a la que puedo arribar, referida a la pregunta orientadora de esta investigación sobre si los objetivos de maximizar beneficios de los agentes económicos (agricultores) convergen con los objetivos ambientales trazados para los mecanismos de internalización de la contaminación de aguas en una cuenca de nuestro país, puedo decir que, a partir del contexto actual y el estado de desarrollo de los agronegocios en Argentina, la certificación de las buenas prácticas agrícolas resulta ser el primer paso obligado hacia la concreción de un mecanismo de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos, donde convergen los intereses de los agricultores y los intereses ambientales de la comunidad.

Aunque los siguientes pasos aún no se han implementado en nuestro país, a partir de la certificación, creo que podemos aspirar al diseño e implementación de mecanismos de internalización de las externalidades negativas generadas por la producción agraria tal como se vienen desarrollando en USA.

### 3.6. Referencias:

- 1) AAPRESID (2021), Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa, disponible en: <https://www.aapresid.org.ar/>
- 2) ABADIA, M. B. (2010), **Calidad y Competitividad en Empresas Agroalimentarias Argentinas**. Tesis de Máster en Agronegocios y Alimentos. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Escuela para Graduados "Alberto Soriano".
- 3) AGRONEG (2021), **Programa de Agronegocios y Alimentos de la Facultad de Agronomía**, de la Universidad de Buenos Aires, disponible en: <https://agronegocios.agro.uba.ar/>
- 4) AG-UCEMA (2022), Programa de Maestría en Agronegocios, Universidad del CEMA, disponible en: <https://ucema.edu.ar/posgrado/maestria-en-agronegocios>
- 5) ARRUÑADA Benito (1998), **Teoría Contractual de la Empresa**, Ed. Marcial Pons, Madrid, España.
- 6) BIRD, Samuel (2018), **Transaction Costs, Technology Adoption, and Input Subsidies in African Agriculture: Theory and Evidence from Western Kenya**, WHITEPAPER, University of California, Davis, USA, disponible en: <https://sites.google.com/view/samuelsbird>
- 7) BROUSSEAU, E. and GLACHANT, J. (2008), **New Institutional Economics: A Guidebook**, Ed. Cambridge University Press, Cambridge, USA.
- 8) CAFFERA, Marcelo (2018), **Economía Ambiental: Notas de Clase**, en: <http://www2.um.edu.uy/marcaffera/docencia/Econom%C3%ADa%20Ambiental%20Intermedia/Notas-de-clase-Economia-Ambiental-Intermedia-Libro2018.pdf>
- 9) CABRINI, S., DIAZ HERMELO, F., FORTEZA, J. y KOSACOFF, B. (2007), **Los Grobo, Estudio de Caso**, Universidad de San Andrés, disponible en: [https://www.grupolosgrobo.com/uploads/documents/CasoLosGrobo\\_SANANDRES\\_Esp.pdf](https://www.grupolosgrobo.com/uploads/documents/CasoLosGrobo_SANANDRES_Esp.pdf)



- 10) CAMPBELL, J., HOLLINGSWORTH, R. and LINBERG P. (1999), **Governance of the American Economy**, Cambridge University Press, New York, USA.
- 11) CAP, E. y GONZALEZ P. (2004), **La Adopción de Tecnología y la Optimización de su Gestión como fuente de crecimiento de la Economía Argentina**, <http://www.fediap.com.ar/administracion/pdfs/Adopci%F3n%20de%20tecnolog%EDa%20como%20fuente%20del%20crecimiento%20de%20la%20econom%EDa%20Argentina.pdf>
- 12) CAP, Eugenio (2010), **El impacto de la siembra directa en la Argentina**, Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria (ANAV), disponible en: [https://repositoriosdigitales.mincyt.gob.ar/vufind/Record/SEDICI\\_4ad63c32bb9abb5fb69a49d75c62085d](https://repositoriosdigitales.mincyt.gob.ar/vufind/Record/SEDICI_4ad63c32bb9abb5fb69a49d75c62085d)
- 13) CAP, Eugenio (2011), **Identificación de demandantes y potenciales beneficiarios de tecnologías generables por instituciones públicas de investigación agropecuaria**, Diálogo XXVIII, Prospección de la demanda y evaluación del impacto en la investigación agrícola, disponible en: <https://inta.gob.ar/documentos/identificacion-de-demandantes-y-potenciales-beneficiarios-de-tecnologias-generables-por-las-instituciones-publicas-de-investigacion-agropecuaria>
- 14) CASTELLARIN, J., SÁNCHEZ, J., HERRERA, L. A., CASIELLO, F. A., VENENCIO, M.V., y PAPA, J.C. (2013), **Caracterización de la sostenibilidad socio-productiva y ambiental en áreas representativas de la cuenca del río Carcarañá, al sur de la Provincia de Santa Fe**, Agua Subterránea, Recurso Estratégico, Tomo I, pg. 330 – 334, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/103624>.
- 15) CEAG (2022), Centro de Agronegocios y Alimentos, (UA) Facultad de Ciencias Empresariales, <https://www.austral.edu.ar/cienciasempresariales/agronegocios/>
- 16) COASE, R. H. (1994), **Essay on Economics and Economists**, Ed. The University Chicago Press, Chicago, USA.
- 17) COLLENTINE, D. (2005), **Including Non-point Sources in a Water Quality Trading Permit Program**, Water Science & Technology, Vol. 51, No. 3-4, 2005, pp. 47-53, IWA Publishing.
- 18) CHADDAD, Favio (2016), **The Economics and Organization of Brazilian Agriculture: Recent Evolution and Productivity Gains**, Ed. EISEVIER, London, UK.

- 19) CORDOBA (Provincia de Córdoba, 2016), Argentina, **Programa de Buenas Prácticas Agropecuarias (BPAs)**, sitio web: <https://www.cba.gov.ar/programa-provincial-de-buenas-practicas-agropecuarias-bpas/>.
- 20) DAGNINO PASTORE, J. M. (2007), **Economía Pública: Colección de Ensayos**, en: <https://repositorio.uca.edu.ar/bitstream/123456789/2365/1/economia-publica-coleccion-de-ensayos.pdf>
- 21) DE ALMEIDA Luciana Florêncio (2008), **Ambiente institucional e contratos de crédito agrícola: três estudos críticos**, Ph.D. Thesis, Universidad de São Paulo, São Paulo, Brasil.
- 22) ESCOBAL D'ANGELO, J. (2000), **Costos de Transacción en la Agricultura peruana. Una primera aproximación a su medición e impacto**, Documento de Trabajo N° 30, GRADE, Lima, Perú.
- 23) EXT\_INTA (2022), en: <https://anterior.inta.gov.ar/extension/finan/tool/pool.htm>
- 24) FATCHAMPS, Marcel (2004), **Market Institutions in Sub-saharan Africa: Theory and Evidence**, Ed. The MIT Press, Massachusetts, USA.
- 25) FERTO, I. y SZABÓ, G. (2002), **The Choice of Supply Channels in Hungarian Fruit and Vegetable Sector**, Economics of Contracts in Agriculture, Second Annual Workshop, July.
- 26) FIELD, B. and FIELD, M. K. (2017), **Environmental Economics. An Introduction**, 7<sup>th</sup> Edition, Ed. McGraw-Hill/Irwin, USA.
- 27) FRANK, Robert H. (2006), **Microeconomics and Behavior**, 7<sup>th</sup> Edition, Ed. McGraw-Hill, USA.
- 28) GARCÍA-TORRES, L., BENITES, J., MARTÍNEZ-VILELA, A. y HOLGADO-CABRERA, A. (2003), **Conservation Agriculture: Environment, Farmers Experiences, Innovations, Socio-economy, Policy**, Ed. Springer, Netherlands.
- 29) HOBBS, J. (1997), **Measuring the importance of transaction costs in cattle Marketing**, American Journal Agricultural Economics, No. 79, November.
- 30) INDEC (2016), **Anuario Estadístico de la República Argentina 2016**, (Instituto Nacional de Estadística y Censos), Buenos Aires, Argentina, 2016. Disponible en: <https://www.indec.gov.ar/>
- 31) LALALEO JÁCOME, R. D. (2009), **Incidencia de los contratos de abastecimiento de papa para la industria de chips sobre el diseño de las empresas proveedoras. El Caso Pepsico Argentina**. Tesis de Máster en

- Agronegocios y Alimentos. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Escuela para Graduados "Alberto Soriano".
- 32) LORENZATTI, S. (2006). **Factibilidad de implementación de un certificado de agricultura sustentable como herramienta de diferenciación del proceso productivo de siembra directa.** Tesis de Máster en Agronegocios y Alimentos. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Escuela para Graduados "Alberto Soriano".
  - 33) LOS GROBO (2009), **25 años imaginado y construyendo el futuro**, [https://www.grupolosgrobo.com/uploads/documents/LosGrobo\\_25anos.pdf](https://www.grupolosgrobo.com/uploads/documents/LosGrobo_25anos.pdf).
  - 34) LOS GROBO (2021), **Los Grobo, Agropecuaria:** disponible en: <https://www.losgroboagropecuaria.com/>
  - 35) McAFFE, A. y de ROYERE, A. (2005), **Los Grobo**, Business School - Case Nro. 9-606-014, en: <https://www.hbs.edu/faculty/Pages/item.aspx?num=32889>
  - 36) MEDEMA Steven G. (1998), **Coasean Economics: Law and Economics and the New Institutional Economics**, Ed. Springer Science & Business Media, LLC, New York, USA.
  - 37) NICHOLSON, Walter (2005), **Microeconomic Theory, Basic Principles and extensions**, 9<sup>th</sup> Edition, Ed. Thomson South-Western, USA.
  - 38) MIRCHI, Alí (2013), **System Dynamics Modeling as a Quantitative – Qualitative Framework for Sustainable Water Resources Management: Insights for Water Quality Policy in the Great Lake Region**, Ph. D. Thesis, Michigan Technological University, Michigan, USA.
  - 39) NGUYEN, Nga P. (2009), **A Stochastic Agent-Based Market Model for Water Quality Trading using Evolutionary Simulation Techniques**, Ph. D. Thesis, University of Pennsylvania, Pennsylvania, USA.
  - 40) NGUYEN, N., SHORTLE, J., REED, P., y NGUYEN, T.T. (2013), **How well do water quality trading markets work with asymmetric information, uncertainty, and transaction costs?** Nov. 24, 2013, Global Water Forum: [www.globalwaterforum.org](http://www.globalwaterforum.org)
  - 41) NICCHI, Fernando (2008), **De Granjeros, Subastas y Energía: Asignación de derechos de propiedad sobre bienes de uso colectivo mediante subastas**, Tesis Doctoral, Pontificia Universidad Católica Argentina, Buenos Aires, Argentina.
  - 42) NORTH, Douglas (1990), **Institutions, Institutional Changes and Economic Performance**, Ed. Cambridge University Press, Cambridge, USA.

- 43) ORDÓÑEZ, Héctor (2002), **La Nueva Economía y Negocios Agroalimentarios**. Material de clases para la Maestría en Agronegocios y Alimentos, PAA (Programa de Agronegocios y Alimentos). FAUBA. Buenos Aires: Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires.
- 44) ORDÓÑEZ, H. y NICHOLS J, (2003), **El caso Los Grobo**, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires y Texas A&M University, en: [https://www.grupolosgrobo.com/uploads/documents/CasoLosGrobo\\_TEXAS\\_Esp.pdf](https://www.grupolosgrobo.com/uploads/documents/CasoLosGrobo_TEXAS_Esp.pdf)
- 45) ORDOÑEZ, I., y SENESI, S. (2015), **Campo: El sueño de una Argentina verde y Competitiva**, Ed. AGUILAR, Buenos Aires, Argentina.
- 46) OSTROM Elinor (1992), **Governing the Commons, the evolution of institutions for Collective action**, Ed. Cambridge University Press, Cambridge, USA.
- 47) OSTROM E., GARDNER R. and WALKER J. (2006), **Rules, Games, and Common-pool Resources**, Ed. The University of Michigan Press, Ann Arbor, USA.
- 48) PARELLADA, G. and EKBOIR, J. (2000), **Análisis del sistema argentino de investigación agropecuaria**, Documento de trabajo 03-02, Programa de economía del CIMMYT/BID, México.
- 49) PARKIN Michael (2010), **Microeconomics**, 9<sup>th</sup> Edition, Ed. Addison-Wesley, New York, USA.
- 50) PALAU, Héctor (2005), **Agronegocios de ganados y carnes en la Argentina: restricciones y limitaciones al diseño e implementación de sistemas de aseguramiento de origen y calidad. Estudio de caso múltiple**. Tesis de Máster en Agronegocios y Alimentos. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Escuela para Graduados "Alberto Soriano".
- 51) PINDYCK R. and RUBINFELD D. (2010), **Microeconomics**, Ed. Pearson Education, New York, USA.
- 52) PORTAPILA, M.I., MARÍN, J.C., OMELIANIUK, S., ORTA, M.V., y ESCOBAR, H. (2015), **Desarrollo de Capacidades para Monitorear la Calidad del Agua en Comunidades Vulnerables en Argentina**, WATERLAT-GOBACIT Networks; WATERLAT-GOBACIT Working Papers; 2;13; 12-2015;17-109.

- 53) RUTTAN, V. (1994), **Agriculture, Environment, and Health sustainable Development in the 21<sup>st</sup> Century**, Ed. University of Minnesota Press, Minneapolis, USA.
- 54) RUTTAN, V. (2006), **Social Science Knowledge and Economic Development: An Institutional Design Perspective**, University of Michigan Press, New York, USA.
- 55) RUTTAN, V. and HAYAMI, Y. (2011), **Can Economic Growth Be Sustained?** Ed. Oxford University Press, New York, USA.
- 56) SAMUELSON, P. and NORDHAUS W. (2010), **Economics**, 19<sup>th</sup> Edition, Ed. McGraw-Hill/Irwin, USA.
- 57) SENESI, S. y PALAU, H. (2020), **Oliver Williamson, una breve reseña de su vida**. En: <https://agronegocios.agro.uba.ar/wp-content/uploads/2020/05/Oliver-Williamson-1932-2020.pdf>
- 58) SHORTLE James S. y ABLER David G. (1993), **Environmental Policies for agricultural pollution control**, Ed. CABI Publishing, New York, USA.
- 59) SHORTLE, James (2013), **Economics and Environmental Markets: Lessons from Water Quality Trading**, Agricultural and Resource Economics Review, Vol. 42 Issue 1, pg. 57-74, USA.
- 60) STERNER, Thomas (2007), **Instrumentos de Política Económica para el manejo del ambiente y los recursos naturales**, CATIE, Costa Rica, en: <http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/handle/11554/3418>
- 61) STIGLITZ, J. E. (2000), **Economics of the Public Sector**, 3<sup>nd</sup> Edition, Ed. Norton & Company, New York, USA.
- 62) TIETENBERG, T. y LEWIS L. (2015), **Environmental and Natural Resource Economics**, 10<sup>th</sup> Edition. Ed. Pearson Education, USA. GLOBAL EDITION, en: <http://ndl.ethernet.edu.et/bitstream/123456789/35263/1/28.pdf>.
- 63) URANGA, Josefina (2017), **Testeando la Teoría de Williamson en países emergentes: Los Grobo en Argentina**, Tesis de Licenciatura en Economía, Universidad de San Andrés, Argentina.
- 64) SOLBRIG, O., PAARLBERG, R., and DI CASTRI, F. (2001), **Globalization and the Rural Environment**, Ed. Harvard University Press, Cambridge, USA.A.
- 65) VALCU, Adriana M. (2013), **Agricultural nonpoint source pollution and water quality trading: empirical analysis under imperfect cost information and measurement error**, Ph. D. Thesis, Iowa State University, Ames, Iowa, USA.

- 66) VARIAN, Hal (2010), **Intermediate Microeconomics. A modern approach**, 8<sup>th</sup> Edition, Ed. Norton and Company Inc., USA.
- 67) WILLIAMSON, Oliver (2007), **The Economic Institutions of Capitalism: Firms, Markets, Relational Contracting**, The Free Press, New York, USA.
- 68) WILLIAMSON, Oliver (1996), **The Mechanisms of Governance**, Oxford University Press. New York, USA.
- 69) YACUZZI, Enrique (2005), **El Estudio de Caso como Metodología de Investigación: Teoría, Mecanismos Causales, Validación**, Universidad del CEMA. En: <https://ucema.edu.ar/publicaciones/download/documentos/296.pdf>
- 70) YIN, R.K. (2003), **Case Study Research: Design and methods**, 3<sup>rd</sup> Ed. Newbery Park: SAGE Publications, USA.
- 71) ZYLBERSZTAJN Decio (1995), **Estruturas de Governança e Coordenação do Agribusiness: Uma Aplicação da Nova Economia das Instituições**, Ph.D. Thesis, Universidad de São Paulo, São Paulo, Brasil.



## **CAPÍTULO 4: La institucionalidad hídrica y la internalización de la problemática de la contaminación de aguas en Argentina y USA**

### **4.1. Introducción a la temática de este ensayo**

En los ensayos anteriores he podido visualizar la relevancia que adquiere los costos de transacción en la constitución y funcionamiento de un mercado de calidad de aguas, también visualicé la naturaleza de los costos de transacción en los países de mercados emergentes y puntualmente en Argentina. Una razón, que he analizado y que genera importantes diferencias entre los desempeños económicos de los países desarrollados y los países de mercados emergentes, se funda en la existencia de los costos de transacción artificiales, que se suman a los costos de transacción propiamente dichos y a los costos de producción. Así, un sistema institucional que funciona correctamente, en donde los derechos de propiedad están claramente definidos y ocurre un alto grado de cumplimiento de estos, genera las condiciones necesarias para que los costos de transacción sean bajos. Esto fomenta mayores niveles de especialización dentro de la economía, que facilitan el flujo de bienes y servicios, lo que, a su vez, incrementa la productividad total del sistema económico y mejora el bienestar de la sociedad. Al contar con costos de transacción bajos que se suman a los costos de producción, las instituciones potencian la competitividad de las firmas. Los bajos costos de las transacciones están íntimamente relacionados con la vigencia del sistema legal y del ambiente institucional, por lo que, una baja incertidumbre institucional, claras reglas de juego, alto cumplimiento de las leyes y plena vigencia de un estado de derecho, conducen a mayor competitividad económica, pues reducen los costos del intercambio.

En este tercer ensayo emprendo un estudio comparativo de las leyes fundamentales, reglamentaciones y autoridades de aplicación que atañen a la regulación y el control de la contaminación de aguas Argentina y USA. Además, analizo el manejo de la contaminación en algunas cuencas hídricas de USA, donde se ha alcanzado éxitos significativos, en la internalización de las externalidades negativas producidas por la producción agraria, aplicando instrumentos de mercado, conjuntamente con una cuenca de nuestro país, (cuenca del río Carcarañá).



#### **4.1.1. La metodología de trabajo aplicadas en este ensayo**

La metodología de los casos de estudio es la que adopto en este ensayo. Aquí, es importante que vuelva a señalar que los casos de estudio, (YIN, 2003, página 9), no representan a una muestra de una población o de un universo concreto, por lo que no son generalizables estadísticamente, sino que son usados en proposiciones teóricas, dado que mi objetivo es ampliar y generalizar teorías y no enumerar frecuencias. Con respecto a la utilización de diseños de casos únicos o múltiples, el mismo autor (YIN, 2003, página 11) destaca que el diseño del caso único es justificable bajo ciertas condiciones tales como: cuando el caso representa un test crítico de una teoría existente, o cuando el caso es un evento raro o único, o bien cuando el caso sirve a fines revelatorios. La alternativa, el diseño de estudio de caso múltiple, es particularmente útil en el testeo de teorías. De esta manera, el caso múltiple de estudio es usado para determinar si la teoría se sostiene bajo condiciones y parámetros específicos, pero, sin hacer extensiva esta generalización analítica a una generalización estadística (YACUZZI, 2005, pg. 9).

En este ensayo buscaré mediante el estudio de casos en Argentina y USA, aplicar la proposición teórica formulada por Ostrom y colaboradores referida a los principios del buen diseño institucional necesarios para gestionan los recursos de uso común (RUC) de manera eficiente y perdurable en el tiempo. La finalidad de este trabajo es realizar un estudio comparado de algunos casos de gestión de cuencas en Argentina y USA, y a partir del estudio comparado aprender de los significativos éxitos de aplicación de instrumentos de mercado para el control de la contaminación de los casos de USA, con el fin de poder aprovechar este aprendizaje para una cuenca de nuestro país.

Para desarrollar tal estudio comparativo, el marco teórico adoptado es el que provee la hidrogeología (FETTER C. W. Jr., 2014) y la hidrología comparada como disciplinas (ORSOLINI, ZIMMERMANN y BASILE, 2000), la economía ambiental (FIELD y FIELD, 2017) y los principios de diseño característicos de la administración “robusta” de los recursos de uso común (que en nuestro caso se trata del recurso hídrico), enunciados por Elinor Ostrom (OSTROM, 1990) y (OSTROM, 1999).

En el desarrollo que sigue, me van a guiar algunas preguntas orientadoras de investigación que buscaré responder. De acuerdo con lo plateado por Lawrence Boland (BOLAND, 2003, pg. 244), aquí las preguntas orientadoras de la investigación son parte de un proceso continuo de intentar aprender y encontrar errores en nuestro conocimiento.

Pregunta 1) *¿La administración “robusta” de los recursos de uso común (agua) permite inferir si los costos de transacción son relevantes en una o más cuencas de estudio?*

En los ensayos anteriores he podido inferir que los elevados costos de transacción, propios de los países de mercados emergentes, pueden hacer inviable la propuesta de desarrollar un marco de control y regulación de la contaminación agrícola mediante instrumentos de mercado. En este ensayo, analizaré el grado de gobernabilidad de una cuenca y su influencia en los costos de transacción que podrían obstaculizar el desarrollo de un mercado de calidad de aguas, explorando el funcionamiento de los principios de diseño característicos de la administración de cuencas en Argentina y en USA. Para analizar el grado de gobernabilidad, definiré y utilizaré un indicador de gobernanza.

Pregunta 2) *¿Los objetivos ambientales trazados por una administración de cuenca “robusta” convergen con los objetivos trazados por los mecanismos de internalización de la contaminación de aguas en la misma cuenca?*

Los principios del buen diseño institucional permiten instrumentar objetivos ambientales y podrían posibilitar la minimización de los costos de transacción, sí, los objetivos ambientales, fijados por la autoridad competente de la administración de la cuenca (el ente regulador) quedan explicitados de una forma clara, precisa y vinculados con la estrategia de internalización de la contaminación de aguas. En este ensayo, a través del estudio comparado de la gestión de cuencas, trataré de responder a la pregunta sobre si los objetivos ambientales trazados por una administración “robusta” de cuenca convergen con los objetivos trazados por los mecanismos de internalización de la contaminación de aguas en la misma cuenca.

Elinor Ostrom y colaboradores (OSTROM, 1990, 1999) han demostrado ampliamente, a través del estudio de casos, que es posible encontrar comunidades en las cuales la administración de los recursos naturales es sostenible en el tiempo y en la mayoría de estos casos, estas comunidades poseen reglas y normas adecuadas para el gobierno de los bienes de uso común. En base a estos estudios empíricos formularon los ocho principios para el diseño de instituciones robustas y duraderas para el manejo de estos recursos que minimizan la probabilidad de su agotamiento.

Los casos de administración de cuencas hídricas con desempeño robusto cumplen, en general, con los ocho principios enunciados y los intentos de administración que derivan en fracasos institucionales no satisfacen la mayoría de estos principios, también podemos decir que aquellos casos donde se manifiesta un desempeño frágil cumplen con alrededor de la mitad de los ocho principios (COLE y MC GINNIS, 2015, pg. 319).

Si bien en la actualidad, no se cuenta con un indicador, unánime aceptado por los economistas ambientales, para medir la gobernanza de una comunidad (NTULI, 2015,

pg. 63) y (DA SILVA FILHO, 2005, pg. 38). Para los propósitos de este ensayo y tomando como base lo desarrollado por Ostrom y colaboradores, utilizaré los ocho principios de diseño para generar un indicador de gobernanza, el cual tomará la forma, según la ecuación (4.1) de un indicador aritmético de ponderaciones equivalentes, (DA SILVA FILHO, 2005, pg. 35), (NTULI, 2015, pg. 64) y (CUBA CRUZ, 2018, pg. 31), donde otorgo a cada principio de diseño el mismo peso dentro del indicador. Finalmente, ajustaré este indicador de forma tal que sus valores se encuentren entre 0 y 1. Así, queda definida la expresión matemática para generar dicho indicador:

$$In\_Gov = \sum_{j=1}^8 0.125 * PR_j \quad (4.1)$$

Donde,  $PR_j$ , es una variable que puede tomar el valor de 1 si perfectamente cumple con el principio, de 0,5, si lo cumple de manera parcial, o de 0 si no lo cumple. Al computar la sumatoria, generaré un indicador  $In\_Gov$ , que se encuentra entre 0 y 1, donde 1 significa que la comunidad cumple con los ocho principios propuestos por Ostrom y se podría conjeturar que cuenta con una gobernanza sólida, con bajos costos de transacción, mientras que 0 significa que no cumple ningún principio y podría inferir un nivel de gobierno débil, propenso a generar costos elevados de transacción. Así, los aspectos particulares de la estructura institucional impactan sobre las expectativas de los agentes económicos, porque facilitan o bien obstaculizan su operatoria en la explotación del recurso común.

#### **4.1.3. Los principios de diseño característicos de los RUC**

Aquí, abordo la problemática de la contaminación agrícola de los recursos hídricos, desde una perspectiva institucional, pero lo cual voy a indagar sobre los mecanismos que permiten la gobernanza eficiente de este recurso de uso común (RUC). En la tabla 1, presento un resumen de los ocho principios, enunciados por Elinor Ostrom (OSTROM, 1990, pg. 90), que caracterizan el buen diseño institucional destinado a gestionar los recursos de uso común. A continuación, tomando como base (OSTROM, 1990, pg. 91), desarrollo un detalle de cada uno de estos principios de diseño, adaptados al recurso de interés de este ensayo, la administración de cuencas hídricas:

1) Límites claramente establecidos: Los individuos u hogares con derechos a retirar

unidades de recursos del RUC y los límites del recurso en sí, están claramente definidos.

Tabla 1, Principios de diseño característicos

<b>1.- Límites claramente establecidos (PR<sub>1</sub>)</b>	Los individuos o familias con derechos a extraer unidades de recursos del sistema de RUC deben estar definidos con claridad, al igual que los límites del propio sistema de RUC.
<b>2.- Congruencia entre las reglas de apropiación y provisión y las condiciones locales (PR<sub>2</sub>)</b>	Las reglas de apropiación que restringen el tiempo, el lugar, la tecnología, la cantidad de unidades de recurso se relacionan con las condiciones locales y con las reglas de provisión que requieren trabajo, materiales y/o dinero.
<b>3.- Acuerdos de elección colectiva (PR<sub>3</sub>)</b>	La mayoría de los individuos afectados por las reglas operacionales pueden participar en su modificación.
<b>4.- Monitoreo y reporte (PR<sub>4</sub>)</b>	Quienes monitorean de manera activa las condiciones del RUC y el comportamiento de los apropiadores rinden cuenta a los apropiadores o son apropiadores ellos mismos.
<b>5.- Sanciones graduadas (PR<sub>5</sub>)</b>	Los apropiadores que violan las reglas operativas reciben sanciones graduadas (dependiendo de la gravedad y del contexto de la infracción) por parte de otros apropiadores, funcionarios correspondientes o ambos.
<b>6.- Mecanismos de solución de conflictos (PR<sub>6</sub>)</b>	Los apropiadores y sus autoridades tienen acceso rápido a instancias locales para resolver a bajo costo conflictos entre apropiadores o entre éstos y los funcionarios.
<b>7.- Gobierno Reconocido (PR<sub>7</sub>)</b>	Reconocimiento mínimo de los derechos de la organización entre los usuarios del RUC.
<b>8.- Sistemas Anidados (PR<sub>8</sub>)</b>	Las actividades de apropiación, provisión, monitoreo, aplicación de las normas, resolución de conflictos y gobernanza están organizadas en múltiples niveles de entidades anidadas.

Fuente: Elaboración propia en base a (OSTROM, 1990, 1999)

La definición de los límites del RUC y de aquellos autorizados para usarlos se puede considerar como la primera etapa en la organización de la acción colectiva. En la medida en que los límites de un recurso y/o los individuos que pueden usar el recurso sean inciertos, nadie sabrá qué se está administrando y para quienes. Si no se definen los límites de un recurso común dado los usuarios locales corren el riesgo de que cualquier beneficio que se genera gracias a sus esfuerzos, sea cosechado por individuos que no contribuyeron a dichos esfuerzos. En el peor de los casos, las acciones de otros pueden destruir el recurso común. Por lo tanto, para que los usuarios tengan un interés mínimo en coordinar sus patrones de apropiación y provisión, algún conjunto de usuarios tiene que ser capaz de excluir a otros del acceso y de los derechos de uso. Si existe un número significativo de usuarios potenciales y si hay una gran demanda del recurso, el potencial destructivo de todos los usuarios que se beneficien libremente de un RUC podría llevar a la destrucción del recurso y de la organización que intenta administrarlo.

2) Congruencia entre las reglas de apropiación y de provisión y de las condiciones locales: Las reglas de uso que restringen el tiempo, lugar, tecnología y/o cantidad de unidades del recurso, están relacionadas con las condiciones locales y con las reglas que norman la provisión de trabajo, materiales y/o dineros requeridos para mantener el recurso y la organización. A menos que el número de individuos autorizados para usar un RUC sea tan pequeño que sus patrones de uso no afecten negativamente a los demás, quienes utilizan los recursos, por lo general, diseñan al menos algunas reglas relativas a la cantidad y variedad de productos que se pueden usar y el periodo en que se efectuará dicho uso. Cuando las reglas están bien adaptadas a la situación concreta, ellas ayudaran a explicar la persistencia del recurso. Las reglas uniformes establecidas para todo un país o una gran región pocas veces toman en cuenta los atributos específicos de un recurso, los cuales si son considerados al diseñar reglas de uso para un lugar determinado.

3) Acuerdos de elección colectiva: La mayoría de los individuos que se ven afectados por las reglas operacionales pueden participar en la modificación de éstas. Las instituciones de RUC que ponen en práctica este principio están en condiciones de adaptar de una mejor manera las reglas a las circunstancias locales. Los individuos que interactúan entre sí y con el mundo físico, pueden ir modificando las reglas a lo largo del tiempo, de manera que se adecúen mejor a las características específicas del entorno. Los usuarios que han diseñado instituciones de RUC que se caracterizan por estos tres primeros principios (límites claramente definidos, reglas adecuadas y participación de los usuarios en la

elección colectiva) deberían ser capaces de diseñar un buen conjunto de reglas y además mantener relativamente bajos los costos de cambiar dichas reglas. La presencia de buenas reglas, no obstante, no garantiza que los usuarios las respeten. El hecho de que hayan sido los propios usuarios los que diseñaron las reglas, tampoco es suficiente para explicar el que dichas reglas sean respetadas por individuos que estuvieron involucrados en el acuerdo original. Ello incluso no explica adecuadamente el respeto continuo de las reglas por los individuos que directamente las diseñaron. En muchos casos de administración de RUC con mayor permanencia en el tiempo, no hay autoridad externa que tenga la suficiente presencia como para jugar algún rol en el cumplimiento diario de las reglas de uso. En consecuencia, no se puede utilizar la fiscalización de las reglas por medios externos para explicar altos niveles de cumplimiento. En todos los casos que han perdurado en el tiempo, es bastante aparente la presencia de inversiones activas de esfuerzos en las tareas de supervisar y sancionar el cumplimiento de las reglas. Esto nos lleva a considerar el cuarto y el quinto principio de diseño.

4) Monitoreo y reporte (supervisión): Los supervisores, quienes auditan activamente las condiciones de los RUC y el comportamiento de los usuarios son responsables ante los usuarios y/o son los mismos usuarios.

5) Sanciones graduadas: Es probable que los usuarios que violan reglas operacionales reciban sanciones graduales (dependiendo de la seriedad y del contexto de la ofensa) de parte de los otros usuarios, de funcionarios responsables ante los usuarios o de ambos. En instituciones que han permanecido durante largo tiempo, la supervisión y las sanciones son efectuadas principalmente por los mismos participantes. Las sanciones iniciales utilizadas en estos sistemas también son sorprendentemente leves. Aunque con frecuencia se presume que los participantes no dedicarán tiempo ni esfuerzos a supervisar y sancionar el desempeño de los demás, se ha presentado importante evidencia empírica de que estos se hacen cargo de ambas cosas y escenarios. Para explicar los altos niveles de compromiso observados en muchos RUC sostenibles en el tiempo, la fiscalización externa es altamente irrelevante. Los usuarios de los RUC crean su propio sistema interno de fiscalización del cumplimiento con el fin de poder desalentar a aquellos que se ven tentados a romper las reglas y así asegurar a los cumplidores que los demás también cumplirán. Los costos de supervisión se mantienen relativamente bajos en muchos casos de los RUC de larga permanencia como resultado de las reglas de uso. Los costos y beneficios de supervisar un conjunto de reglas no son independientes del conjunto específico de reglas que hayan sido adoptadas. Cuando los usuarios diseñan al menos

algunas de sus propias reglas, pueden aprender de su propia experiencia a crear reglas aplicables en lugar de reglas que no se cumplirán. De esta forma, el cuarto y quinto principio asumen un lugar como parte de la configuración de principios que funcionan en conjunto para permitir a los usuarios construir y reconstruir instituciones sólidas en el manejo de RUC.

6) Mecanismos de solución de conflictos: Los usuarios y sus funcionarios tienen un acceso rápido a mecanismos locales de bajo costo con el fin de dar solución a conflictos entre los usuarios o entre los usuarios y los funcionarios. En la práctica, aplicar reglas siempre lleva a conflictos. Si se pretende que los individuos acaten las reglas durante un largo periodo, resulta necesario establecer algunos mecanismos para la discusión o solución de lo que se considera (o no) una infracción a la regla, con el fin de mantener la conformidad de dicha regla. A pesar de que la presencia de mecanismos de solución de conflictos no garantiza que los usuarios sean capaces de mantener instituciones duraderas, resulta difícil imaginar cómo se podría mantener un sistema de reglas complejo a través del tiempo sin la existencia de tales mecanismos. A veces estos mecanismos son bastante informales y los individuos, que han sido elegidos como líderes, son los que básicamente solucionan los conflictos.

7) Gobierno reconocido (reconocimiento mínimo de los derechos de la organización): Los derechos de los usuarios a diseñar sus propias instituciones no son disputados por autoridades gubernamentales externas. Los usuarios con frecuencia diseñan sus propias reglas sin haber creado jurisdicciones gubernamentales formales para este propósito, si los funcionarios gubernamentales externos reconocen la legitimidad de dichas reglas, aun en su forma mínima, los usuarios podrán hacer cumplir estas reglas comunitarias dentro de un marco legal más genérico. Sin embargo, si los funcionarios externos consideran que solamente ellos pueden establecer reglas validas, se tornará dificultoso que los usuarios locales mantengan un RUC gobernado por reglas generales conjuntamente con reglas comunitarias.

8) Sistemas anidados: La apropiación, provisión, supervisión, ejecución de las reglas, solución de los conflictos y actividades de dirección están organizadas en múltiples estratos de emprendimientos complementarios. En los sistemas de gran tamaño o gran escala resulta bastante difícil crear reglas que se ajusten adecuadamente a todos los aspectos de la provisión y uso de dicho sistema en un solo nivel de organización. Por consiguiente, en los sistemas de RUC gobernados en forma autónoma por largos periodos de tiempo, las organizaciones pequeñas tienden a estar insertas o anidadas en

organizaciones más grandes y así sucesivamente.

Elinor Ostrom (OSTROM, 1990) y colaboradores (OSTROM, GARDNER y WALKER, 2006) reportan que los casos estudiados de desempeño robusto cumplen, salvo algunos detalles menores, los ocho principios anteriores. También reportan que la mayoría de los intentos que derivan en fracasos institucionales no satisfacen la mayoría de estos principios y los casos donde se manifiesta un desempeño frágil cumplen alrededor de la mitad de los principios. Si bien, las diferencias entre los casos de estudio pueden ser notoria y cada uno de los casos posee detalles y especificidades que pueden definir el éxito, el fracaso o la frágil estabilidad de cualquier arreglo institucional. Los aspectos particulares de la estructura institucional impactan directamente en las posibilidades de equilibrio económico, por lo que, facilitan o impiden la cooperación entre los distintos agentes económicos involucrados en la explotación del recurso común.

#### **4.1.4. La administración de los recursos hídricos por cuencas**

Es de destacar que a pesar de los obstáculos existentes, se observa, tanto en los países desarrollados como en los países de mercados emergentes, un interés generalizado por crear y operar organismos de cuenca para mejorar la gestión integrada del agua, y aparece en forma explícita la intencionalidad de fortalecer y complementar la capacidad de gestión de las autoridades nacionales o centrales de aguas, mediante la creación de estructuras participativas y multisectoriales de coordinación y concertación en el ámbito de cuencas (DOUROJEANNI, JOURAVLEV y CHÁVEZ, 2002).

Por otra parte, los autores Rogers y Hall (ROGERS y HALL, 2006, pg. 23) han destacado que, los límites hidro-geográficos (la cuenca) ofrecen oportunidades para las redes de gobernabilidad moderna. La cuenca es una región cerrada donde existe incentivos para que las personas lleguen a acuerdos respecto a sistemas de gobernabilidad teniendo a la cuestión del agua como tema central. Desde la perspectiva del establecimiento de procesos de gobernabilidad hídrica distribuida y descentralizada a nivel de cuenca, el rol del gobierno para estos autores tiene que ver con los siguientes puntos:

- 1) Proporcionar reglas y normativas; establecer marcos que faciliten el encuentro entre actores. La gobernabilidad de las cuencas debe hacer frente a los problemas de calidad y asignación entre distintos usuarios y usos competitivos.
- 2) Establecer marcos para la planificación y gestión de las áreas de captación hídrica, de modo que se haga posible la regulación del funcionamiento hidrológico de las cuencas.
- 3) Desplegar esfuerzos legislativos, normativos y regulatorios de modo de corregir las



posibles fallas y vacíos que puedan debilitar los procesos de gobernabilidad hídrica, evitar capturas institucionales, subsanar fragilidades materiales de la institucionalidad vigente, etc. Para ello es necesario determinar las obligaciones y responsabilidades para los distintos actores involucrados.

Para Peter Rogers (ROGERS and HALL, 2006, pg. 25), en la medida que las crisis hídricas actuales se relacionan con aumentos importantes de la demanda por agua y con la sobreexplotación o con una explotación insostenible de ella, uno de los principales objetivos de los procesos de gobernabilidad hídrica se relaciona con lograr reducir la demanda de agua, de manera voluntaria y de modo que aumente la disponibilidad hídrica. Para ello se hace necesario no sólo la posible creación de organismos de cuenca, sino el diseño e implementación de instrumentos y herramientas técnicas, tanto sociales como económicas, de modo que se creen incentivos que puedan provocar cambios en las preferencias de consumo de la población.

Uno de los aspectos fundamentales de las políticas sobre gobernanza hídrica, es poder establecer equilibrios entre la disponibilidad del agua presente en distintas partes del territorio, con las demandas locales y regionales que puedan existir. En este sentido, las políticas sobre gobernanza hídrica se encuentran atravesadas por factores de orden sociológico y económico externos a los procesos relacionados con las políticas de provisión hídrica. Estos tienen que ver con el cuadro político general del país que puede estar afectando la estructuración de una institucionalidad hídrica.

Actualmente se considera a la cuenca como la unidad hidrológica básica y práctica para la gestión del agua. De esta forma defino en forma más precisa a la cuenca como una unidad geográfica e hidrológica conformada por un río principal y por todos los territorios comprendidos entre la naciente y la desembocadura de ese río. Incluyo específicamente todas las tierras y ríos menores que aportan agua a ese río principal, así como su zona marino-costera, en los casos en que el río desemboque en el mar. Es importante que destaque que se ha reconocido en diferentes foros internacionales de políticas públicas (ORSOLINI, ZIMMERMANN y BASILE, 2000, pg. 8), que la cuenca es una unidad hidrológica práctica para la gestión de recursos hídricos. Esta definición geográfica ayuda a la concepción de instituciones gubernamentales para el manejo de este espacio de una manera integral. De manera genérica las instituciones que administran las cuencas son llamados organismos de cuenca.

Otro aspecto geográfico que es importante resaltar para la administración de las cuencas, es la división entre cuenca alta, media y baja, ya que sus dinámicas y problemas suelen

ser distintos (JACOVKIS, 1996, y 2002). Las partes alta y media de la cuenca se reconocen como aquellas zonas donde se capta el agua proveniente de la lluvia y de la nieve que se infiltra en el suelo hacia los acuíferos y fluye hacia la cuenca baja. La parte baja de la cuenca, corresponde a la zona marino-costera y a la zona próxima a ella, una zona con una dinámica hidrológica y unas condiciones ecológicas muy particulares, así como en cuanto a los elementos que constituyen el paisaje además de aspectos culturales que le dan forma a éste, tanto en tierra como mar adentro.

Debido a que en la cuenca alta y media es donde se capta el agua, el flujo y la calidad del recurso hacia la cuenca baja, depende en cierta medida de la administración y política aplicada en los dos primeros espacios de la cuenca.

El enfoque de gestión de cuenca busca integrar un espacio natural que ha sido fragmentado por divisiones políticas, cuando las jurisdicciones político-administrativas como países, estados, provincias, municipios, no coinciden con los límites territoriales propios de las cuencas y las decisiones de la política hídrica no consideran la interrelación del todo sistema. Estas decisiones tomadas de forma no sistémica suelen afectar al ciclo hidrológico, al aprovechamiento del agua y a los habitantes de una cuenca.

La administración desde la perspectiva de cuenca hidrográfica posibilita una visión global del territorio desde la cual se puede determinar los principales problemas más allá de las divisiones políticas administrativas que pueda tener una cuenca, esta perspectiva facilita la colaboración entre instituciones y aumenta la coherencia en la política hídrica de toda la región. La implementación de políticas a escala de cuencas hidrográficas permite solucionar problemas tanto aguas arriba como aguas abajo, la gestión del agua en cuencas se vuelve, de esta manera, dinámica y sensible a circunstancias cambiantes, tanto de índole ambiental, como sociales o económicas.

La coordinación entre instituciones que tienen injerencia en la administración del agua, es muy importante, ya que muchas de las decisiones que determinan la demanda de agua y de servicios públicos provienen de actores exógenos a la cuenca, como ejemplo, los conflictos creados por la intervención vertical de instituciones del gobierno central en asuntos locales, y/o cruces de funciones sin claridad en la definición de los campos de actuación de cada nivel de gobierno o incluso entre instituciones del mismo nivel de gobierno.

La gestión del agua a nivel de cuenca no es nueva, tanto en USA, como en Argentina, se ha adquirido una importante experiencia en este tipo de gestión. En la administración de las cuencas se han creado instituciones para su manejo conocidos como organismos de

cuenca. Los organismos de cuenca son cualquier tipo de institución que administra cuencas, pudiendo ser organismos formales o grupos informales de personas, sin embargo, en algunos casos particulares los organismos de cuenca están circunscriptos a órganos oficiales del gobierno (DOUROJEANNI, JOURAVLEV y CHÁVEZ, 2002).

## **4.2. Marco Regulatorio de la contaminación agrícola de los recursos hídricos en Argentina y USA**

En este apartado presento algunos aspectos específicos de la legislación referida a la regulación y el control de la contaminación agrícola de los recursos hídricos en Argentina y USA, realizo una exploración de las similitudes y/o diferencias que existen entre estos ordenamientos jurídicos específicamente en las políticas nacionales de control de la contaminación hídrica, el rol del estado nacional, el rol de los organismos de cuenca y la política actual de control de la contaminación hídrica, mediante instrumentos económicos. Estoy interesado particularmente en los mercados de calidad de aguas o también llamados mercados de derechos de contaminación. Este mismo interés lo manifiesta la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OECD) preferentemente para la agricultura, como solución complementaria a la imposición de tasas por nutrientes u otros impuestos agroambientales (MOLINA GIMENEZ, 2013, pg. 483) ya que el mercado de calidad de aguas permite involucrar a las fuentes de contaminación no puntuales, que son buena parte de la contaminación actual de las masas de agua en un esquema incentivado de cumplimiento de sus obligaciones, además, en este esquema, los agentes contaminadores contribuyen a financiar prácticas agrarias responsables.

Analizar el marco institucional me permitirá, en principio, comprender cuales son las claves que facilitan y sustentan el desarrollo de los mercados de calidad de aguas en USA como mecanismo de internalización de externalidades negativas (contaminación de aguas). Además, analizar los principios de diseño característicos de la administración de los recursos de uso común (que en nuestro caso se trata del recurso hídrico), enunciados por Elinor Ostrom (OSTROM, 1990, 1999) y colaboradores (OSTROM, GARDNER y WALKER, 2006), en los casos singulares de Argentina y de USA, me posibilitarán responder las preguntas orientadoras de la investigación de este ensayo.

### **4.2.1. Aspectos relevantes de la institucionalidad hídrica en Argentina**

Nuestro país (Argentina), presenta una desigual distribución de sus recursos hídricos, con

dos tercios de su territorio constituido por regiones áridas y semiáridas y sólo un tercio rico en fuentes de agua, fundamentalmente superficiales que representan 84% de las disponibilidades hídricas del país (ANCE, 2011, pg. 19). En cuanto a la disponibilidad de agua, Argentina dispone de una oferta hídrica media anual por habitante superior a los 20.000 m<sup>3</sup>/hab. Sin embargo, la distribución de dicha oferta es muy irregular, lo cual implica que varias provincias de la región árida se encuentren ubicadas por debajo del umbral de stress hídrico propuesto por el PNUD (menos de 1.000 m<sup>3</sup>/hab). Es importante que mencione que además de la cantidad de agua, tenemos que considerar la calidad del agua disponible, En nuestro país, el agua subterránea se ve afectada por concentraciones altas de arsénico y flúor en una parte significativa del territorio. En resumen, nuestro país es marcadamente heterogéneo en cuanto a la demanda y disponibilidad de sus recursos hídricos y requiere de estudios interdisciplinarios que contemplen, además de los datos globales la diversidad, en cantidad y calidad las necesidades y disponibilidades de agua a escala de cada cuenca y subcuenca (ANCE, 2011, pg. 19).

La constitución de la Nación Argentina establece que corresponde a las provincias el dominio originario de los recursos naturales existentes en su territorio, lo que significa, en otras palabras, que las mismas son propietarias de sus recursos hídricos. Además, cuando los recursos son compartidos por varias provincias, como el caso de la cuenca del río Carcarañá, es necesario procurar acuerdos entre las partes. Con el fin de facilitar esos acuerdos, se han creado comités de cuenca y en algunos casos, organismos de cuenca con facultades ejecutivas (ANCE, 2011, pg. 41).

En lo que refiere a la gestión hídrica, que abarca los servicios que se prestan en forma directa a clientes o usuarios individuales, los servicios que benefician al mismo tiempo a muchos sectores (como la planificación, la prevención de inundaciones o la conservación de este recurso) y la gestión de la coordinación de estos, son prestados en general por empresas u organismos públicos en un marco particular de normas que regulan su accionar. Esta situación de que todas estas funciones se puedan tercerizar (con excepción de la coordinación, el control interno y la actualización del marco regulatorio) permite comprender porque la organización de la gestión hídrica difiere mucho entre jurisdicciones (ANCE, 2011, pg. 50).

Nuestro país, carece en la actualidad de una ley marco de recursos hídricos que establezca criterios y políticas comunes con validez en todo su territorio y que incentiven al uso eficiente sustentable del agua, además que provean de seguridad jurídica en los derechos de uso del agua y en la resolución de conflictos entre distintas jurisdicciones

administrativas y entre usuarios y prestadores. Si bien existe legislación en las provincias, desde hace tiempo, existen también vacíos legales y asimetrías entre estados provinciales que requieren tratamiento a los fines de un manejo integrado de los recursos hídricos, en especial los recursos compartidos.

#### **4.2.1.1. Políticas nacionales de control de la contaminación hídrica**

En la República Argentina se adhiere a los principios reconocidos por la Cumbre de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo Humano del año 1992, a través de la Ley General del Ambiente (Ley 25.675) y se establece mediante esta ley como autoridad de aplicación a la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, la cual tiene el objetivo de formular la política ambiental nacional a fin de cumplir con la Ley General de Ambiente (FRECIA, 2017, pg. 43), así como promover, formular, implementar y evaluar las políticas, programas y proyectos vinculados a la elaboración y aplicación de los presupuestos mínimos de protección ambiental. Así, corresponde a la Nación dictar las normas que contengan los presupuestos mínimos de protección ambiental, o sea, el piso mínimo obligatorio en todo el país, que las provincias pueden complementar, pero sin desvirtuarlo ni ser menos exigentes. Pero, dado que las provincias argentinas, tienen la potestad sobre los recursos naturales de su territorio es necesario establecer un consenso. Con tal fin, el Poder Ejecutivo Nacional, crea también un organismo con personería jurídica de derecho público denominado: Consejo Federal de Medioambiente (COFEMA) destinado a la concentración y la elaboración de políticas ambientales coordinadas entre todos los estados provinciales. A través del COFEMA, se busca formular una política ambiental integral, coordinar estrategias y programas de gestiones regionales y nacionales, exigir y controlar los estudios de impactos ambientales, propiciar programas y acciones de educación ambiental y fijar y actualizar niveles exigidos de calidad ambiental (FRECIA, 2017, pg. 43). Esto resulta un avance, frente a una gestión de los recursos hídricos caracterizada tanto al nivel nacional como al nivel provincial principalmente por la fragmentación sectorial e institucional.

#### **4.2.1.2. El rol del estado nacional en la institucionalidad hídrica de Argentina**

A partir del año 2017, la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación viene trabajando en una segunda versión del Plan Nacional de Aguas (SsRH, 2017, pg. 9) que tiene como objetivos establecer un pacto entre el Estado Nacional, las Provincias, el Sector Privado y la Sociedad, a partir del cual se establezcan políticas públicas u directrices

consecuentes con la administración óptima de los recursos hídricos. Este plan, para alcanzar los objetivos mencionados, integra una serie de planes y programas sectoriales a partir de los cuales se implementa la Política Hídrica del Estado Nacional (SsRH, 2017, pg. 15). La estrategia de formulación e implementación de este plan sigue una secuencia de cuatro etapas que describo brevemente a continuación; la etapa 1, corresponde a la definición de la política hídrica, la definición de la estrategia y organización institucional, así como la identificación de acciones iniciales que son concertadas con las jurisdicciones provinciales, la etapa 2, consiste en la integración de acciones en un horizonte temporal a partir de la concertación federal, la etapa 3, está asociada a la implementación de estas acciones acordadas, mediante llamados a licitación, concursos y convocatorias y la etapa 4, consiste en el monitoreo y seguimiento de las acciones implementadas.

En este plan nacional adquiere un rol preponderante el denominado Consejo Hídrico Federal (COHIFE, 2022), instancia de coordinación federal integrada por los Estados Provinciales, la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y el Estado Nacional (SsRH, 2017, pg. 20) que tiene como objeto el tratamiento de los aspectos de carácter global, estratégico, interjurisdiccional e internacional en materia de recursos hídricos.

#### **4.2.1.3. El rol de los organismos de cuenca en Argentina**

La Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación viene impulsando desde la década de los años 70, la creación de comités y organizaciones de cuenca interjurisdiccionales con el objeto de intercambiar información, priorizar algunos problemas y algunas oportunidades de alcance interjurisdiccional, además de fomentar la implementación de acciones de manera conjunta. A partir del lanzamiento de la segunda versión del Plan Nacional de Aguas (SsRH, 2017, pg. 22) y contando con varias organizaciones de cuenca se busca fortalecer en el futuro la participación y acción de las administraciones de cuenca en la Política Hídrica Nacional y en el control del desarrollo de los recursos hídricos y de la calidad ambiental.

#### **4.2.1.4. Política actual de control de contaminación hídrica**

En la actualidad, se acepta que las autoridades de cuenca sólo pueden ser eficaces cuando existe un grado muy alto de confianza entre las unidades institucionales que las integran (ANCE, 2011, pg. 71). En caso contrario, se producen conflictos por competencias que traban la ejecución de las acciones propuestas por estas autoridades. Otra premisa que orienta al plan nacional de aguas (SsRH, 2017, pg. 19) es la revalorización de la

organización de la gestión hídrica, basada en respetar las autonomías y recurrir a acuerdos entre jurisdicciones autónomas para solucionar los problemas que plantea el hecho de que el agua las interrelaciona de muchas maneras.

#### **4.2.1.5. El control de las fuentes de contaminación hídrica**

En (ANCE, 2011, pg. 71) se reporta que el primer problema ambiental relacionado con el agua es consecuencia de la falta de tratamiento de los efluentes (industriales, domiciliarios y urbanos en general) y la carencia de una adecuada planificación urbana. También, los controles son casi inexistentes y las fábricas instaladas en las cuencas argentinas de importancia descargan efluentes sin los adecuados tratamientos previos. Además, la sostenibilidad de las fuentes de aguas superficiales y subterráneas enfrenta crecientes amenazas debido a la alteración antrópica del uso del suelo. Las prácticas agrícolas no conservacionistas, la deforestación, el uso de agroquímicos y los cambios de uso del suelo perturban el balance hídrico y las condiciones de calidad de las fuentes.

Otro problema de importancia referido al control de las fuentes de contaminación hídrica surge como consecuencia de las distintas regulaciones impuestas por parte de los estados provinciales y de la gran cantidad de organismos estatales que intervienen en la política de control de contaminación. Existen en nuestro país normativas muy dispares para regular el uso y tratamiento del agua, un ejemplo de esta afirmación se puede visualizar en el trabajo de López Sardi (LÓPEZ SARDI, E.M., CATTANEO, M.P. y GARCÍA, B.N., 2014) donde se comparan las distintas normativas de tratamiento de efluentes que se aplican en la Provincia de Buenos Aires, en la Provincia de Santa Fe, en la Provincia de Entre Ríos y en CABA. De allí, la importancia de generar primeramente un consenso general con el fin de crear una normativa regional homogénea que regula la gestión de la cantidad y calidad del agua.

#### **4.2.1.6. Los organismos de cuencas interprovinciales**

La Subsecretaría de Recursos Hídricos, con la participación del COHIFE (COHIFE, 2022), viene promoviendo la creación de organizaciones de cuencas como ámbitos para facilitar la gestión integrada de los recursos hídricos compartidos entre las provincias. También actúa dentro de las organizaciones de cuenca cuando las jurisdicciones lo proponen.

Su principal objetivo es impulsar la cooperación entre las jurisdicciones en el marco de la realización de emprendimientos conjuntos que beneficien a todas las partes y su

finalidad es evitar los conflictos mediante la generación de propuestas integradoras de intereses. El principio que orienta su accionar es el de fomentar la cooperación para evitar situaciones de conflicto como consecuencia de decisiones no acordadas. Las organizaciones interjurisdiccionales que funcionan actualmente en Argentina son:

- 1.- Comité Interjurisdiccional del río Pilcomayo.
- 2.- Mapa de la Comisión Regional del río Bermejo.
- 3.- Mapa del Comité de Cuenca del río Pasaje, Juramento, Salado.
- 4.- Región hídrica bajos Sub meridionales.
- 5.- Mapa del Comité de Cuenca del río Salí – Dulce.
- 6.- Grupo técnico del río Desaguadero.
- 7.- Comisión Interjurisdiccional de la Cuenca de la Laguna La Picasa.
- 8.- Comité de la región hídrica del noroeste de la llanura pampeana.
- 9.- Autoridad de Cuenca del río Matanza – Riachuelo.
- 10.- Comité Interjurisdiccional del río Colorado.
- 11.- Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro.
- 12.- Comité Interjurisdiccional de la cuenca del río Chubut.
- 13.- Autoridad de Cuenca del río Azul.
- 14.- Comité de Cuenca del río Senguer.
- 15.- Comité Interjurisdiccional del río Carcarañá.
- 16.- Comité Interjurisdiccional de la Cuenca del Arroyo Medrano.

A partir de este recorrido breve que he efectuado por la legislación de nuestro país, puedo inferir que, desde el Estado Nacional, se viene impulsando la gestión del agua con visión de cuenca ya que resulta ser la más adecuada para lograr una gestión coordinada.

#### **4.2.2. Aspectos relevantes de la institucionalidad hídrica en USA**

Si bien las políticas de control de la contaminación del agua varían en todo el mundo y existen experiencias muy exitosas, de acuerdo con lo que señala Tom Tietenberg (TIETENBERG y LEWIS, 2015, pg. 478), la política estadounidense proporciona un rico ejemplo de un enfoque legal típico de regulación y control. La política estadounidense para el control de la contaminación del agua es anterior al control federal de la contaminación del aire. En este país, el sistema de aguas superficiales incluye los principales ríos y las Grandes Lagos (Superior, Michigan, Huron, Erie y Ontario) además de una considerable cantidad de causas y lagunas, además a esto hay que incluir gran cantidad de componentes artificiales, desde los pequeños embalses de agua creados para



impulsar los molinos a principios de la era industrial a los enormes estanques y canales de la actualidad. Hay multitud de pantanos y humedales como los enormes pantanos del sur de la Florida (los Everglades) y luego está el enorme sistema de acuíferos subterráneos con más agua que el sistema de superficie (FIELD y FIELD, 2017, pg. 264). La protección de los recursos hídricos es un esfuerzo que viene de tiempos remotos, pero ha cobrado vigor en las últimas décadas. Desde las últimas décadas se han implementado una gran cantidad de programas de permisos transferibles y compensación de descargas para el control de contaminación en cuerpos de agua. La mayoría son programas de compensación entre fuentes fijas y difusas, asociadas a otros programas de producción limpia; más escasos son los de permisos transferibles como se conciben en la teoría.

#### **4.2.2.1. Políticas federales de control de la contaminación hídrica**

Barry Field (FIELD y FIELD, 2017, pg. 278) reporta que la mayor parte de los estados y municipios de USA, dispone también de sus propios programas activos de control de la contaminación hídrica, que en algunos casos se coordinan con los programas federales. También (FIELD y FIELD, 2017, pg. 267), reporta que las políticas públicas estadounidenses de control de contaminación hídrica anteriores al siglo XX han sido estatales, recién a mediados del siglo XIX la sociedad estadounidense empezó a tomar conciencia y a percibir la importancia de la calidad de agua para la salud de las personas y muchos estados crearon comités públicos de salud, se puede establecer como punto de partida de esta toma de conciencia a la primera ley federal de control de la contaminación hídrica conocida como la Ley de Residuos de 1899, que obligaba a pedir permiso al Cuerpo de Ingenieros del Ejército de Estados Unidos para verter cualquier tipo de residuos en una vía navegable, si bien el objetivo principal de esta ley no era controlar la contaminación sino garantizar la navegabilidad de las aguas, indirectamente ejercía un control sobre los contaminantes.

A continuación, incluyo un detalle, basado en (FIELD y FIELD, 2017, pg. 267), a partir de reportar en forma cronológica, las principales leyes que reglamentan el control de la contaminación de los recursos hídricos en USA:

- 1) Ley de Residuos de 1899: La ley obligaba a solicitar permiso al Cuerpo de Ingenieros de Ejército de los Estados Unidos antes de verter cualquier tipo de residuo en una vía navegable. Esta ley pretendía principalmente garantizar la navegabilidad de las aguas y terminaba ejerciendo un control indirecto sobre la calidad del agua.
- 2) Ley de Control de Contaminación del agua de 1948 (WPCA): El gobierno federal fue

autorizado para realizar investigaciones y estudios, aunque no se designaba a ninguna autoridad federal para fiscalizar leyes, fijar normas o establecer límites a los vertidos. Además, preveían la concesión de préstamos federales a los municipios para la construcción de instalaciones de tratamiento de aguas residuales.

3) Enmiendas de 1996 a la WPCA: Autorizaban a los estados a fijar criterios para determinar los niveles apropiados de calidad de agua. Las enmiendas introdujeron la idea de una conferencia de fiscalización, patrocinada por agencias federales, que reuniese a los representantes estatales y municipales para determinar un plan de aplicación de las regulaciones. Finalmente, se autorizaba al gobierno federal a subvencionar hasta el 55 por ciento de los gastos de construcción de las plantas municipales de tratamiento de residuos.

4) Ley de Calidad del Agua de 1965: La ley exigía a los estados diseñar normas de calidad del entorno para las masas de agua interestatales y planes para reducir los vertidos procedentes de ciertas fuentes. Las iniciativas estatales debían estar refrendadas por el gobierno federal, se fortaleció el mecanismo de la conferencia de fiscalización.

5) Enmiendas de 1972 a la WPCA: Se fijaba un sistema de normas de emisión basadas en tecnologías, que el gobierno federal fiscalizaría a través de un programa de permisos de emisión. La primera tanda de permisos o Fase I (a partir de 1972) se basaba en la noción de mejor tecnología practicable y la segunda tanda o Fase II (a partir de 1983) en la mejor tecnología disponible. Finalmente, los estados podrían asumir el control del proceso de concesión de permisos. Se fijaba la fecha de 1985 para alcanzar el objetivo de un nivel de emisión igual a cero. La subvención federal de los costes de construcción de plantas municipales de tratamiento se ampliaba hasta el 75 por ciento y se establecía la obligación de tratamiento secundario en las plantas municipales.

6) Ley del Agua potable (1974): Obliga a la Agencia de protección medioambiental (EPA) a fijar niveles máximos para diversas sustancias contaminantes en el agua potable y obliga a las autoridades públicas a proteger, vigilar y analizar el suministro de agua. Modificada luego en 1986 y 1996.

7) Ley de Pureza del Agua de 1977 (CWA): Fijo procedimientos para el control de vertidos tóxicos, además de los vertidos convencionales en los que se habían centrado las leyes anteriores. Exigió que a partir de 1984 las fuentes utilizaran la Mejor Tecnología Convencional para los contaminantes convencionales y la mejor tecnología disponible para los tóxicos, amplió la autorización concedida al gobierno federal para subvencionar la construcción de plantas de tratamiento. Enmiendas en 1981 a las subvenciones para la construcción de plantas municipales de tratamiento de aguas residuales. La subvención

federal se redujo al 55 por ciento y los fondos autorizados disminuyeron notablemente.

8) Ley de Calidad del Agua de 1987: Exigió algunos de los plazos para la adopción de las normas de emisión basadas en tecnologías, modificó el programa de apoyo a las plantas de tratamiento, sustituyendo las subvenciones directas por aportaciones federales a los fondos estatales retornables.

En 1948 se aprobó la Ley de Control de la Contaminación del Agua, que permitía a las autoridades federales a colaborar con los estados en el control de la contaminación, aunque la responsabilidad principal seguía recayendo sobre los estados. También la Ley de 1948 autorizó un programa que, con los años, se convertiría en un elemento fundamental de la política federal de contaminación del agua: la concesión de subvenciones para que los municipios construyesen plantas de tratamiento de residuos, además esta ley creaba nuevas instituciones de fiscalización, que se denominaron conferencias de fiscalización (espacios comunes donde las autoridades administrativas federales, estatales y locales pudieran reunirse para elaborar políticas de control de contaminación).

En 1965 se aprobó la Ley de Calidad de Aguas, que amplió muchas de las disposiciones de las leyes anteriores y amplió los fondos del programa de subvenciones para las plantas municipales de tratamiento de residuos, además es de destacar que esta nueva ley incentivaba a los estados a elaborar normas de calidad para el agua. La creación de la Agencia de protección medioambiental (EPA) en 1970 terminó dando una mayor visibilidad y representación política a los asuntos ambientales. Una de las consecuencias fue la aprobación, en 1972, de las enmiendas a la Ley de Control de Contaminación de Agua. Estas enmiendas fijaron como objetivo un nivel de emisión cero para el año 1985 y aumentaron considerablemente los fondos para los programas de subvenciones a las plantas municipales de tratamiento de aguas residuales. Pero lo más importante es que el gobierno federal obtuvo un control directo sobre las políticas de contaminación hídrica. Anterior a esta ley, la política ambiental se basaba en normas de calidad, o sea que los estados deberían en primer lugar fijar normas de calidad para el agua y luego convertir esas normas en límites concretos para las emisiones de las empresas y plantas de tratamiento de contaminantes. Pero a partir de la ley de 1972, esta política pasó a ser sustituida por otra en la que eran las autoridades federales las que fijaban las normas de emisión explícitas para fuentes localizadas de contaminantes hídricos. Para fiscalizar el cumplimiento de esas normas, la ley reprodujo una idea tomada de la Ley de Residuos de 1899: la concesión de permisos de emisión por parte del gobierno federal. Cada fuente

de contaminación hídrica debía solicitar un permiso, en el que constatarían el momento, el lugar y la cantidad máxima de emisiones permitida. Para dar una base a estos permisos, la Agencia de protección medioambiental (EPA) promulgaría las así llamadas normas de emisión basadas en tecnologías aplicables a todas aquellas fuentes de contaminasen las aguas nacionales.

En la actualidad, señala Barry Field, en USA, existe un sistema bastante complejo para la elaboración de normas de emisión basadas en tecnologías para fuentes localizadas y su posterior fiscalización. Como referencia importante sobre este comentario, incluyo en el apéndice C un ejemplo numérico del modelo microeconómico de control de contaminación para fuentes localizadas (PINDYCK y RUBINFLED, 2010) y en los apéndices D y E, dos estudios de casos donde analizo las condiciones de optimalidad del control de fuentes puntuales de contaminación, el caso del gran río Miami (Great Miami River) y el caso del río Chattahoochee (Chattahoochee River). Para el desarrollo de estos casos de estudio he tomado como base trabajos específicos del Centro de Investigación de la Universidad de Virginia para la Gestión de Riesgos de Sistemas de Ingeniería (The CENTER, 2021), USA.

También, destaca Barry Field que, en la actualidad, las autoridades de la Agencia (EPA) han prestado fundamental atención a la contaminación proveniente de fuentes no localizadas (o fuentes no puntuales). El programa para fuentes no localizadas hace hincapié en incentivar a los agentes (especialmente los agricultores, cuyas actividades son una de las principales fuentes de contaminación no localizadas) a adoptar mejores prácticas de gestión. Las denominadas mejores prácticas de gestión consisten en un procedimiento o técnica, aprobado (y en ocasiones, subvencionado) por el gobierno federal cuya adopción reduciría la filtración no localizada de contaminantes hídricos. Se puede concluir que las mejores prácticas de gestión son un enfoque basado estrictamente en las tecnologías. El otro elemento principal de la Ley de Pureza de Agua es el programa de subvenciones federales para que los municipios construyan plantas públicas de tratamiento de aguas residuales.

#### **4.2.2.2. El rol del estado en la institucionalidad hídrica de USA**

Dado que USA, tiene un modelo de Estado Federal, la administración del agua se delega a los gobiernos subnacionales. Específicamente, la administración se realiza de forma coordinada con los niveles de gobierno subnacional (entidades federativas) y los gobiernos locales; el papel del gobierno central se enfoca primordialmente a la cuestión

ambiental, además, es importante que destaque que no existe una agencia específica del gobierno central que atienda exclusivamente los asuntos relacionados con el manejo del agua, estas agencias las tiene de manera independiente cada estado de la federación. La injerencia federal en materia de aguas está limitada a los asuntos de cuencas transfronterizas, a través del Departamento de Estado y a cuestiones ambientales como los parámetros sobre calidad de las aguas a través de la Ley de agua limpia (*Clean Water Act*) y la Ley de agua potable segura (*Drinking Water Act*), ambas leyes están bajo la responsabilidad de la Agencia de Protección Ambiental (EPA), entidad del gobierno federal, sin embargo, esta agencia puede delegar la facultad a las entidades federativas (CWA, 2016). En casi todos los aspectos relacionados con el suministro del agua en USA, no hay una política central, la administración del agua en este aspecto recae en los municipios con una escasa intervención de los gobiernos de los estados de la federación o del gobierno central. La responsabilidad de los gobiernos estatales y locales, en el caso de USA, tienen un papel dominante en el manejo del agua

La Agencia de protección medioambiental (EPA) se cataloga como una agencia reguladora porque el Congreso de USA la ha autorizado a escribir normas y reglamentos que explican los detalles técnicos, operacionales y legales necesarios para implementar las leyes referidas a la contaminación ambiental. Los reglamentos son requisitos obligatorios que se pueden aplicar a individuos, negocios, gobiernos estatales y locales, instituciones sin fines de lucro, entre otros. Dentro de este universo de reglamentos adquiere fundamental importancia las denominadas: Normas de emisión basadas en tecnologías.

Según Barry Field (FIELD y FIELD, 2017, pg. 269), una norma de emisión basada en tecnologías es una norma que fija como objetivo el nivel de emisión que produciría una fuente si emplease una determinada tecnología anticontaminante. Las empresas que emiten ciertos materiales o formas de energía residuales suelen contar con una serie de opciones de tecnologías y métodos de reducción para elegir. La elección que finalmente hagan determinará la adopción de, por ejemplo, ciertos equipos, materias primas, procedimientos operativos internos, maquinaria de reciclaje, procesos de tratamiento o técnicas de eliminación de contaminantes.

Para establecer una norma de emisión basada en tecnologías, la Agencia de protección ambiental (EPA) ha estudiado las tecnologías y procedimientos anticontaminantes disponibles para un tipo de actividad industrial particular y una vez que ha elegido una entre las muchas opciones disponibles, esta Agencia (EPA) fija como norma de emisión

el nivel de emisión que obtendría una empresa de esa industria si utilizara dicha tecnología.

Pero, dado que fijar normas de emisión individuales para todas y cada una de las fuentes requiere de esfuerzo enorme, las normas que fija la Agencia (EPA) se refieren a categorías de contaminantes.

Para elegir un determinado conjunto de niveles de emisión y elaborar la norma, la Agencia (EPA) utilizó y utiliza criterios legislados. La Ley de Control de la Contaminación del Agua, de 1972, estipuló que inicialmente la Agencia (EPA), debería basarse en la mejor tecnología practicable (*best practicable technology*) que las empresas tuvieran a su disposición en ese momento. Este criterio correspondió a la llamada Fase I, cuyo cumplimiento debería haberse logrado para el año 1977. A partir de 1983, las empresas están sujetas a la Fase II de normas de emisión, donde el criterio sería la mejor tecnología disponible (*best available technology*). Luego de 1984 las empresas estarían obligadas a cumplir normas basadas en la mejor tecnología convencional (*best conventional technology*).

El concepto de tecnología convencional logra una ampliación del concepto de tecnología disponible y en teoría, asigna más importancia a los costos asociados a la instalación y al funcionamiento de la tecnología y en algunos casos, la Agencia (EPA) ha considerado que la mejor tecnología convencional coincidía con la mejor tecnología practicable.

Es importante que destaque que el intento de controlar la contaminación del agua por medio de normas de emisión basadas en tecnologías tiene su origen en la aspiración de hallar una solución tecnológica para los problemas de contaminación. La idea inicial que estaba presente en la ley de 1972 era que la Agencia (EPA), mediante estudios técnicos, debía identificar las mejores tecnologías anticontaminantes, de modo que cuando se dictaran normas de emisión basadas precisamente en estas tecnologías las empresas no tuvieran demasiados problemas en adoptarlas (FIELD y FIELD, 2017, pg. 272). Pero dada la ambigüedad existente en los términos practicable o convencional trajo la consecuencia de que los responsables de fijar las normas tuvieron que recurrir en gran medida a apreciaciones subjetivas y al buen juicio individual.

La Agencia (EPA) también establece los llamados estándares de pretratamiento, para las empresas que descargan desechos en sistemas públicos de alcantarillado. Su función es reducir la carga enviada a las plantas de tratamiento, de aguas residuales. Para ello, la Agencia (EPA) ha designado alrededor de 600 subcategorías de industrias que contaminan el agua, para cada uno de los cuales se han generados las normas

correspondientes. Pero, para alcanzar una importante eficiencia del sistema se requeriría de diferentes niveles de control de la contaminación para las fuentes en diferentes circunstancias en cuanto al recurso hídrico en el que se encuentran situado. La clave radica en si la política de control de contaminación está diseñada de modo que cuando las fuentes de un recurso hídrico determinado cumplan tendrá los mismos costos marginales de reducción.

Resulta altamente complejo, tal como lo señala Barry Field (FIELD y FIELD, 2017, pg 272), examinar todo el sistema de regulación y control de la contaminación de aguas de USA, con los fines de analizar su eficiencia, a pesar de que se cuenta con varios estudios de cuencas hidrográficas particulares que comparan los costos del enfoque basado en la tecnología de la Agencia (EPA) para el control de fuentes puntuales con el menor costo medio de alcanzar los mismos objetivos. Estos estudios han utilizado modelos a gran escala de cuencas hídricas, incorporando en los mismos, estimaciones de los costos marginales de las diferentes reducciones de contaminación de las diversas fuentes, junto con las principales características hidrológicas de los recursos hídricos de las cuencas. Han comparado los costos del control de la contaminación del agua de programas en los que todas las fuentes fueron tratadas de la misma manera, con aquellos en los que las fuentes se controlan de acuerdo con los costos marginales relativos de reducción. Los resultados de estos estudios muestran, que en general que los costos de los estándares CWA reales han sido más elevados.

Tal como lo señala James Shortle, existe una enorme literatura de ingeniería e hidrología sobre la gestión contaminación del agua por la agricultura. Esta literatura es un recurso importante para analistas de políticas, pero muchas de las cuestiones clave que deben abordarse en el diseño y la evaluación de políticas tienen que ver con cuestiones económicas. ¿Cuánto costará reducir la contaminación del agua por la agricultura? (SHORTLE y ABLER, 1993, pg. ix)

#### **4.2.2.3. El Rol de los organismos de cuenca en USA**

Según lo que reporta Tom Tietenberg (TIETENBERG y LEWIS, 2015, pg. 478), que la administración de los recursos hídricos en USA, está en manos de los gobiernos estatales y no hay un diseño institucional uniforme de los organismos de cuenca. Sin embargo, USA, es un país precursor en el modelado de cuencas hídricas y de la administración del agua desde la perspectiva de cuenca como unidad de gestión. El modelado de recursos hídricos y la gestión de cuenca implica la consideración y la contabilización de un amplio

espectro de factores tales como el económico, técnico, político, legal y social (HAIMES, 2019, Pg. 61). Esta idea de administrar una determinada cuenca como unidad hídrica se realiza a través de acuerdos entre los estados de la federación que son parte de la cuenca, y el gobierno central. Como ejemplos de administración de cuencas importantes en USA, puedo mencionar a la cuenca del río Colorado (LOWER COLORADO REGION, 2008), el manejo de esta cuenca se hace a través del acuerdo: *The Colorado River Compact*, firmado en el año 1922, por los siete estados de la cuenca (Colorado, Nuevo México, Utah, Wyoming, Nevada, Arizona y California) y el gobierno federal de ese país. Cuando se firmó este acuerdo se acordó la asignación de volúmenes de agua para la cuenca alta y baja, y en el año 1948 se firmó un segundo acuerdo: *Upper Colorado River Basin Compact*, en el cual se determinó el volumen del recurso que le corresponde a cada estado de la cuenca alta; mientras que el proceso de repartición de volúmenes entre los estados de la cuenca baja finalizó hasta el año 1963 por una decisión de la Suprema Corte de Justicia de USA. También, otro ejemplo de manejo integral de cuenca que es importante mencionar es la Autoridad del Valle de Tennessee (*Tennessee Valley Authority*), impulsada en mayo del año 1933, por el presidente de USA, Franklin Roosevelt. El modelo es concebido como una agencia que todavía existe y se ha convertido en la mayor compañía de generación de energía del país, esta figura fue aprobada por el Congreso Norteamericano en 1933 con el fin de mejorar la navegabilidad y proporcionar el control de las avenidas del río Tennessee, fomentar la reforestación y el uso correcto de la tierra, promover el desarrollo agrícola e industrial, y primordialmente el sector hidroeléctrico (<https://www.facebook.com/TVA/>).

La operación y gestión de esta cuenca busca mantener un equilibrio sostenible en el tiempo, entre las distintas demandas hídricas en competencia y los recursos del territorio, asegurando que una asignación eficiente de los recursos. Bajo este nuevo diseño institucional se administra la cuenca desde una organización corporativa privada, pero en concordancia con las pautas fijadas por el Estado.

Específicamente en relación con los mercados de calidad de aguas, es importante que mencione, finalmente, el caso de la cuenca del río Miami (*Greater Miami*), situada al sudeste del estado de Ohio, donde la actividad principal generadora de contaminación por nitratos es la agricultura. En el año 2005, se constituyó un programa de mercado de derechos de contaminación impulsado por una agencia reguladora estatal. En la operatoria cotidiana, según lo describe Molina Gimenez (MOLINA GIMENEZ, 2013, pg. 500) la Agencia adquiere cuotas a una comunidad de usuarios (*Soil and Water Conservation*



*Districts*) generada por agricultores que previamente han implantado las mejores prácticas y las cuotas se transmiten a los agentes contaminadores puntuales (fundamentalmente plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas). Molina Gimenez, además destaca como característica sobresaliente de este modelo, que son posibles las subastas inversas juntamente con las subastas convencionales donde la Administración tiene la iniciativa para adquirir cuotas.

#### **4.2.2.4. Política actual de control de contaminación hídrica**

Barry Field (FIELD y FIELD, 2017, pg. 269), nos señala que históricamente la política de control de contaminación hídrica del gobierno federal se ha sustentado en la promulgación y posterior fiscalización de normas de emisión basadas en tecnologías. Se trata de normas de emisiones que surgen a partir de lo que la Agencia (EPA) considera la mejor tecnología disponible (o la mejor tecnología practicable) para cada industria. Estas normas, presentan algunas desventajas. Una desventaja consiste en que generando el mismo costo produzca una mejora mucho menor que algún otro enfoque alternativo, ya que estas normas suelen no estar alineadas con el principio de equi-marginalidad. Otra desventaja está relacionada con el desincentivo a largo plazo que genera sobre las empresas contaminantes para que estas identifiquen mejores métodos para controlar el vertido de materiales al agua. Por estas razones, en la actualidad uno de los objetivos de la política en control de contaminación hídrica de USA, es lograr una mayor y mejor aplicación de las estrategias de incentivos y de soluciones de mercado.

#### **4.2.2.5. El control de las fuentes no puntuales de contaminación**

La agricultura es el principal contribuyente de la escorrentía que genera contaminación de fuentes no puntuales (difusas) y la principal causa de contaminación del agua en USA, donde se han identificado tres formas principales de fuentes agrícolas difusas: sedimentos, nutrientes como nitrógeno y fósforo y pesticidas. (VALCU, 2013, pág. 7). La Agencia (EPA) ha iniciado, en colaboración con los estados, un Programa Nacional de Estuarios, con el objetivo de formular mejores políticas de control de contaminación en los principales estuarios y bahías de USA.

Uno de los resultados de los estudios de calidad de agua realizados bajo los auspicios del programa muestra el grado de responsabilidad de las fuentes no localizadas en los problemas de calidad hídrica aun sin resolver en estas áreas. Dado que las emisiones de fuentes no localizadas resultan de difícil rastreo es complicado controlarlas.

Los enfoques tradicionales resultan aquí poco útiles ya que es imposible medir con precisión las emisiones y se ha desplazado el control hacia aquellas prácticas y tecnologías que suelen provocar filtraciones procedentes de fuentes no localizadas. Son las denominadas normas de diseño, que obligan a las empresas cuyas actividades dan lugar a emisiones no localizadas a adoptar determinadas técnicas o prácticas. Por ejemplo, la Ley de Agua de 1987 instituyó un programa de subvenciones federales para ayudar a los agricultores a adoptar mejores prácticas de gestión para controlar la contaminación agrícola (CWA, 2016).

Otra forma de controlar las fuentes no localizadas es gravar las actividades y los materiales que contaminan, en lugar de las propias emisiones. En este caso el objetivo sería reducir el empleo de aquellos materiales que, en última instancia van a parar a los ríos, lagos o a los acuíferos. Si las fuentes no localizadas a pesar de su importancia no han recibido la misma atención que las fuentes localizadas, esto se debe a las dificultades inherentes a su control.

Las primeras leyes federales sobre calidad del agua ordenaban que las agencias estatales, al elaborar sus programas, tuvieran en cuenta las fuentes no localizadas de contaminación, pero no exigían la adopción de medidas concretas. La reautorización de la Ley de Agua Limpia, durante el mes de febrero del año 1987, otorga una mayor importancia a esta cuestión, autorizando el uso de fondos federales para subvencionar iniciativas locales de control de las fuentes no localizadas. De hecho, las autoridades federales decidieron dejar el problema en manos de los estados aduciendo que: la aplicación de controles tecnológicos uniformes no es adecuada para la gestión de fuentes no localizadas de contaminación (TIETENBERG y LEWIS, 2015, pg. 481).

Las decisiones se deben tomar en cada lugar, teniendo en cuenta la naturaleza de la cuenca hídrica y de las masas de agua y el conjunto de prácticas de gestión disponibles para el control de fuentes de contaminación no puntuales.

En muchas regiones de USA, las fuentes puntuales y no puntuales se hallan muy cerca unas de otras. De modo que ambas contribuyen al mismo problema de contaminación hídrica. En este caso, el principio de equi-marginalidad sugiere la necesidad de buscar un equilibrio entre el control de unas y de otras de modo que el coste marginal de reducción fuera igual en ambas. Por ejemplo, se podrían crear programas de intercambio de derechos de reducción de emisiones entre ambos tipos de fuentes, como los que ya vienen ensayándose en distintas regiones de USA (NGUYEN, 2009, pg. 12).

#### **4.2.2.6. El programa de carga máxima total diaria (TMDL)**

Barry Field (FIELD y FIELD, 2017, pg. 283), reporta que el sistema nacional de normas de emisión basado en tecnologías de USA, ha sido muy criticado desde sus inicios, sobre todo desde el punto de vista económico, debido a la relativa falta de flexibilidad y a su ineficiencia desde el punto de vista de los costos. Según este autor, un programa nacional basado en la aplicación de las mismas normas a todas las fuentes inevitablemente encarece más allá de lo debido el saneamiento hídrico. Además, no existe vinculación entre el programa de permisos y los objetivos de calidad de agua.

Puede ocurrir, por ejemplo, que todas las fuentes situadas en una masa de agua determinada (por ejemplo, un estuario) adopten las tecnologías de control previstas por la ley y que así la calidad del agua en el estuario disminuya considerablemente. Esto podría suceder, por ejemplo, si una expansión de la economía provoca un aumento en el número de empresas, lo que incrementará el nivel de emisión aun cuando cada una de las empresas adoptase la mejor tecnología convencional.

De allí que, en los últimos años, las autoridades reguladoras federales hayan tratado de reimplantar una orientación basada en la calidad del medio ambiente, para controlar la contaminación hídrica (FIELD y FIELD, 2017, pg. 284). Aunque la Ley de Pureza del Agua del año 1972 confirió a la política federal en materia de calidad hídrica una orientación tecnológica, también incluía un apartado que exige de hecho adoptar un enfoque basado en la calidad del medio. En casos en los que la calidad del agua se deteriora incluso tras la instalación de las tecnologías de control exigidas por la ley, los estados deberán calcular una carga total máxima diaria para estas aguas. La determinación de este nivel comprende los siguientes pasos:

- 1) Definir la carga total máxima diaria para cada sustancia contaminante que la masa de agua puede recibir sin que se incumplan las normas de calidad del entorno hídrico fijadas para ese contaminante.
- 2) Identificar todas las fuentes, tanto localizadas como no localizadas, que contribuyen al deterioro de la calidad de agua.
- 3) Distribuir la carga máxima total diaria entre las fuentes.

Según la ley, son los estados, respaldados por la Agencia (EPA), quienes tomar la iniciativa para fijar la carga máxima total diaria. Pero las restricciones presupuestarias y el mayor énfasis puesto en los programas de normas de emisión basadas en tecnologías han hecho que el programa de carga máxima total diaria sólo lleve funcionando unos años y las agencias reguladoras recién han comenzado a lidiar con los considerables problemas

que entraña este enfoque.

Las cargas máxima totales diarias son, por naturaleza, aplicables a masas de agua localizadas. De allí que este programa obligue a las autoridades reguladoras a realizar una minuciosa labor científica para recabar datos precisos sobre las características hidrológicas, las cargas actuales, los efectos que tendría una reducción de la carga, etc. Efectivamente, los estados deben contar con recursos científicos suficientes y con la planificación adecuada para llevar adelante este programa.

#### **4.2.2.7. Fiscalización de los programas de emisión**

Ley de Agua Limpia de 1972 es la principal ley para la protección de la calidad de las aguas y la Agencia (EPA) es la principal entidad responsable de administrar los reglamentos para la protección de la calidad ambiental (FIELD y FIELD, 2017, pg. 284). Diversos programas establecidos por esta Ley de Agua Limpia abordan la contaminación por fuentes no puntuales, que es el tipo de contaminación que con más frecuencia se asocia a la agricultura. Dentro de esta ley a través de su artículo 319, se enuncia el Programa de Fuentes No Puntuales, que ordena a todos los estados de USA a implantar programas para el manejo de este tipo de fuentes de contaminación. Aunque los planes para el control de fuentes no puntuales pueden incorporar medidas reglamentarias emitidas por un Estado, por lo general el énfasis en las medidas voluntarias similares a las que utiliza el Departamento de Agricultura de USA, para sus programas de conservación.

Las disposiciones en materia de Carga Máxima Total Diaria (TMDL) contenidas en la Ley de Agua Limpia constituyen una segunda línea de defensa para la protección de la calidad de los recursos hídricos superficiales. Cuando los controles tecnológicos resultan insuficientes para lograr que las aguas cumplan con las normas de calidad de un Estado, el artículo 303(d) de la Ley de Agua Limpia ordena a los Estados que identifiquen esas aguas y que implanten cargas máximas totales diarias.

Los Estados deben presentar a la Agencia (EPA) una lista de las aguas deterioradas, indicando la causa de su deterioro. En más de 20.000 de estos casos, las aguas en cuestión fueron declaradas aguas deterioradas en virtud del artículo 303(d) y los principales agentes de deterioro son los sedimentos, los nutrientes y los patógenos.

Si bien las reducciones de fuentes puntuales necesarias para cumplir con las cuotas para cargas de desechos se obtienen a través de permisos emitidos por el sistema nacional de eliminación de descargas de contaminantes (NPDES), la cuestión de fuentes no puntuales

por lo general se aborda mediante programas de cumplimiento voluntario y los Estados están facultados para implantar reglamentos. A pesar de que por lo general no se ha utilizado cargas máximas totales diarias para regular la producción agrícola, es obligatorio implantar determinadas prácticas de manejo en las operaciones agrícolas ubicadas en tres cuencas hidrográficas del Estado de California que fueron designadas para la aplicación de cargas máximas totales diarias (FIELD y FIELD, 2017, pg. 285).

La fiscalización de las normas de emisión se realiza por medio de un sistema de permisos de emisión. Cada estado tiene un programa de permisos, respaldado por la Agencia (EPA), que otorga las correspondientes licencias a las empresas que vierten residuos en un río o en una masa de agua cualquiera. El permiso señala la cantidad de emisiones que la fuente puede generar y de su fiscalización se encargan las autoridades estatales. Dado que las emisiones pueden verse en diferentes sitios, resulta extremadamente difícil vigilarlas, de modo que en este tipo de programas la fiscalización es clave.

Una de las respuestas a este problema ha sido dividir a los contaminadores en grandes y pequeños, usando tales como el volumen de las emisiones, su toxicidad, su carga de contaminantes convencionales y el impacto ambiental. Esto permite destinar más recursos a la fiscalización de las fuentes más importantes que son responsables del grueso de las emisiones. Si las autoridades que controlan el proceso no cuentan con técnicas avanzadas para supervisar las emisiones, tendrán que aplicar otros métodos para garantizar el cumplimiento de las normas.

Cuando las normas se relacionan con cierto tipo de tecnología, las autoridades fiscalizadoras tienen una forma sencilla de verificar que se cumplen, en este caso la vigilancia de instalación de la tecnología elegida resolvería inicialmente el problema, pero si queremos realizar una fiscalización más organizada y profunda, es necesario diferenciar entre cumplimiento inicial y cumplimiento continuo.

Que una empresa haya instalado cierto equipo de control no implica necesariamente que en el futuro este equipo se vaya a emplear de manera correcta. Si los costos operativos son importantes y no existe una vigilancia efectiva de las emisiones, las empresas tendrán un incentivo para dejar de controlar los contaminantes y ahorrarse esos costos. Por esta razón, una conclusión importante a la que llega Barry Field (FIELD y FIELD, 2017, pg. 289), es que las normas de emisión basadas en tecnologías en definitiva están supeditadas la necesidad de contar con una organizada fiscalización y un control eficiente.

#### **4.2.2.8. Políticas de incentivos para las cuencas hídricas**

Barry Field (FIELD y FIELD, 2017, pg. 221) reporta que las dos principales modalidades de las políticas de incentivos son los impuestos y/o subsidios sobre las emisiones y los permisos de emisión negociables. Esta última modalidad, ha generado adhesiones tanto en las autoridades de USA, como en algunos grupos ecologistas, sobre todo para el problema de la contaminación atmosférica y en menor medida para la contaminación hídrica. Este autor destaca además que los economistas ambientales también se han inclinado desde hace mucho tiempo a favor de las políticas ambientales basadas en incentivos económicos a través de un mercado de calidad de aguas, ya que esto permitiría mejorar sustancialmente las políticas ambientales y su costo. Enuncia que es posible incentivar el intercambio de emisiones entre las distintas fuentes en el marco de un programa de carga máxima total diaria (TMDL), si la carga total se distribuye inicialmente en forma de permisos transferibles. También indica que se podría definir, dentro del programa de permisos ya existente, los niveles permitidos en la forma de cantidades negociables, contando, además, con buenos mecanismos de fiscalización.

Barry Field (FIELD y FIELD, 2017, pg. 286), plantea que si ya se han establecido cargas contaminantes totales para una masa de agua (Sistema TDML) y se han asignado cargas entre las fuentes de emisiones, es natural pensar en el comercio de emisiones, dado que el comercio a menudo ofrece mejoras sustanciales sobre los enfoques tradicionales en términos de rentabilidad, lo que lleva a una reducción mucho mayor de la contaminación a menor costo. También el mismo autor señala que el comercio de la calidad del agua existe ya desde hace algún tiempo. En el año 1981, el estado de Wisconsin inició un programa de comercio de DBO entre fuentes en el río Fox. Los programas de compensación y comercialización de la calidad del agua están funcionando ampliamente en las cuencas de USA, algunos se establecieron a partir del año 1990 y continúan en la actualidad. Este autor también puntualiza que, en los programas eficientes de comercio de la calidad de aguas, las redes comerciales se limitan a fuentes que descargan en cuerpos de agua, ya que los problemas de calidad del agua de estos cuerpos individuales son hidrológicamente distintos entre sí.

En el comercio de nutrientes propuesto plan para la bahía de Chesapeake, por ejemplo, el comercio se ha limitado a las fuentes de cada uno de los principales afluentes de la Bahía. Las limitaciones de este tipo pueden dar lugar a problemas si el número de fuentes es pequeño, porque los mercados tienden a funcionar mejor cuando hay mayor afluencia de participación. También existe el problema de los posibles puntos críticos.

Muchos cuerpos de agua (como como el Chesapeake) tienen subsecciones que, aunque

son parte un conjunto, sin embargo, tienen sistemas hidrológicos algo distintos. Si las fuentes en este tipo de áreas pueden comprar permisos de emisión adicionales de otros lugares, La calidad del agua local puede reducirse, aunque la calidad general del agua no. Los diseñadores de redes comerciales de calidad del agua están intentando abordar este problema al exigir que el comercio no conduzca a ninguna disminución localizada en calidad del agua como resultado del comercio. Barry Field, finalmente destaca que para el seguimiento de la calidad de agua se vienen implementando en USA, diversos programas alcanzando los mismos también diversos resultados.

#### **4.3. Estudios de casos de algunas cuencas en Argentina y USA**

Analizaré en este apartado un caso de nuestro país (cuenca del río Carcarañá) donde, si bien la problemática de administración de esta cuenca posee una historia, desde el punto de vista de la historia institucional (OSTROM, 1990, 1999), la administración de este recurso hídrico es muy reciente. Además, analizaré los casos de dos cuencas hídricas (la cuenca del río Maumee y la cuenca del río Delaware) de USA donde distintas administraciones han alcanzado importantes resultados positivos con la regulación y el control de la contaminación agrícola de los recursos hídricos mediante instrumentos de mercado. Con el fin de desarrollar el estudio de casos he recopilado información de distintas fuentes tales como: organismos de cuenca de USA y Argentina, oficinas gubernamentales de los tres estamentos (nación, provincias, municipios) de la República Argentina y oficinas gubernamentales de los tres estamentos (estados, condados, municipios) de USA, archivos de las cámaras legislativas de ambos países, estudios técnicos realizados por universidades argentinas y universidades de USA, estudios técnicos específicos desarrollados por organismos técnicos estatales de argentina y USA, estudios técnicos confeccionados por asociaciones civiles de productores de Argentina y de USA y finalmente algunas comunicaciones personales de personal experto en la temática de la contaminación agrícola de los recursos hídricos de USA y de Argentina. Las referencias específicas de las fuentes citadas están en forma adjunta con el desarrollo de cada caso de estudio.

Las dos cuencas estadounidenses seleccionadas en este ensayo resultan pequeñas en comparación con otras cuencas de USA ampliamente estudiadas en la literatura de hidrología comparada (como puede ser el caso de la cuenca del río Colorado). La cuenca del río Maumee (*Maumee River Basin*) abarca una zona aproximada de 21.600 km<sup>2</sup> y la cuenca del río Delaware (*Delaware River Basin*), abarca una zona de 36.000km<sup>2</sup>, pero se

aproximan considerablemente a los fines de realizar un estudio comparado, dado que la cuenca del río Carcarañá, de acuerdo con la última delimitación hecha por La Subsecretaria de Recursos hídricos de la República Argentina en el año 2010, abarca una superficie total de aproximadamente 48.000 Km<sup>2</sup>. En este punto es importante que remarque que el concepto de hidrología comparada (ORSOLINI, ZIMMERMANN y BASILE, 2000, pg. 3) fue acuñado para estudiar el carácter del proceso hidrológico influenciado por el clima, por la naturaleza del suelo y por las interacciones del hombre. El énfasis aquí se coloca en la comprensión de las interacciones entre la hidrología y el ecosistema (JACOVKIS, 1989, 1996 y 2002), determinando por lo tanto las posibilidades de transferir las predicciones hidrológicas de una zona a la otra.

#### **4.3.1. Estudio de caso de la cuenca del río Carcarañá, Argentina.**

Con el fin de testear los principios de diseño de sistemas sostenibles de recursos (hídricos) gobernados por la comunidad, enunciados por Elinor Ostrom (OSTROM, 1990, 1999), que posibilitan la minimización de los costos de transacción, en el caso específico de la cuenca del río Carcarañá, he utilizado varias fuentes de información provenientes de trabajos técnicos del Centro Universitario Rosario de Investigaciones Hidro ambientales (CURIHAM, 2021), de la Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, también del Centro de Estudios y Tecnología del Agua (CETA, 2021), de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, reglamentaciones provenientes de la Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación y leyes específicas (códigos de aguas y legislación complementaria) de las Provincias de Córdoba y Santa Fe.

**PR<sub>1</sub> (Límites claramente establecidos):** La cuenca del río Carcarañá (DIAZ LOZADA, 2019, pg. 3), es un importante sistema fluvial ubicado en la región central de la República Argentina, que posee un área de aporte actual al escurrimiento superficial de 72.879 km<sup>2</sup>. La cuenca se extiende sobre el centro-sudeste de la provincia de Córdoba y el sur de la provincia de Santa Fe, siendo la característica distintiva de esta región la producción agrícola. El 89% de la cuenca se encuentra en territorio de la provincia de Córdoba, el 10% en la provincia de Santa Fe y el 1% restante en la provincia de San Luis. Geográficamente, el río Carcarañá nace en la provincia de Córdoba, por la confluencia de los ríos Tercero y del río Saladillo. El río Saladillo a su vez recibe las aguas provenientes del Canal Devoto que colecta las aguas de los arroyos menores del sur de la provincia de



Córdoba. El río Carcarañá, además recibe los aportes del arroyo Tortugas y de un sistema de depresiones que conforman el sistema de bajos de laguna “Las Mojarras”. Luego el río Carcarañá ingresa a la provincia de Santa Fe en las cercanías de la localidad de Cruz Alta, a la que atraviesa de oeste a este, desembocando en el río Coronda de la localidad de Gaboto, que a su vez lo hace en el río Paraná. La Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación Argentina (DÍAZ LOZADA, 2019, pg. 7), en el año 2010 realizó la delimitación de la cuenca obteniéndose una superficie total de 48.100 Km<sup>2</sup>, así la cuenca delimitada por los técnicos de la Nación no tuvo en cuenta la subcuenca de los arroyos menores, probablemente porque se delimitó utilizando las divisorias de aguas. La cuenca de los arroyos menores pasa a formar parte de la cuenca del río Carcarañá por las canalizaciones realizadas para llevar los excedentes hídricos producto de inundaciones hacia el canal Devoto. A partir del año 2017, el gobierno de la provincia de Córdoba, conjuntamente con la Universidad Nacional de Córdoba desarrollaron una serie de estudios para sentar las bases de un plan director para la cuenca y delimitar nuevamente la cuenca teniendo en cuenta los cambios sufridos por las canalizaciones y obras civiles. En este nuevo estudio se cuantifica una extensión de 72.879 Km<sup>2</sup> para la misma. La discusión sobre los límites precisos de la cuenca, aún no está cerrada y es una temática que se está desarrollando, en la actualidad, en el ámbito de la Comisión Interjurisdiccional de la cuenca del río Carcarañá (CICRC, 2016).

**PR<sub>2</sub> (Congruencia entre reglas):** La constitución Nacional (CN) de la República Argentina fija las bases de todo el derecho argentino, distribuye la competencia entre la nación y las provincias y obliga a la una y las otras a respetar determinados principios de gobierno como el de separación de poderes, establecer el régimen municipal y someterse a los presupuestos mínimos ambientales que el Congreso Nacional imponga o a los tratados internacionales que apruebe.

También la CN faculta a las provincias para: Crear regiones para el desarrollo económico y social y establecer órganos con facultades para cumplir con sus fines. Obviamente, la cuenca hídrica es una de estas regiones; Celebrar tratados parciales con otras provincias para la administración de justicia, de intereses económicos y trabajos de utilidad común con conocimiento del Congreso que pueden normar la gestión de las cuencas interprovinciales; Normar la gestión y el uso del agua bajo su jurisdicción. Les atribuye el dominio originario de los recursos naturales. El código civil les acuerda el dominio público sobre la mayor parte del agua y el poder de policía sobre el resto; Sancionar las

normas necesarias para proveer a la protección del derecho al ambiente, la utilización racional de los recursos naturales, la preservación del patrimonio natural y cultural, la educación ambiental y complementar los presupuestos mínimos de protección ambiental que dicte la Nación.

Si bien, la CN no encomendó específicamente al Congreso Nacional sancionar normas relativas al agua, las funciones que atribuye al Congreso de la Nación de dictar el Código Civil, le permitieron sentar principios uniformes en materia de agua. El código civil de la Nación dispone que prácticamente toda el agua sea de dominio público, por lo menos toda la que interesa a la comunidad, ya que incluye en el dominio público a los ríos, sus causes, las demás aguas que corren por causes naturales y toda otra agua que tenga o adquiera la actitud de satisfacer usos de interés general, los lagos navegables, sus lechos las riberas internas de los ríos y las vertientes.

Para coordinar la política hídrica federal y la compatibilización de las políticas, legislaciones y gestión de las aguas de las respectivas jurisdicciones, las provincias y la nación promovieron la creación de Consejo Hídrico Federal (COHIFE, 2022) según la Ley 26438. Adicionalmente, el Consejo Federal del Medio Ambiente por su parte coordina las actividades del gobierno nacional y los gobiernos provinciales en materia de medio ambiente según la Ley 25675. Finalmente es importante que destaque que los llamados *Principios Rectores de Política Hídrica de la República Argentina*, proponer la base conceptual para la gestión eficiente y sostenible de los recursos hídricos de toda la Nación.

**PR<sub>3</sub> (Acuerdos de elección colectiva):** En la Cuenca del río Carcarañá, tanto los gobiernos provinciales como algunas asociaciones de usuarios han tomado conciencia sobre la necesidad de una eficiente y sostenible administración de la misma. En este sentido, en el año 2016 se crea la Comisión Interjurisdiccional de la Cuenca del Río Carcarañá, y ese mismo año se reúnen los equipos técnicos de ambas provincias (Córdoba y Santa Fe) con el objetivo de poner en funcionamiento dicha Comisión. En la primera acta de la reunión de la Comisión Interjurisdiccional, se especifica que se va a realizar un manejo armónico, coordinado y racional de los recursos hídricos; a contar con instrumentos de gestión interjurisdiccional a través de un plan director de gestión integrada de la cuenca (CICRC, 2016), y a convocar al estado nacional a una participación activa en la Comisión, con el fin de facilitar la provisión de gestión técnica y financiera. En las reuniones de la Comisión, se desarrollaron los siguientes acuerdos:

- 1) Presentación Plan director tentativo de Cuenca.
- 2) Evaluación de un posible financiamiento de la Nación (SsRH).
- 3) Tratamiento de nuevas obras de canalización/ampliaciones existentes en Córdoba, que derivan aguas a Santa Fe.
- 4) Propuesta Ente Inter jurisdiccional Río Carcarañá.
- 5) Análisis de borrador de Estatuto. Constitución formal del comité (avances en cada Legislatura).
- 6) Presentación de convenio de cooperación con el INTA

Asimismo, en las sucesivas reuniones se recalcó que será necesario desarrollar un plan de trabajo en etapas que incluya un previo diagnóstico. Se necesita estudios que permitan identificar cuál es la o las obras necesarias, ya sea para regular o para soportar el mayor caudal que va a tener que llevar adelante el río Carcarañá. Hay que realizar un plan de infraestructura, pero dentro de un plan general y en acuerdo con Nación (Plan Hídrico Nacional). También, destaco que, a partir del año 2016, la Comisión Inter jurisdiccional de la Cuenca del Río Carcarañá, ha propiciado reuniones con intendentes, presidentes comunales y productores de la zona, tanto en la provincia de Córdoba como en la provincia de Santa Fe. De todas formas, puedo visualizar que el trabajo de esta Comisión, desde el punto de vista institucional, está en su etapa inicial (CICRC, 2016).

**PR<sub>4</sub> (Monitoreo y Reporte), PR<sub>5</sub> (Sanciones graduadas) y PR<sub>6</sub> (Mecanismos de solución de conflictos):** El dominio de las provincias sobre el uso del agua es originario (CN, art. 124), publico (Código Civil, art. 2340), residual y reconoce limitaciones, por cuanto ellas deberán gestionar el agua o permitir su gestión conforme al Código Civil y en algunos casos el tema está sometido a la jurisdicción nacional, como la navegación y la interconexión eléctrica. Algunas provincias fijan los principios básicos de su política hídrica en sus constituciones.

Ahora bien, en ejercicio de su competencia de la gestión, el uso y la preservación del agua, bajo su jurisdicción, las provincias sancionaron leyes muchas veces superpuestas y otras contradictorias y han atribuido su aplicación a pluralidad de organismos. Para afrontar los inconvenientes de esta dispersión, algunas provincias (como los casos de las provincias de Córdoba y Santa Fe) aglutinan esas normas en Códigos de Agua y unifican su aplicación en un organismo central.

También estas provincias, han creado organismos para ejercer la autoridad de cuenca hídrica y han establecido acuerdos de funcionamiento interprovinciales en materia

hídrica, dado que la CN atribuye a las provincias el dominio originario de los ríos, pero no tipifica la relación que se establece entre las distintas provincias bañadas por la misma agua.

El código de Aguas de la Provincia de Santa Fe, sancionado sobre fines del año 2017, consta de 201 artículos, agrupados en cuatro libros y un glosario de términos, facilitando de este modo su aplicación y comprensión. Esta norma crea el marco regulatorio para permitir un uso eficiente y sustentable de esta riqueza natural agotable, cuyo objetivo es garantizar el acceso al agua potable como derecho humano fundamental y promover su uso adecuado en atención a la política hídrica provincial.

El Código de Aguas, se ocupa de los principios generales de la materia y de las disposiciones relativas al objeto de la norma, al dominio de las aguas, reiterándose los preceptos del Código Civil al respecto, el ámbito de aplicación de la misma, el criterio en la determinación de la gestión de las cuencas interprovinciales, la atención de los principios rectores de política hídrica nacional, el respeto por la unicidad del ciclo hidrológico, el valor del agua y la concreta determinación del derecho a la misma, como así también la enumeración de los objetivos de la política hídrica provincial.

También atiende la distinción que establece el Código Civil entre aguas del dominio público y del dominio privado y las particularidades que se presentan en relación con el dominio de las mismas, como ser las aguas interjurisdiccionales, los cursos discontinuos u ocasionales, los cauces desocupados, la regulación de las aguas privadas y las consecuencias de sus ingresos a cauces públicos (SANTA FE, 2018).

El Código además, fija las pautas básicas en lo que respecta a la protección de los recursos hídricos, independientemente de su carácter público o privado, y, en ese sentido, se prohíbe la alteración en el régimen o la calidad de las aguas sin la debida intervención de profesional habilitado y previa autorización de la autoridad de aplicación, que será el Ministerio de Aguas e Infraestructura, facultada para determinar las áreas de protección, fijándose disposiciones para la protección de los humedales.

Reglamenta también los distintos usos y aprovechamiento de los recursos hídricos y las obras que interactúan con el agua, uso común, usos especiales, permiso, concesión y canon, abastecimiento de poblaciones, uso para servicios municipal y comunal, uso agrícola, uso pecuario y de granja, uso industrial, uso acuícola, uso energético, uso terapéutico o medicinal de aguas termales, uso minero, uso turístico, deportivo y recreativo, uso para navegación y flotación, uso de cauces y lechos, además de la extinción de la concesión y permiso y los usos preexistentes.

Es importante destacar que este Código de aguas, contempla las obras hidráulicas y de otro tipo que interactúan con las aguas, otras intervenciones, el control del recurso hídrico, su protección y las afectaciones al medio por efecto del agua y por acción del hombre, inundación, sequía extraordinaria, sedimentación de cuerpos, erosión, emergencia hídrica, extensión del dominio, línea de ribera y limitaciones al dominio privado, ocupación temporal, servidumbres administrativas y expropiación, y finalmente, dispone la constitución de organizaciones de cuencas que actuarán como personas jurídicas de derecho público y estarán integradas, entre otros, por representantes de los municipios y comunas, y de organizaciones de usuarios o beneficiarios, las que estarán conformadas por productores y propietarios y funcionarán como personas jurídicas de derecho público no estatales (SANTA FE, 2018).

El Código de Aguas de la Provincia de Córdoba fue aprobado por el Decreto-ley ley 5589/73, publicado en BO 28.05.73 y el anexo conteniendo el texto del código en el BO del 4.10.74, luego ley 5589, y ha tenido modificaciones, introducidas por las leyes 8548, 8853, 8998, 9361 y 9867. Este Código de Aguas, establece la regulación del recurso agua. Está dividido en ocho libros y la mayoría de ellos, en títulos y capítulos.

Así, el libro primero trata de disposiciones generales; el libro segundo, sobre el uso del agua con relación a las personas; el libro tercero, contiene normas para ciertos usos especiales y concesión empresaria; el libro cuarto, las normas relativas a categorías especiales de aguas; el libro quinto, regula sobre la defensa contra efectos dañinos de las aguas; el libro sexto, regula sobre obras hidráulicas; el libro séptimo, sobre restricciones al dominio; ocupación temporal; servidumbres administrativas y expropiación impuesta en razón del uso de las aguas o defensa contra sus efectos nocivos y el libro octavo, sobre jurisdicción, competencia y régimen contravencional (CORDOBA, 2001).

En este punto una mención especial merece el libro quinto, que regula sobre la defensa contra efectos dañinos de las aguas.

Se establece en este libro que la autoridad de aplicación dispondrá las medidas necesarias para prevenir, atenuar o suprimir los efectos nocivos de las aguas, entendiéndose por tales, los daños que, por acción del hombre o la naturaleza, puedan causar a personas o cosas (art. 182). Así, en cuanto a la contaminación, se prevé que a los efectos del código se entiende por aguas contaminadas las que por cualquier causa son peligrosas para la salud, ineptas para el uso que se les dé, perniciosas para el medio ambiente o la vida que se desarrolla en el agua o álveos o que por su olor, sabor, temperatura o color causen molestias o daños (art. 183).

En caso de contaminación por concesionarios o permisionarios, la autoridad de aplicación podrá suspender la entrega de dotación o declarar la caducidad de la concesión conforme a lo preceptuado en los artículos pertinentes de este código, además podrá aplicarse al infractor una multa que será graduada por la autoridad de aplicación y también, como pena paralela, pueden aplicarse sanciones conminatorias (art. 187).

A modo de síntesis puedo visualizar que, el código de aguas de la provincia de Córdoba al igual que el Código de Aguas de la Provincia de Santa Fe, regulan en forma minuciosa todo lo referido a este recurso natural, desde su dominio y clasificación, sus distintos usos y defensa contra los efectos nocivos, las obras públicas y privadas para ello, así como lo referido al régimen contravencional, jurisdicción y competencia, en el marco de las facultades emergentes de la Constitución Nacional y de la Constitución Provincial. También es importante que destaque que en ambos códigos se reconoce que la gestión del agua enfocada hacia cada cuenca resulta ser la más adecuada para alcanzar los objetivos de una gestión integrada y equitativa.

**PR<sub>7</sub> (gobierno reconocido) y PR<sub>8</sub> (Sistemas anidados):** La gran cantidad y la dispersión de normas provenientes de las distintas jurisdicciones (nacional, provincial y municipal) y de algunas fuentes interjurisdiccionales, relativas a la preservación y mejoramiento de las cuencas hídricas y la atribución de su aplicación a pluralidad de organismos genera problemas de identificación y de la interpretación de las normas.

Este tipo de andamiaje institucional limita la gestión gubernamental, por lo que no siempre se resuelven los conflictos de intereses, sino que más bien se incrementan. A nivel general, esto se hace más notorio por cuanto se carece de un cuerpo nacional de normas referidas al agua.

Si bien existe consenso para sancionar un cuerpo nacional regulador del agua o por lo menos, codificar la legislación hídrica federal desde hace mucho tiempo, todavía no se ha podido plasmar esta intencionalidad en una ley nacional. Una ley o código nacional del Agua proveería a la utilización racional del agua y recursos naturales y consecuentemente al control de la contaminación del agua.

En este sentido, el Consejo Hídrico Federal (COHIFE, 2022), instancia federal de coordinación normativa, sería el organismo más adecuado para propiciar un proyecto de Código Nacional del Agua (CNA), porque podría articular el consenso de todo el sistema político y administrativo vinculado a los recursos hídricos.

#### **4.3.2. Estudio de caso de la cuenca del río Maumee, USA**

Con el fin de testear los principios de diseño de sistemas sostenibles de recursos (hídricos) gobernados por la comunidad, enunciados por Elinor Ostrom (OSTROM, 1990, 1999), que posibilitan la minimización de los costos de transacción, en el caso específico de la cuenca del río Maumee, he utilizado varias fuentes de información provenientes de trabajos técnicos de posgrado del Centro de Investigación de la Universidad de Virginia para la Gestión de Riesgos de Sistemas de Ingeniería (The CENTER, 2021) USA, también del Estudio de la Cuenca del Río Maumee, del Departamento de Recursos Naturales del Estado de Indiana, algunos trabajos específicos del Dr. Yacov Haimés y algunos trabajos presentados en el Taller de Teoría Política y Análisis de Políticas (O-Workshop, 2021) de la Universidad de Indiana, Bloomington, USA.

Un detalle específico, para tener en cuenta, referido a los estudios de ingeniería de las cuencas hídricas que he consultado es el siguiente: es importante destacar que, en sus etapas iniciales, la planificación de los recursos en las cuencas hídricas tenía que ver por lo general con un problema específico, como por ejemplo el control de inundaciones, el riego, la navegación o el abastecimiento de agua para consumo humano o industrial (HALL y DRACUP, 1970). En etapas más avanzadas, la planificación aplica el enfoque de la planificación de propósito múltiple (o planificación multiobjetivo) para lograr el desarrollo de los recursos hídricos (JACOVKIS, GRADOWCZYK, FREISZTAV, ROUSSEL y TABAK, 1989).

Debido a que los distintos usos del agua son a menudo competitivos, surgen conflictos que hacen que este enfoque de propósitos múltiples deba incluir una visión dinámica en la planificación (JACOVKIS, 1996). La planificación multiobjetivo de cuencas es una respuesta a este problema, ya que se trata de coordinar y desarrollar armónicamente los usos de agua de una cuenca mientras se toman en cuenta otros procesos de desarrollo tanto dentro de la cuenca como fuera de ella. Con el fin de ilustrar con más detalle, incluyo en el Apéndice E, de esta tesis, un caso de estudio referido a la planificación multiobjetivo en la cuenca del río Maumee, la cual resulta ser un andamiaje necesario para el desarrollo de un mercado de calidad de aguas.

En lo que respecta a los proyectos de Estudio Nivel B (estudios hidrológicos y proyectos hídricos), que he consultado (HAIMES, DAS, y SUNG, 1977), (HAIMES, SUNG y DAS, 1979), (HAIMES, 2019, pg. 146) y que son una importante fuente de información, es importante que destaque que utilizan como base los principios y estándares para la planificación de recursos hídricos y otros recursos de la tierra relacionados, preparados

por el Consejo de Recursos Hídricos de Presidencia y adoptado por el Congreso de USA, allí se identifica dos objetivos principales:

- 1) Incrementar el desarrollo económico nacional mediante el incremento del valor de los productos nacionales de bienes y servicios y mejorar la eficiencia económica nacional.
- 2) Incrementar la calidad del medio ambiente mediante la administración, conservación, preservación, creación, restauración, o mejoramiento de ciertos recursos naturales y culturales y de sistemas ecológicos.

El propósito general de la planificación de recursos hídricos y de la tierra es promover la calidad de vida reflejando las preferencias de la sociedad para atender los objetivos definidos anteriormente. Los tres niveles de estudio hidrológicos nacionales conocidos como A, B, C tienen el objetivo de identificar problemas del agua y la tierra, desarrollar planes que sean respuesta a los objetivos anteriores y finalmente implementar planes.

**PR<sub>1</sub> (Límites claramente establecidos):** Partimos del Estudio de nivel B de la cuenca del río Maumee, el cual fue estructurado para identificar y evaluar todos los principales problemas de los recursos de la tierra relacionados con el agua. Este Estudio consideró y evaluó todas las medidas que pueden resolver estos problemas y ofreció tanto un plan de acción inmediata como un plan a largo plazo para la implementación por varios niveles de gobierno (HAIMES, 1977), (HAIMES, SUNG y DAS, 1979) y (HAIMES, 2019, pg. 146). A partir de este Estudio, fueron recomendados programas para completar datos e investigar vacíos de información. Además, fue identificado un enfoque coordinado de la necesidad de estudios detallados de programas de administración y estructurales para implementar a todos los niveles de gobierno.

El río Maumee es el afluente más grande de los Grandes Lagos, recorre diecisiete condados del Estado de Ohio, dos Condados de Estado de Michigan y cinco condados del Estado de Indiana. La cuenca total del río cubre aproximadamente 21.600 Km<sup>2</sup>. El río Maumee fue designado río escénico estatal el día 18 de julio del año 1974 (MAUMEE RAP, 2006). En este territorio, gran parte de la extensión de la cuenca, casi horizontal o con baja pendiente, es usada para agricultura. Pero, debido a que el suelo tiene una baja tasa de permeabilidad, existen problemas de drenaje en toda la cuenca. Gran parte del área de la cuenca es de tierra de agricultura desarrollada a través del drenaje del *Great Black Swamp* (bañado o pantano). A pesar de ello, hay importantes concentraciones urbanas centradas alrededor de las ciudades de Toledo, Lima y Fort Wyne. Esto representa un potencial conflicto sobre la asignación óptima del uso de la tierra, sobre si la expansión



urbana o la producción agrícola, debería tener prioridad en el futuro.

Desde el principio del desarrollo del Estudio nivel B de la cuenca, fue claro que los límites del proyecto estarían impuestos en términos de fondos y del tiempo disponible (HAIMES, DAS, y SUNG, 1977), (HAIMES, SUNG y DAS, 1979). Otros factores que influenciaron la naturaleza del estudio fueron la estructura de las agencias que conducían el estudio, la neutralidad del personal de la Comisión y la responsabilidad e interés en el estudio de los diversos estados. Los criterios nacionales para los Estudios del nivel B imponen una revisión de los problemas severos y el desarrollo de una serie de soluciones alternativas. Las soluciones alternativas se basan en 3 diferentes metas: desarrollo económico nacional, calidad de medio ambiente y un enfoque mixto. Los criterios nacionales para los Estudios de nivel B también imponen que estos estudios no desarrollen normalmente proyectos específicos para construcciones, pero deberían en su lugar presentar un programa para la resolución de los problemas del total de la cuenca. Por lo tanto, es importante que resalte que el diseño de proyectos específicos no fue llevado a cabo en el Estudio del nivel B de la cuenca del río Maumee (HAIMES, 1977) y (HAIMES, 2019, pg. 146).

Las leyes nacionales en vigencia en los comienzos del Estudio de nivel B, ponían una responsabilidad primaria sobre la calidad del agua en manos de los estados, teniendo el gobierno federal una responsabilidad de regulación. Por tal motivo, el estudio necesitó un enfoque de sistemas para calidad de agua y un plan de calidad de agua para toda la cuenca. Los estados en ese momento no estaban equipados para preparar ese plan. Pero, el gobierno federal rehusó llevarlo a cabo porque consideró que era una responsabilidad de los estados e interpretó que los reglamentos federales solamente permiten un enfoque al mejoramiento de la calidad de agua.

Consecuentemente, la Junta de planificación en sus inicios no pudo usar un enfoque de sistemas deseable, sobre una base cuantitativa que pudiera haber conducido a una solución óptima de los problemas de calidad de agua de la cuenca, en lugar de eso, ellos seleccionaron un como sustituto la reducción arbitraria en limo como un indicador, dentro del río, de la calidad del medio ambiente. En la actualidad se está trabajando sobre un tratamiento global del problema de calidad del medio ambiente (HAIMES, 2019, pg. 146).

**PR<sub>2</sub> (Congruencia entre reglas):** El tema preponderante del momento es la calidad de agua. Tanto las fuentes puntuales (municipales e industriales) como las fuentes no

puntuales (urbanas y escurrimiento agrícola), constituyen ambas a fuertes cargas de desperdicios. La sedimentación debida a la erosión es un problema de toda la cuenca, que es amplificado por los depósitos en la Bahía del Maumee. La inundación de la línea de la costa sigue siendo un problema y los temas de navegación son bastante importantes para la economía de la región. También están pendientes las consideraciones sobre la calidad de vida en las áreas de recreación, pesca y preservación de la vida salvaje y de conservación del medio ambiente (MRBC, 2021).

Al comienzo de las actividades de la administración de la cuenca los problemas recreativos habían sido aislados y referidos a las categorías de manejo del recurso suelo, calidad de agua, recursos pesqueros, vida salvaje y caza, recreación al aire libre, inundaciones y abastecimiento de agua. La planificación para el área de administración involucra tanto a las fronteras políticas como a las hidrológicas. Por ello, desde el principio, fue considerado el total de la cuenca de río Maumee (MRB, 2021), incluyendo la totalidad del área de drenaje de la Bahía del Maumee, como también fueron consideradas las fronteras de los estados y los condados que comprenden el área de drenaje. Las cuencas de los ríos cruzan los límites de los estados y del país y están gobernadas por una amplia combinación de instituciones políticas. En su comienzo, para minimizar las complejidades asociadas con el atravesar las fronteras políticas, el área de estudio del Maumee, fue dividida en 5 subáreas, cada una bordeada por líneas divisorias de condados y cada una estando dentro de un único estado. Una sexta subárea de planificación, la Bahía del Maumee, fue única en el sentido que estaba constituida enteramente por agua. Los estudios de planificación de nivel B intentan coordinar e incluir todos los niveles y unidades responsables del gobierno, respecto a recursos hídricos en el área estudiada. De acuerdo con ello, el estudio de nivel B de la cuenca del río Maumee involucra agencias estatales, regionales, locales y federales.

La comisión de la Cuenca de los Grandes Lagos, con el fin de instrumentar un ente administrativo adecuado, creó una Junta de Planificación, con miembros de las siguientes agencias de los gobiernos federales y de los estados: El Departamento de Recursos Naturales de Indiana, El Departamento de Recursos Naturales de Michigan, la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Ohio, el Departamento de Agricultura de USA, el Cuerpo de Ingenieros del Ejército de USA, la Agencia de Protección del Medio Ambiente de USA, el Departamento del Interior de USA, la Comisión de los Grande Lagos y el comité asesor de los ciudadanos de Maumee (CAC).

Es importante que destaque que los ciudadanos estaban involucrados en la formulación de los objetivos del proyecto. De hecho, el Comité Asesor de Ciudadanos fue establecido de forma de representar al público y a las organizaciones interesadas en Indiana, Michigan y Ohio (HAIMES, DAS, y SUNG, 1977), (HAIMES, SUNG y DAS, 1979). En respuesta a los problemas mayores de la cuenca, el CAC identifica ocho metas principales para el plan de nivel B.

**PR<sub>3</sub> (Acuerdos de elección colectiva):** El objetivo último de la Junta de Planificación, fue elaborar un plan de administración comprensivo que alivie los serios problemas de la cuenca. El propósito de este estudio fue investigar alguna de las áreas críticas que van a ser consideradas en el desarrollo del plan. En particular hay dos amplias áreas para consideración: (1) problemas técnicos, incluyendo la identificación de metas y variables de decisión y la medida de los parámetros y performance, (2) problemas institucionales, incluyendo área de influencia y responsabilidad y disponibilidad de recursos.

En sus orígenes, el estudio Nivel B de la cuenca del río Maumee, iniciado por la Comisión de la Cuenca de los Grandes Lagos fue un esfuerzo para organizar un programa de 15 años (1976-1990) para tratar los problemas mayores en la cuenca, tales como la calidad de agua y el uso de la tierra (incluyendo erosión de suelos, medios de recreación, preservación del hábitat de la vida salvaje, control de inundaciones, etc.). La meta de esta investigación fue desarrollar un marco administrativo para los problemas de recursos hídricos y de tierra de la cuenca del río Maumee, dentro de las guías de los principios y normas del consejo de Recursos Hídricos de la Presidencia de USA (MRBC, 2021).

También es importante que destaque que en la época que fue comenzado el estudio de la cuenca del río Maumee, un programa de planificación a largo plazo de nivel A estaba en marcha y cerca de terminarse. El estudio a nivel A cubrió la región completa de los Grandes Lagos e incluyó parte de ocho estados de los Grandes Lagos, todos del área de USA de los lagos y el río San Lorenzo hasta la frontera internacional.

En el Estudio nivel A, se estableció que las áreas problemáticas más involucradas, complicadas e inmediatas dentro de la cuenca de los Grandes Lagos serian tratadas con estudios individuales de nivel B del tipo de la cuenca del río Maumee. Así, el problema más urgente en la cuenca de los Grandes Lagos, que fue considerado por la Comisión de los Grande Lagos fue el de la cuenca del río Maumee, que proporcionó el tema para el primer estudio de nivel B, iniciado luego del estudio global de nivel A para toda la Cuenca de los Grandes Lagos.

En cuanto a los datos y las proyecciones de crecimiento demográfico y económico necesarios para el desarrollo de este tipo de proyecto, también es importante que destaque que estos fueron provistos casi en su totalidad por dos agencias federales: la oficina de Análisis Económico (Departamento de Comercio de USA) y el Servicio de Investigaciones Económicas (Departamento de Agricultura de USA). Estas dos agencias federales son las fuentes principales de los proyectos a largo plazo sobre población y demanda de recursos usados por USA (HAIMES, DAS, y SUNG, 1977), (HAIMES, SUNG y DAS, 1979).

En cuanto a los datos socioeconómicos fueron proporcionados por los estados y otras subdivisiones políticas dentro de la cuenca. Los datos fiscales usados en este tipo de estudio, incluyen información sobre el área de drenaje, uso y disponibilidad de tierra de la cuenca para agricultura y otras actividades y datos hidrológicos y de efluentes contaminantes para las plantas de tratamiento existentes con su localización y capacidades. El cuerpo de ingenieros posee estudios de toda la cuenca, sus características hidrológicas, desarrollo recreacional y efectos de las inundaciones, los cuales ha resultado ser un gran aporte al proyecto. Los estudios de nivel B, según la legislación de USA, estaban exentos de coleccionar datos como una actividad específica y en la mayoría de los casos donde había carencia de datos críticos, está permitido un esfuerzo mínimo para la colección de datos, dentro de las limitaciones de fondos y tiempo.

**PR<sub>4</sub> (Monitoreo y Reporte) y PR<sub>5</sub> (Sanciones graduadas):** Aunque la supervisión recae organismos gubernamentales, la inclusión de programas de voluntariado, a partir del comienzo del año 1960, con fines de fortalecer la institucionalidad hídrica en USA, ha generado buenos resultados (desde el punto de vista de la participación ciudadana en la administración los Recursos de Uso Común). En este sentido, la Ley Federal de Agua Limpia propuso evaluar la calidad de los diversos cursos de agua de cada estado, mediante la implementación de programas de monitoreo con personas voluntarias, contando para esto con un apoyo económico de parte del Estado (MRB, 2021).

Un hito importante que potenció estos programas fue al comienzo del año 1970, donde el Estado de Minnesota realizó el monitoreo de 250 lagos mediante la ayuda de voluntarios. Del mismo modo, en el año 1974, la legislatura del Estado de Maine proporcionó financiación para iniciar el programa de monitoreo con voluntarios del Lago de Maine. El programa de Monitoreo de la Calidad del Agua (MCA) con voluntarios del Estado de Michigan, comenzó ese mismo año y tres años después, se estableció este tipo de

programas de monitoreo con voluntarios patrocinado por el estado en Vermont, New Hampshire, Nueva York e Illinois (IMPERIAL y HENNESSEY, 2000). Así, al comienzo del año 1980 numerosos grupos y programas de voluntariado crecieron aceleradamente. Los voluntarios mejoraron sus destrezas, logrando así cada vez mejores registros con datos confiables. Al mismo tiempo, los organismos gubernamentales fueron reconociendo cada vez más el valor de los voluntarios.

Otro antecedente importante de mencionar ocurrió en el año 1987, donde los voluntarios del programa de monitoreo de la bahía de Chesapeake presentaron un proyecto de Monitoreo de Calidad del Agua, empleando voluntarios, siendo este el primer proyecto aprobado por la Agencia (EPA). Así, sobre el fin de la década de los años 80 se crean tres programas de monitoreo de estuarios: *Rhode Island Salt Pond Watchers*, *Chesapeake Bay Citizens Monitoring Program* y *Maines Clean Water Program*. Paralelamente se incrementaron los voluntarios pertenecientes a escuelas, cuyos estudiantes se mostraron interesados en llevar a cabo programas de control y monitoreo de sus fuentes de aguas superficiales.

Debido al gran número de facilidades y al apoyo otorgado por la Agencia (EPA), aumentaron los programas de monitoreo con voluntarios y el desarrollo y creación de redes de datos a nivel nacional. A partir del año 1988, la Agencia (EPA) viene patrocinando conferencias nacionales y regionales, así como medios de enlace como el periódico *The Volunteer Monitor* y a partir del año 1992, la Agencia (EPA) coordina el Monitoreo de Calidad del Agua, en áreas recreativas en estrecha colaboración con los consejos locales. En el año 1994, comenzó un extenso programa de monitoreo continuo, donde trabajan de forma conjunta la Agencia (EPA) y nueve consejos de la Costa Este de USA. Muchos otros programas de voluntarios están trabajando en USA, especialmente en los estados de Oregon, Maryland, Minnesota, California, Alabama y Florida.

También en el año 1987, luego de una reunión pública se crea el Maumee RAP, el cual consiste en una asociación público - privada que trabaja para llevar las condiciones medio ambientales de las vías fluviales de la cuenca a condiciones aptas para pescar y nadar. El RAP de la cuenca del Maumee involucra, en forma transversal, diversas empresas preocupadas por el medio ambiente, industrias, agencias gubernamentales, organizaciones sin fines de lucro, educadores y ciudadanos. El Comité del Maumee RAP, en la actualidad, toma las decisiones oficiales para la organización y proporciona un programa general de vigilancia del medio ambiente (MAUMEE RAP, 2006).

**PR<sub>6</sub> (Mecanismos de solución de conflictos):** El soporte institucional inicial en la administración de la cuenca hídrica y en lo que respecta a los mecanismos de resolución de conflictos fue proporcionado por el Consejo de Recursos Hídricos de USA y los fondos para el funcionamiento fueron proporcionados por el gobierno federal. La Comisión de Cuenca de los Grandes Lagos proporcionó un substancial apoyo adicional y los estados, particularmente el estado de Ohio, brindaron apoyo y proporcionaron los insumos provenientes de sus agencias normales de planificación. Las entidades políticas locales proporcionaron apoyo cooperativo, brindando locales para reuniones, noticias al público y otras actividades de apoyo general. La cooperación fue muy valiosa y adecuada en las etapas iniciales de organización de la administración de cuenca (MRB, 2021).

La participación de los ciudadanos jugó un papel importante en la fijación de las metas, la definición de alternativas, la determinación de prioridades y la formación de los planes finales. Un mecanismo importante de participación pública fue el Comité Asesor de los Ciudadanos (CAC), que trabajó estrechamente con los planificadores de gobierno, guiando el desarrollo del plan. Las soluciones alternativas preliminares desarrolladas en la primera fase del estudio (plan director y organización de la administración de cuenca) fueron revisadas y refinadas a través de una serie de talleres públicos llevados a cabo en ciudades de toda la cuenca durante el mes de octubre de año 1974. Prosiguiendo su participación en esta revisión y refinamientos posteriores y acuerdo entre sus miembros, el CAC publicó su informe de metas en el mes de marzo del año 1975 (HAIMES, DAS, y SUNG, 1977), (HAIMES, SUNG y DAS, 1979). También una serie de foros abiertos a la información pública fueron llevados a cabo durante el mes de enero del año 1976. El propósito de estos foros era la revisión de los planes alternativos de desarrollo económico y calidad del medio ambiente. Durante el desarrollo de los foros, fueron solicitados también comentarios escritos sobre los planes alternativos y fue enviado un cuestionario a todos los integrantes del Estudio de la cuenca del río Maumee. El propósito del cuestionario era cuantificar las preferencias del público de forma tal que pueda ayudar al proceso de planificación (MRB, 2021).

**PR<sub>7</sub> (gobierno reconocido):** Para definir un plan final (plan director y organización de la administración de la cuenca) y para asignar prioridades relativas del público a los programas propuestos, se recurrió a el cuestionario, los resúmenes de las discusiones de los grupos de trabajo que de conformaron durante los foros y las revisiones y preferencias establecidas por el CAC. Este plan final refleja las preferencias para implementación de

programas y se orienta hacia las necesidades de agua y recursos de tierra asociados de la cuenca del Maumee (HAIMES, 2019, pg. 147). El comité asesor de ciudadanos de la cuenca del río Maumee proporcionó las metas y objetivos usados en la formulación de los planes alternativos y en la recomendación del curso de acción.

El desarrollo detallado de las metas se enfocó a las siguientes áreas de interés: uso y manejo de la tierra, control de la erosión y la sedimentación, administración de la calidad del agua, administración de la pesca y la vida salvaje, desarrollo de la recreación al aire libre, drenaje y reducción de los daños de las inundaciones, desarrollo del abastecimiento del agua, administración de la bahía del Maumee y temas legales, institucionales y legislativos. A través de este estudio y estudios posteriores, las medidas alternativas fueron refinadas y reevaluadas a la luz de las metas y objetivos establecidos por el Comité Asesor de Ciudadanos. Fueron identificadas, (HAIMES, DAS, y SUNG, 1977), (HAIMES, SUNG y DAS, 1979) en la etapa inicial, más de 560 medidas alternativas principales para resolver los distintos problemas de recursos durante el curso de estudio.

**PR<sub>8</sub> (Sistemas anidados):** Los programas (plan director y organización de la administración de la cuenca) fueron desarrollados para las categorías de administración de recursos de la tierra, erosión y sedimentación, calidad de agua, vida salvaje, recursos pesqueros, recreación, inundaciones, abastecimiento de agua y bahía de Maumee. Fueron hechas consideraciones sobre soluciones estructurales y no estructurales y sobre si las soluciones fueran llevadas a cabo por el sector privado o por uno o varios niveles y unidades de gobierno (MRB, 2021).

Todas las medidas de administración posibles, tanto estructurales como no estructurales, fueron seleccionadas por eficiencia, aceptabilidad y factibilidad técnica para resolver problemas, necesidades y oportunidades. Fueron considerados todos, la preservación, conservación y desarrollo del agua y los recursos de la tierra relacionados.

Además, algunos componentes alternativos potenciales no fueron considerados debido a la falta de interés del público, o bien por las recomendaciones técnicas. En resumen, más de 560 alternativas fueron sugeridas por el Comité Asesor de los Ciudadanos, el Comité de Planificación y la Comisión de Cuenca de los Grandes Lagos. El estudio de la cuenca del río Maumee, la conformación de un plan director y la organización de la administración de la cuenca fue y sigue siendo un esfuerzo de planificación realmente interdisciplinario. Finalmente es importante que destaque el accionar del Comité del Maumee RAP, el cual ha crecido y cambiado a lo largo de los años, desde su creación en

1987. A partir de todas estas actividades (MAUMEE RAP, 2006), se ha logrado desarrollar un espíritu cooperativo y de confianza mutua entre los distintos actores de la cuenca.

#### **4.3.3. Estudio de caso de la cuenca del río Delaware, USA**

Con el fin de testear los principios de diseño de sistemas sostenibles de recursos (hídricos) gobernados por la comunidad, enunciados por Elinor Ostrom (OSTROM, 1990, 1999), que posibilitan la minimización de los costos de transacción, en el caso específico de la cuenca del río Delaware, he utilizado varias fuentes de información provenientes de trabajos técnicos del Departamento de Economía Agrícola, Sociología y Educación, de la Universidad del Estado de Pennsylvania (AESE, 2021), trabajos técnicos de la Comisión de la Cuenca del Río Delaware, algunos los trabajos específicos del Dr. Hernan Quinodoz (*Senior Member, The Delaware River Basin Commission*) y algunos trabajos presentados en el Taller de Teoría Política y Análisis de Políticas (O-Workshop, 2021) de la Universidad de Indiana, Bloomington, USA.

**PR<sub>1</sub> (Límites claramente establecidos):** Situada en un corredor densamente poblado del noreste de USA, la cuenca del río Delaware se extiende aproximadamente desde la cabecera del Estado de Nueva York hasta su confluencia con el Océano Atlántico. La cuenca incluye aproximadamente 12,800 millas cuadradas de área terrestre, casi 800 millas cuadradas de Bahía y más de 2.000 afluentes, incluidos muchos que son ríos por derecho propio (DELAWARE RIVER, 2008). La cuenca del río Delaware posee una superficie de aproximada de 36.000 km<sup>2</sup> y se extiende a 42 condados y 838 municipios, en los estados de New York, New Jersey, Pennsylvania, Maryland y Delaware. Sus aguas tributarias llegan a sumar 216, entre ríos y arroyos, y contribuyen a que se posicionen en el número 33 entre los ríos más caudalosos de USA. El sistema del río – estuario (MOONEY, GALLAGHER y SALAS, 2002) de Delaware es un valle inundado en la costa oriental de USA, con un área de drenaje que abarca cuatro estados: Nueva York, Nueva Jersey, Pensilvania y Delaware. La sección del río con influencia de la marea se extiende hasta Trenton. La sección del estuario varía estacionalmente como una función del agua dulce. Típicamente, las aguas salinas se introducen hasta Wilmington durante los periodos de flujo alto y hasta el extremo surge de Filadelfia durante el periodo de flujo bajo del verano. La sección del río que se ha estudiado y modelado históricamente (modelo hidrológico) para calidad del agua se extiende aproximadamente 129 km.



En general, el uso del suelo en la Cuenca de drenaje del río Delaware es una mezcla de áreas agrícolas, industriales y municipales. Las áreas agrícolas están principalmente ubicadas al norte de Trenton y a lo largo del tramo del río se ubican una densa concentración de municipios, este tramo del río es también una de las secciones más industrializadas ubicadas cerca de ríos en USA, concentrando un gran número de refinerías de petróleo y de industrias químicas. La agencia reguladora de calidad de agua del río Delaware es la Comisión de la Cuenca del Río Delaware, (DRBC, por sus siglas en inglés). La DRBC ha utilizado y refinado modelos numéricos hidrológicos del río desde el año 1970 (MOONEY, GALLAGHER y SALAS, 2002). La Comisión (DRBC), ha ido actualizando paulatinamente estos modelos, conjuntamente con la evolución de la legislación local y nacional y la evolución de las tecnologías de modelado de la ingeniería hídrica y ambiental. A través de estos esfuerzos, el río Delaware ha experimentado una notable mejora en su calidad del agua durante estos últimos 40 años (DRBC, 2018). Los modelos computacionales utilizados han evolucionado a lo largo de la administración de la cuenca de los modelos relativamente sencillos de DBO - oxígeno de estado permanente y unidimensionales a los modelos complejos de eutroficación, variables en el tiempo y tridimensionales, incluyendo cinéticas completas de algas, nitrógeno y fósforo. Estos cambios en los marcos de los modelos se hicieron en respuesta a la importancia cambiante de diferentes procesos biológicos y químicos que se suman al balance total de oxígeno disuelto en el río (MOONEY, GALLAGHER y SALAS, 2002).

**PR<sub>2</sub> (Congruencia entre reglas):** Esta cuenca, en tamaño resulta ser pequeña en comparación con otras cuencas de USA, pero tiene una población muy numerosa y en ciertas partes de ella, especialmente la subcuenca de Lehigh y la zona del estuario, se encuentran las regiones más altamente industrializadas y con gran densidad de población. Es allí donde se concentran los principales problemas referidos a la calidad de agua. Por tal motivo, el estuario del Delaware es muy importante en función del agua involucrada, la zona, la actividad industrial y la densidad demográfica. A pesar de que el desarrollo industrial y municipal de la cuenca se produjo tempranamente, el problema de la calidad del agua no ha acompañado el ritmo de esta evolución (DELAWARE RIVER, 2008). De todas formas, la idea de administración de cuenca tiene una rica trayectoria histórica. Ya en el año 1936 se creó una comisión interestatal, bajo cuyos auspicios los estados comprometidos por la cuenca firmaron un acuerdo mutuo de control del agua. Este suministro una base legal para la construcción de plantas de tratamiento municipales.

Los niveles de tratamiento alcanzados no fueron particularmente altos (el término medio no pasaba de la remoción de los residuos más evidentes) y la carga restante, sumada a las descargas de residuos industriales, continuó produciendo una gran demanda de oxígeno en el estuario. Especialmente durante los meses calurosos del verano, el oxígeno disuelto desciende a niveles muy bajos o se agota en algunas partes de la extensión del estuario que va desde Filadelfia a la línea de separación entre los estados de Pensilvania y Delaware. Un hito importante para la administración de la cuenca se produjo entre los años 1957 y 1958, el Servicio de Salud Pública hizo un estudio preliminar de la calidad del agua en el Estuario del Delaware. Los datos así obtenidos llevaron a los organismos estatales e interestatales responsables de la calidad de las aguas a solicitar un estudio integral del estuario conforme a las estipulaciones de la Ley Federal de Control de la Contaminación del Agua.

La División de Abastecimiento de Agua y Control de la Contaminación, dependiente del Servicio de Salud Pública, comenzó el estudio en el año 1961 (DRBC, 1981). Posteriormente y tomando como base estos estudios, en el año 1966, la Administración Federal de Control de la Contaminación del Agua, expidió el informe: *Delaware Estuary Comprehensive Study: Preliminary Report and Findings*. Este estudio significó un esfuerzo por medir los costos externos, así como los de control y proporcionó un análisis excelente de los gravámenes a las fuentes de contaminación como medida para controlar la descarga a un costo social bajo cuando el instrumento en consideración es el tratamiento descentralizado en punto de descarga individuales. Entre las notables contribuciones de este estudio, es importante que señale que figuraba el desarrollo y aplicación de una rigurosa representación matemática de las relaciones causales que definen las características de asimilación y transporte del estuario.

El modelo desarrollado permitió calcular los efectos de aumentos y reducciones de la carga de desechos volcados en una sección particular sobre todas las otras partes de la zona del estuario. Un modelo de esta clase es un elemento esencial en un análisis sistemático para el control de aguas regionales. Este modelo, que caracteriza las relaciones físicas, biológicas y químicas del estuario, se complementó con otro de optimización económica (en este caso se recurrió a la programación lineal). Esta conjunción de modelos posibilitó hallar soluciones que permitieron reducir los costos generales de la administración (DRBC, 1989).

El modelaje de calidad de aguas de ríos es un proceso continuo que requiere de la constante calibración del modelo, mientras se implementan los controles de reducción de

la contaminación (MOONEY, GALLAGHER y SALAS, 2002).

**PR<sub>3</sub> (Acuerdos de elección colectiva):** La Ley de Agua Limpia (CWA) del año 1972 ha proporcionado el contexto para el tratamiento de fuentes de contaminación puntuales y no puntuales en USA mediante el establecimiento de la estructura legal fundamental para controlar estos tipos de fuentes de contaminación (NGUYEN, 2009, pg. 7). Aquí es importante que mencione que la promulgación de la Ley de Agua Limpia permitió el uso de fondos para el desarrollo del Modelo Dinámico para el Estuario de Delaware. Específicamente, estableció una fuerte regulación federal para fuentes de contaminación puntuales. La Agencia (EPA) ya contaba con una gran experiencia en el desarrollo de modelos dinámicos de Cuencas y/o Estuarios (en 1970 ya la Agencia (EPA) había trabajado en la modelización del delta Sacramento San Joaquín del Estado de California) y en el año 1978, realizó la adaptación de estos modelos matemáticos computacionales al sistema del río Delaware (MOONEY, GALLAGHER y SALAS, 2002). El programa de software resultante fue un modelo más complejo que los modelos usados en los años sesenta, este desarrollo constaba de dos modelos separados: un modelo hidráulico que simulaba el flujo de agua acoplado a un modelo de calidad de agua que simulaba los procesos biológicos, químicos y físicos en el río. Se utilizó además un enfoque de la red mediante el cual, ya sea a través de ramificaciones o enlaces, las ecuaciones hidráulicas y de balance de masa se aplican a segmentos uniformes del estuario y luego se solucionan en una manera secuencial (DRBC, 1981). A partir del año 1982 se desarrolló un plan conjunto de mejoras de los tratamientos de aguas residuales a lo largo del río Delaware. Aunque la ciudad de Wilmington ya había mejorado su sistema en el año 1974, en este periodo, las ciudades de Trenton, Filadelfia, Camden y Chester mejoraron sus sistemas de tratamiento e incorporaron a sus tratamientos primarios, tratamientos secundarios. Además, en esta época tuvieron lugar mejoras similares en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales industriales. Estas mejoras en el tratamiento de las aguas residuales dieron lugar a un aumento en las concentraciones de oxígeno disuelto en el río, a su vez, dieron lugar a un aumento de la población piscícola en el río Delaware (SANTORO, 2007).

En el año 1986, la DRBC lanzó el Proyecto del Uso Alcanzable del Estuario de Delaware. Los estudios de uso alcanzable son requisitos pedidos por los reglamentos federales de calidad de agua para aquellas aguas donde las normas de calidad del agua y los usos designados no se ajustan a las metas de la Ley Federal de Agua Limpia. La Ley de Agua

Limpia requiere la calidad del agua que prevé la protección de los peces, los moluscos y crustáceos y la fauna silvestre.

Una de las cuestiones críticas que señalaba el informe del mencionado proyecto era el oxígeno disuelto. Aunque los niveles de oxígeno en el río Delaware habían aumentado significativamente durante los últimos 25 años, este informe indicaba que una sección grande del río todavía no estaba cumpliendo las normas nacionales (DRBC, 1987). En el informe final del año 1989, el Proyecto del Uso Alcanzable del Estuario de Delaware, teniendo en cuenta los resultados obtenidos hasta el momento, recomendó elevar las normas de oxígeno disuelto en el río Delaware. También este informe recomendó utilizar el Desarrollo del Modelo Computacional del Estuario de Delaware como base para un desarrollo de un modelo de río más refinado que represente mejor la problemática. A comienzo del año 1990, la DRBC realizó una revisión extensa del programa computacional del río Delaware, para decidir ya sea nuevamente calibrar este modelo o bien reemplazarlo por un marco otro modelo con vistas a incluir una nueva asignación de cargas de despacho (MOONEY, GALLAGHER y SALAS, 2002).

Así luego de un profundo análisis, la DRBC decidió reemplazar este modelo por uno más complejo. Este nuevo modelo se usaría como instrumento de gestión para evaluar la viabilidad de nuevas normas/reasignaciones de oxígeno disuelto.

De esta forma un nuevo marco de modelo se desarrolló y constó del enlace de modelos hidrodinámicos con los modelos de calidad de agua. Este marco desarrollado es planamente tridimensional y variable en el tiempo capaz de reproducir las variaciones de mareas. También las cinéticas de calidad del agua se ampliaron significativamente. Este marco de modelo más complejo puede simular los fenómenos que ocurren en el orden de las horas en lugar de días (QUINODOZ, 2007, 2017).

**PR4 (Monitoreo y Reporte) y PR5 (Sanciones graduadas):** En la cuenca con el fin de reglamentar las sanciones y estímulos, se analizaron las posibilidades de emplear gravámenes o impuestos al uso del estuario como incentivo económico para controlar la descarga de desechos. Este estudio se hizo en relación con el trabajo de una comisión interdepartamental especial sobre el control de la calidad del agua. En esa oportunidad los informes técnicos fueron preparados por el personal jerárquico de la Administración Federal de Control de la Contaminación del Agua. Partiendo de la hipótesis de que los controles directos resultarían eficaces y que la eliminación de desechos respondería de manera racional a los incentivos económicos, este estudio analizó cuatro programas para

el logro de distintos objetivos de oxígeno disuelto en el estuario (DRBC, 1989).

El primero de estos estudios, recurrió al auxilio de la programación lineal y determinó cual fue la distribución menos costosa para la remoción de los desechos. (MOONEY, GALLAGHER y SALAS, 2002). Para lograr la instrumentación del programa como política de control se requirió de información precisa sobre los costos del tratamiento de desechos en todas las salidas y controles directos de toda fuente. La segunda solución es el tratamiento uniforme, donde cada usuario debió retirar un porcentaje dado de desechos, sobre la base de la cantidad anteriormente vertida, como medida previa a la descarga del resto del río. El porcentaje corresponde al mínimo necesario para alcanzar el nivel normal de oxígeno disuelto en agua y es el mismo en todos los puntos de contaminación. La tercera solución es el gravamen único al uso, este implica grabar a cada usuario con la misma cantidad por unidad de desecho vertido. La solución examina las respuestas de los usuarios y determina el gravamen mínimo que la reducción de desechos permita alcanzar el nivel deseado. La cuarta solución es el gravamen por zona, que utiliza un gravamen uniforme a la fuente en cada zona en vez de una única cifra para todos los tramos del estuario. En ninguno de los casos mencionados se realizaron mediciones específicas de los daños ocasionados por la corrupción del agua.

El problema (MOONEY, GALLAGHER y SALAS, 2002), entonces, es alcanzar los criterios de eficiencia (menor costo) y equidad (distribución de costos). Las conclusiones generales a las que llegó, a partir de estos estudios, la Administración de la Cuenca fueron:

- a) Los gravámenes a las fuentes deben ser considerados como un buen método para mejorar la calidad del agua
- b) El tratamiento de desechos que sea el resultado de la imposición de gravámenes se tendría que hacer según los planes menos costosos.
- c) En la zona abarcada por este estudio no se esperan reajustes importantes en el plano regional a partir de un gravamen de ese nivel.
- d) Los costos y dificultades administrativas de un método de gravámenes a fuentes son mayores que los correspondientes a los sistemas que siempre se adoptan para mejorar la calidad de agua. Sin embargo, los problemas no son insuperables no lo suficientemente grandes como para negar las ventajas del método de gravámenes.
- e) Comparado con el sistema convencional, el método de gravámenes alcanza el mismo objetivo con menores costes de tratamiento y en forma más equitativa para quienes vierten los desechos. Además, el gravamen constituye un incentivo constante para reducir la descarga de desperdicios y suministra una guía para decidir en cuestiones de inversión

pública. Los modelos de dinámica y control de contaminación deben mejorarse gradualmente para abordar los temas adicionales o nuevos de la calidad del agua (MOONEY, GALLAGHER y SALAS, 2002).

**PR<sub>6</sub> (Mecanismos de solución de conflictos):** Según estimaciones de la organización *Partnership for the Delaware Estuary* (PDE, 2021) alrededor de 15,2 millones de personas dependen del agua del estuario. Los recientes resultados muestran un optimismo en la calidad de agua, pero exponen problemas de nuevos contaminantes y posibles inundaciones. Aunque el tratamiento de aguas ha mejorado, es importante continuar creando conciencia sobre el tratamiento de desechos líquidos. Una de nuestras preocupaciones es que muchos de los nuevos contaminantes que se han encontrado en el río provienen de las alcantarillas. La misma organización también emite cada cinco años los resultados de estudios que buscan preservar el área y estima que por lo menos 130 especies de peces y 15 de aves habitan en el sistema río - estuario del Delaware.

La ciudad de Nueva York recibe millones de m<sup>3</sup> de agua pura para suplir las necesidades de sus habitantes, en la ciudad y sus alrededores (ECHAVARRIA y LOCHMAN, 1999), pero solamente alrededor del 10 % del agua que provee la ciudad viene de fuentes locales, el resto es provisto por las cuencas de la zona alta del estado a más de 300 km de la ciudad. La dependencia de la ciudad de fuentes de agua que se encuentran fuera de su jurisdicción ha significado conflictos continuos con las comunidades de la zona. De hecho, la creciente demanda de agua ha generado agudos conflictos con los propietarios cuenca arriba, quienes, a pesar de ofrecer un recurso tan importante para la ciudad, no reciben beneficio. El resultado de esto ha sido una larga historia de demandas y juicios por parte de los distintos actores. Por otra parte, se encuentran las cuencas del Catskill y Delaware cuyas actividades cuenca arriba afectan la cantidad y calidad del agua río abajo. Por ejemplo, en dichas cuencas a principios del año 1990 se registraban unas 350 fincas, en su mayoría vinculadas a la actividad lechera, cuyas descargas aportan fósforo, patógenos microbianos y otros contaminantes. Debido a la preocupación sobre la calidad del agua potable, la Agencia (EPA), exigía que la ciudad construyera una gran planta de filtración de aguas. Con la intención de cumplir con estas exigencias y, además, proteger la oferta de agua de la ciudad y los derechos de los residentes en los condados de las cuencas altas, el Gobernador creó una comisión con el fin de negociar un acuerdo (ECHAVARRIA y LOCHMAN, 1999).

El punto central de este acuerdo implicó que la ciudad pudiera trabajar con las comunidades de otras jurisdicciones con el motivo, entre otros de filtrar las aguas del sistema Catskill/Delaware que resultaba ser una propuesta muy costosa. Con la participación de la ciudad, el Estado de Nueva York y otras comunidades y entidades locales firmaron un acuerdo de la Cuenca de Nueva York en el mes de enero del año 1997. Este acuerdo significó que los consumidores de agua de Nueva York estuvieron de acuerdo en un incremento gradual de sus imposiciones con el fin de mejorar la calidad del agua. Es de destacar que algunos componentes del programa comenzaron al principio de la década del año 1990 como la modernización de nueve plantas de tratamiento de agua que operaban en la ciudad, rehabilitación de las represas y captación de agua de la ciudad y la implementación de un programa para la agricultura (SANTORO, 2007).

**PR<sub>7</sub> (gobierno reconocido) y PR<sub>8</sub> (Sistemas anidados):** La principal agencia reguladora de calidad de agua del río Delaware es la Comisión de la Cuenca del Río Delaware ó DRBC, que se formó en el año 1961. Al formarse la DRBC, el gobierno federal y los cuatro estados de la cuenca del río Delaware, se unieron como socios iguales en una agencia de planificación, desarrollo y reglamentación de la cuenca del río. Se otorgó a la DRBC la autoridad legal para supervisar un enfoque unificado de administración del sistema del río, sin tener en cuenta los límites geográficos de los estados y el cargo de fijar normas de calidad del agua y definir las asignaciones de descargas de desechos contaminantes para el río (MOONEY, GALLAGHER y SALAS, 2002). En esta tarea, la DRBC, ha dependido del uso de los modelos matemáticos del río desde los años sesenta. A partir de estos esfuerzos, el río Delaware ha experimentado una notable mejora en la calidad del agua.

En este punto, resulta importante también que mencione que en concordancia entre el Estado Federal y los cuatro estados que integran la administración de la cuenca se fueron incorporando en una serie de Actas Acuerdo (DRBC, 2018), que desarrollan los siguientes programas:

1) Compra de tierras: Con base en un programa de priorización de las tierras no desarrolladas y ambientalmente sensibles como humedades o cursos de agua, según su cercanía a los reservorios y al sistema de distribución de agua, el Departamento estatal de protección ambiental (*Department of Environmental Protection*) autorizó a la ciudad la compra de tierras o de servidumbre ecológicas. Al trabajar bajo un sistema de consultas locales, las autoridades acordaron no usar la expropiación como método para adquirir

tierras. Las ciudades y pueblos pueden excluir ciertos terrenos del programa de compras, especialmente aquellos que se encuentran en áreas críticas para usos comerciales o industriales o cerca de corredores viales importantes.

2) Normas para control de la contaminación de las cuencas: Por medio de procesos de revisión, consulta y discusión pública, la ciudad y el estado se comprometieron a emitir ciertas regulaciones para garantizar la protección a largo plazo del agua potable de la ciudad. Fundamentándose en las normas federales, estas exigencias se afinaron para mejorar, entre otros, el diseño, construcción y operación de plantas de tratamiento, estándares de diseño y protección de sistemas sépticos y requisitos para la ejecución de sistemas de control de aguas para establecimientos comerciales, residenciales, institucionales e industriales.

3) Programas de protección de cuencas y apoyo: Este programa incluyó la reconversión y el mejoramiento de 105 plantas de tratamiento de aguas servidas, la rehabilitación de sistemas sépticos, la construcción de nuevos sistemas de acueducto y saneamiento, el control de aguas, educación ambiental y el mejoramiento del almacenamiento de la arena, la sal y los materiales de deshielo de carreteras.

4) Consejo de protección de cuencas y apoyo: Finalmente, el acuerdo incluye la creación del consejo como foro permanente y regional para ayudar en la protección a largo plazo de la calidad de agua y la viabilidad económica de las comunidades de las cuencas. Este consejo, que tiene una representación amplia y diversa de los intereses de la cuenca, será la instancia para discutir y analizar las preocupaciones referentes a la calidad de agua y las cuencas y para recomendar acciones futuras a la ciudad. También como logro fundamental de este acuerdo se puede mencionar que los firmantes se comprometieron a presentar sus quejas y conflictos ante esta instancia antes de acceder a las instancias tradicionales (ECHAVARRIA y LOCHMAN, 1999), (LEGATES, SCARBOROUGH, LEATHERS, QUELCH y BRINSON, 2007).

#### **4.3.4. Estudio comparativo del diseño institucional**

Tomando como base la información obtenida sobre las distintas cuencas de estudio, he podido generar un indicador referido al estudio comparativo de los principios de diseño de sistemas sostenibles de recursos (hídricos) gobernados por la comunidad, que posibilitan la minimización de los costos de transacción. En la tabla 2, se visualiza las diferencias principales entre los niveles de gobernanza para las cuencas de USA con respecto a la cuenca de Argentina.



A partir de estas diferencias puedo destacar los siguientes puntos:

- 1) Si bien toda gestión de una cuenca ha enfrentado ambientes caracterizados por la incertidumbre y la complejidad propias del comportamiento de un recurso hídrico, en el caso específico de la cuenca de nuestro país, la carencia de información sobre las características del recurso y sus rangos de variabilidad natural, así como la falta de información sobre los efectos que tiene el uso colectivo de este recurso hídrico, ha sido su principal característica.
- 2) En el caso de las cuencas de USA, la comunidad de individuos que vive directa o indirectamente en torno del recurso hídrico se ha mantenido estable por largo periodos de tiempo, desarrollando un arraigo colectivo. En el caso de la cuenca en Argentina, sucesivas migraciones internas y discontinuidades institucionales han traído como consecuencia un escaso un arraigo colectivo.

Tabla 2: Indicador generado a partir del estudio comparativo de los principios de diseño

PR <sub>j</sub>	Principio de diseño institucional	CUENCA MAUMME USA	PR <sub>j</sub> *0.125	CUENCA DELAWARE USA	PR <sub>j</sub> *0.125	CUENCA CARCARAÑÁ ARGENTINA	PR <sub>j</sub> *0.125
PR <sub>1</sub>	Limites claramente establecidos	1	0,125	1	0,125	0,5	0,065
PR <sub>2</sub>	Congruencia entre reglas	1	0,125	1	0,125	0,5	0,065
PR <sub>3</sub>	Acuerdos de elección colectiva	1	0,125	1	0,125	0	0
PR <sub>4</sub>	Monitoreo y reporte	1	0,125	0,5	0,065	0	0
PR <sub>5</sub>	Sanciones graduales	0,5	0,065	0,5	0,065	0	0
PR <sub>6</sub>	Mecanismos de solución de conflictos	1	0,125	1	0,125	0,5	0,065
PR <sub>7</sub>	Gobierno reconocido	1	0,125	1	0,125	0,5	0,065
PR <sub>8</sub>	Sistemas Anidados	0,5	0,065	1	0,125	0	0
In Gov		0,94		0.94		0,25	

Fuente: Elaboración propia en base a (COLE y MC GINNIS, 2015)

- 3) En el caso de las cuencas de USA, se visualiza que han desarrollado una vasta normatividad, restricciones y regulaciones, que han dado cuerpo social a las formas

correctas de comportamiento. Esto ha permitido a los individuos de estas poblaciones vivir su interdependencia en torno a este recurso bajo niveles de conflictividad acotados. El control social asociado al predominio de los intereses de largo plazo, han reforzado la legitimidad de las normas y la valoración de los comportamientos correctos. En el caso de la cuenca en Argentina, su normatividad es muy reciente, aunque la problemática posee unos cuantos años de existencia.

4) Si bien entre los miembros de la comunidad de las distintas cuencas analizadas, no existen grandes diferencias o asimetrías respecto a bienes materiales, tecnologías, características sociales y culturales, lo que ha configurado una situación de identidad comunitaria en torno a la relativa igualdad existente entre sus miembros, se percibe que, en el caso argentino, esas diferencias son notorias.

5) Las instituciones de manejo organizado de los recursos hídricos han mostrado importantes rasgos de fortaleza institucional. Ella ha consistido en que el proceso de modificación y cambio de reglas se ha hecho y ha estado basado en función de conjuntos de reglas más generales (reglas de elección colectiva e institucional). Es decir, el cambio institucional en este tipo de experiencias ha sido un proceso normado y reglado, salvo en el caso argentino donde su organización es muy reciente.

En síntesis, he analizado el funcionamiento de los principios de diseño característicos de la administración de cuencas, que posibilitan la minimización de los costos de transacción, a través de los indicadores de gobernanza y para el caso de la cuenca en Argentina (Carcarañá), veo que este indicador refleja un diseño institucional poco “robusto” para administrar el recurso de uso común (agua).

Si a esto agrego lo que he reportado en el capítulo anterior, relacionado con la identificación de costos de transacción artificiales significativos en los países de mercados emergentes con Argentina, puedo existen serios obstáculos para diseñar e implementar un mecanismo de internalización de las externalidades negativas generadas por la producción agraria a través de un mercado de calidad de aguas.

En cuanto a los indicadores de las cuencas de USA, veo que estos reflejan un diseño institucional “robusto” y esto coincide con la real proliferación en estas cuencas de mercados de calidad de aguas, como herramienta válida para internalizar las externalidades negativas producto de la producción agraria. A partir de esto puedo también inferir que en una cuenca que disponga de un diseño institucional “robusto”, los objetivos ambientales trazados para esta cuenca se podrían alinear más rápidamente con los objetivos de maximización de las utilidades de los agentes económicos locales, pero

requeriría además realizar un análisis exploratorio de la relación entre variables cuantitativas, que permita correlacionar los indicadores de gobernanza con los mecanismos de internalización de externalidades negativas (instrumentos de mercado) y los costos de transacción.

Ahora bien, con el fin de complementar este estudio de estos principios de diseño, específicamente en la cuenca de río Carcarañá, he desarrollado un trabajo de campo preliminar, que ha consistido en desgravar una serie de entrevistas realizadas a distintos actores de la cuenca, y realizar una interpretación de sus visiones sobre la problemática de la contaminación agrícola de los recursos hídricos, pero desde el punto de vista de la gobernanza del recurso natural. En la tabla 3, presento el resultado del procesamiento de estas entrevistas:

Tabla 3: Percepción de distintos actores de la cuenca de estudio (Río Carcarañá)

<b>PR<sub>j</sub></b>	<b>Principio de diseño institucional</b>	<b>Productor del Sector (PA)</b>	<b>Dirigente y productor del Sector (DA)</b>	<b>Técnico Gubernamental del Sector (TA)</b>
<b>PR<sub>1</sub></b>	Limites claramente establecidos	BAJO	BAJO	MEDIO
<b>PR<sub>2</sub></b>	Congruencia entre reglas	MEDIO	MEDIO	MEDIO
<b>PR<sub>3</sub></b>	Acuerdos de elección colectiva	BAJO	BAJO	BAJO
<b>PR<sub>4</sub></b>	Monitoreo y reporte	MEDIO	MEDIO	MEDIO
<b>PR<sub>5</sub></b>	Sanciones graduales	BAJO	BAJO	MEDIO
<b>PR<sub>6</sub></b>	Mecanismos de solución de conflictos	BAJO	BAJO	BAJO
<b>PR<sub>7</sub></b>	Gobierno Reconocido	MEDIO	MEDIO	MEDIO
<b>PR<sub>8</sub></b>	Sistemas Anidados	BAJO	BAJO	BAJO

Fuente: Elaboración propia en base a (COSTEJÁ FLORENSA, 2009)

Para realizar dicha interpretación me guiaron los trabajos de Meritxell Costejá Florensa (COSTEJÁ FLORENSA, 2009, pág. 69) presentados en el Taller de Teoría Política y

Análisis de Políticas (O- Workshop, 2021) de la Universidad de Indiana, Bloomington, USA y los trabajos de Luis Carrancio (CARRANCIO, 2014).

Las entrevistas mencionadas, fueron realizadas por un profesional del INTA, Ing. Agrónomo Luis CARRANCIO, director de la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) del INTA Oliveros, en el marco del Proyecto Regional con Enfoque Territorial del INTA: Desarrollo Territorial Sustentable del área sur del Sur de la Provincia de Santa Fe, con asiento en la E. E. A. del INTA Oliveros (SANFE-126205), personalmente intervine en la desgrabación y procesamiento de estas encuestas con el fin de testear los principios de diseño en la cuenca según las percepciones de los entrevistados y con vistas a desarrollar futuros trabajos de investigación de campo.

Destaco que, este estudio, en el cual sigo, para su desarrollo las recomendaciones del enfoque metodológico propuesto por Elinor Ostrom (OSTROM, 1990, 1999) y denominado marco de Análisis de Desarrollo Institucional (COLE y MC GINNIS, 2015, pg. 319), para estudiar la problemática de la gestión de los recursos de uso común. es fundamentalmente un trabajo de campo preliminar, el cual requeriría del procesamiento de una mayor cantidad de entrevistados, si quisiera obtener una consistencia cuantitativa, en los resultados presentados. De todas formas, sirve como una primera aproximación a las percepciones de los actores de la cuenca y también establece una base para futuros trabajos de investigación de campo.

#### **4.3.5. Estudios cuantitativos y etnográficos complementarios**

Con vistas a obtener una consistencia cuantitativa de la aplicación de los principios de diseño y poder generar alguna generalización estadística, sería crucial seguir la línea de trabajo desarrollada por Ntuli en su tesis doctoral (NTULI, 2015).

Herbert Ntuli (NTULI, 2015, pg. 63) en su tesis doctoral, busca construir una serie de modelos estadísticos empíricos a partir de la aplicación del marco de análisis de desarrollo institucional (IAD) conjuntamente con la realización de un análisis exploratorio de la relación entre variables cuantitativas.

Para ello, supone que la capacidad de autoorganización (cooperación) de un grupo de usuario de un recurso de uso común, es una variable latente, y con el fin de recuperar esta variable latente, emplea el análisis factorial de las variables que infiere que están asociadas con la capacidad de autoorganización para administrar el recurso de uso común. Siguiendo a Ostrom (OSTROM, 2005) enuncia que los indicadores de cooperación pueden ser agrupados en dos categorías principales, las redes y las variables de

desempeño organizacional. Los indicadores de red incluyen la densidad de organizaciones y la densidad de participación de los hogares, mientras que los indicadores de desempeño organizacional incluyen el número de reglas, reglamentos, actividades y reuniones.

La densidad es una medida del tamaño de una red, mientras que la participación es una medida de la calidad o fortaleza de una red. A partir de este razonamiento, formula una primera aproximación a la problemática, con la siguiente expresión matemática:

$$C_i = \beta_0 + \beta_1 Inst_{ind} + \beta_2 Tam_{Grup} + \beta_3 Nivel_{Conf} + \beta_4 Nro_{Grupo Eth} + \beta_5 Ind_{Riq} + \beta_6 Año_{Progr} + \beta_7 Sanción_{Endo} + \beta_8 Tam_{Recur} + \beta_9 Cant_{part} + \dots \varepsilon \quad (4.2)$$

Donde  $C_i$  es una variable que mide el nivel de cooperación en la comunidad y las otras variables en el modelo representan la calidad de las instituciones de la comunidad, el tamaño del grupo, el nivel de confianza en la comunidad, el número de grupos étnicos, un índice de activos que se utiliza como indicador de la riqueza, el año en que se estableció el programa, una variable que indica si la comunidad endogeniza la sanción o castigo, el tamaño del sistema de recursos de uso común y la cantidad de partes interesadas que trabajan con la comunidad para conservar el recurso de uso común, respectivamente. Para medir la calidad de las instituciones en una comunidad, Ntuli (NTULI, 2015, pg. 64), también utilizó un índice ponderado como el presentado en la ecuación (4.1).

Este tipo de modelo estadístico, si bien es cierto que puede soportar hipótesis que puedan ser falseadas, ya posibilita la aplicación de un test de hipótesis estadístico, requiere adicionalmente del análisis factorial y de una serie de refinamientos, dada la problemática de endogeneidad entre variables que acarrea y dado que la ponderación de las variables dependientes dentro de la misma ecuación no está identificada a priori.

Debido a los problemas de endogeneidad discutidos anteriormente, Ntuli, primero estima sus modelos utilizando mínimos cuadrados ordinarios (OLS) e ignorando de forma expresa cualquier problema de endogeneidad. Luego emplea la estimación de variables instrumentales con instrumentos basados en heteroscedasticidad, que abordan metodológicamente el problema de la endogeneidad, y finalmente compara los resultados obtenidos.

Ntuli, señala además que si bien, las variables más apropiadas para el análisis factorial son de naturaleza binaria ya que es fácil interpretar el índice (por ejemplo, las variables

del tipo sí o no), también en la serie de encuestas que planificó en su trabajo de tesis, recolectó variables de tipo continuo (incluyendo una escala de 0 a 10 para indicar la presencia o ausencia de un atributo) según el tipo de pregunta que se hacía y el nivel de dificultad para solicitar una respuesta.

En un trabajo futuro se podría adaptar este modelo regresivo a la problemática propia de la cuenca del río Carcarañá, a los fines de conseguir una generalización estadística de los resultados obtenidos.

También, en este ensayo, me ha quedado pendiente profundizar los respectivos estudios etnográficos de las cuencas, con vistas poder brindar una respuesta más general a las preguntas orientadoras de esta investigación. Elinor Ostrom señala que la combinación exitosa de la teoría de juegos, la economía experimental y los estudios etnográficos le permitió (JANSSEN, POTEETE y OSTROM, 2010) generar un enfoque metodológico denominado marco de Análisis de Desarrollo Institucional (IAD), para estudiar la problemática de la gestión de los recursos de uso común, por lo tanto, se puede inferir que les asigna a los estudios etnográficos un papel importante en el marco (IAD).

La etnografía es una técnica de investigación social que estudia de manera sistemática la cultura de los diversos grupos humanos. Esta técnica de investigación consiste en observar las prácticas culturales de los grupos sociales y poder participar en ellos para así poder contrastar lo que la gente dice (discurso) y lo que hace (prácticas culturales). Es la técnica principal de investigación de la antropología social y cultural.

En un principio esta técnica se utilizó para analizar a las comunidades primitivas, pero, actualmente se aplica también al estudio de cualquier grupo humano que se pretenda conocer mejor el comportamiento colectivo. Así el uso de estudios etnográficos puede permitir una mejor comprensión de los relatos de los actores involucrados en la problemática de la contaminación ambiental de la cuenca.

En este sentido, adoptar una nueva forma de análisis de los relatos (entrevistas) tan dispares y contrapuestas de los distintos participantes de la cuenca, nos permitiría integrar de una mejor manera esta información con la información obtenida en forma cuantitativa proveniente del laboratorio, de la evidencia empírica y por del estudio sistemático de la documentación.

A través de la denominada Metodología de Análisis Multimodal (*Multi-Modal Systems Method*), la cual se viene aplicando con éxito tanto, en el campo de la Economía (CROOKES, 2012), como en el campo de las Ciencias Políticas (CHIARI, 2013) y de la Sociología (DE BRITTO, 2018), podría encarar un estudio etnográfico profundo sobre

los actores de la cuenca del río Carcarañá.

La Metodología de Análisis Multimodal (MMSM) implica la compilación y análisis de datos a partir de estudios existentes y contrasta con el análisis primario de datos nuevos y con el análisis secundario de datos existentes.

El análisis multimodal difiere de la síntesis tradicional de investigación narrativa en el uso de estrategias sistemáticas para integrar los datos de estudios existentes (HERRERA, 2016). Por consiguiente, este análisis implica la adopción de criterios de codificación muy abstractos que tienen mayor poder analítico y la inclusión de datos de determinados relatos, para que puedan proporcionar suficiente información para permitir la codificación de variables más precisamente definidas.

Es importante que destaque que en el ámbito de la Estación Experimental Agropecuaria del INTA Oliveros, a través del Proyecto Regional con Enfoque Territorial del INTA: Desarrollo Territorial Sustentable del área sur del Sur de la Provincia de Santa Fe (SANFE-126205), se viene realizando algunos estudios sobre la percepción del productor agropecuario de su entorno económico y social, utilizando la denominada Metodología de Análisis Multimodal (*Multi-Modal Systems Method*) y se han generado algunas publicaciones al respecto (CARRANCIO, 2014). Este sería un buen punto de partida para abordar trabajos futuros referidos a la etnografía aplicada al estudio las externalidades negativas generadas por la producción agraria y la factibilidad de su internalización.

#### **4.4. Conclusiones y trabajos futuros**

Como primera conclusión importante de este ensayo, referida a la pregunta orientadora de esta investigación sobre si la administración “robusta” de los recursos de uso común (agua) permite inferir si los costos de transacción son relevantes en una o más cuencas de estudio, he podido visualizar diferencias acentuadas entre los niveles de gobernanza para las cuencas de USA con respecto a la cuenca de Argentina. A partir de estas diferencias y concordando con los trabajos de Elinor Ostrom (OSTROM, 1990, 1999), puedo presentar las siguientes reflexiones:

- 1) Si bien toda gestión de una cuenca habitualmente se encuentra con ambientes caracterizados por la incertidumbre y la complejidad propias de un recurso hídrico, en el caso específico de la cuenca del río Carcarañá, la carencia de información sobre las características de este recurso, así como la falta de información sobre los efectos que tiene el uso colectivo de este recurso hídrico, ha sido su principal característica.
- 2) En los casos de las cuencas de USA, las comunidades vinculadas directa o

indirectamente en torno del recurso hídrico se han mantenido estable por largo periodos de tiempo, desarrollando un arraigo colectivo. En el caso de la cuenca en Argentina, caracterizada por discontinuidades institucionales y algunas importantes migraciones internas, han traído como consecuencia un escaso un arraigo colectivo.

3) En los casos de las cuencas de USA, se visualiza que han desarrollado una serie de normas, restricciones y regulaciones, que han permitido organizar el comportamiento social e individual. Esto posibilita que los actores económicos de estas poblaciones puedan vivir su interdependencia en torno a este recurso bajo niveles de conflictividad acotados. El control social asociado con el predominio intereses pensados a largo plazo, terminan reforzando la legitimidad de las normas y la valoración de los comportamientos adecuados a estas normas. En el caso de la cuenca del río Carcarañá, es importante que destaque que su normatividad es muy reciente, aunque la problemática posee unos cuantos años de existencia.

4) En los casos de las cuencas de USA, entre los actores económicos de las distintas comunidades, no se registran grandes diferencias o asimetrías respecto a bienes materiales, tecnologías, características sociales y culturales, lo que ha permitido generar una identidad comunitaria en torno a la relativa igualdad existente entre sus miembros, en cambio, percibo que en el caso de la cuenca del río Carcarañá, se registran algunas diferencias importantes.

5) Las denominadas instituciones de manejo organizado de los recursos hídricos (Juntas o Comités de cuenca) han mostrado importantes rasgos de fortaleza institucional. Esta fortaleza ha consistido en que el proceso de modificación y cambio de reglas se ha hecho y ha estado basado en función de conjuntos de reglas más generales (reglas de elección colectiva e institucional). Es decir, el cambio institucional en este tipo de experiencias ha sido un proceso normado y regulado con la participación de los distintos estamentos del estado, salvo en el caso de la cuenca del río Carcarañá, donde su organización es muy reciente, data del año 2016 (CICE, 2016).

Finalmente, puedo inferir, a partir de estos puntos destacados que, de acuerdo con lo enunciado por Elinor Ostrom (OSTROM, 1990, 1999), la sostenibilidad del recurso de uso común (governabilidad hídrica) es un equivalente a la viabilidad del orden institucional, tanto en su dimensión económica como social. Así, desde la perspectiva de la gobernanza que desarrolló Elinor Ostrom, esta posibilita la minimización de los costos de transacción, en una economía de mercado. Pero, una respuesta más precisa requeriría de realizar un análisis exploratorio de la relación entre variables cuantitativas, que permita



correlacionar los indicadores de gobernanza con los mecanismos de internalización de externalidades negativas (instrumentos de mercado) y los costos de transacción, en una determinada cuenca.

En este sentido, un camino posible a seguir sería retomar las investigaciones desarrolladas por Herbert Ntuli (NTULI, 2015) quien genera una serie de modelos empíricos que correlacionan variables económicas y sociales, a partir de la aplicación del AID a un recurso de uso común específico y realizando un análisis exploratorio de la relación entre variables cuantitativas.

Ntuli, cuenta además para testear a estos modelos estadísticos con una serie de datos de campo, generados a través de encuestas y entrevistas a los habitantes autóctonos.

En ese sentido, es importante que destaque que Ostrom al referirse a los principios de diseño institucional, indica que estos refieren a elementos o condiciones fundamentales que han otorgado solidez y persistencia institucional, pero las formas y contenidos que adopten estos principios en cada caso dependerán del conjunto de características económicas, sociales, políticas y culturales propias de cada región de estudio.

En cuanto a la administración “robusta” de las cuencas de Argentina, en el caso específico de la cuenca del Carcarañá, puedo visualizar que la misma es afectada por:

- 1) La debilidad institucional de los entes reguladores.
- 2) El escaso presupuesto disponible para la política ambiental
- 3) La falta de información sobre la situación del medio ambiente
- 4) La superposición de instituciones y niveles de gobierno en relación con un mismo recurso ambiental
- 5) Las normas obsoletas en relación con los cambios tecnológicos registrados en la actualidad
- 6) Una limitada participación pública en torno a estos problemas.

Esta realidad dificulta la obtención y/o planificación de la investigación de campo complementaria necesaria para obtener mayor precisión en mi respuesta a la primera pregunta orientadora de esta investigación.

Pero, también es cierto que, este análisis comparado, me permitió comprender las causas y consecuencias del ordenamiento institucional de cada cuenca y, además, a partir de este análisis, puedo llegar a plantear, estrategias que puedan incentivar una mejor gobernanza para la gestión de los recursos hídricos como, por ejemplo, el fomento de convenios de coordinación y cooperación inter jurisdiccional, donde se considere a los gobiernos locales y se señale de forma clara cuales son las competencias exclusivas respecto al

manejo de las cuencas y preservación de los recursos hídricos.

He visto a través del estudio de casos sobre las cuencas de USA, que la administración de cuenca, por medio de los mercados de calidad de aguas, trata de alcanzar la calidad pretendida de las masas de agua de la manera más eficiente, minimizando costos y en lo posible, evitando recurrir a acciones sancionadoras. A partir de esto puedo inferir que una condición necesaria, pero no suficiente para la aplicación de este mecanismo de internalización de las externalidades negativas generadas (contaminación de aguas) por la producción agraria, es contar previamente con una institucionalidad hídrica “robusta”. Además, algunas condiciones importantes que he podido visualizar mediante este estudio de casos, que surgen a raíz de contar con una gobernanza hídrica robusta y que hacen al éxito de la aplicación de los mercados de permisos de contaminación son:

- 1) Existen costos de reducción de la emisión diferentes entre las distintas empresas de la región en cuestión (los permisos de contaminación son particularmente adecuados si el costo de cumplir con el estándar no es uniforme para el conjunto de empresas involucradas. Así, cuanto mayor sea la diferencia, mayor la ventaja de intercambiar permisos)
- 2) Existen situaciones donde no se puede incrementar el nivel global de emisiones (en situaciones donde el nivel global de emisiones de un área ha llegado al límite máximo, la regulación directa suele no permitir la instalación de ninguna empresa nueva ni la ampliación de la existente, en estos casos, los permisos de contaminación pueden facilitar el crecimiento de la producción industrial sin afectar el nivel global de emisiones).
- 3) Existe una cantidad de fuentes suficiente (se requiere que haya una cantidad suficiente de fuentes para incrementar la probabilidad de que existan empresas que encuentren ventajoso el intercambio, debe tenerse en cuenta además que, si las fuentes son competidoras en la misma industria, las transacciones se verán limitadas por el poco incentivo de una firma a colaborar con otra, en cambio, la existencia de relaciones de cooperación efectivas o potenciales tiende a favorecer el intercambio de permisos negociables en búsqueda de soluciones de menor costo)
- 4) El número de transacciones es independiente de los objetivos del mercado (el objetivo del mercado de permisos de contaminación es en definitiva incentivar la búsqueda de soluciones más eficientes para cumplir con el estándar, más allá de que si el número de transacciones es grande o chico).
- 5) Los requisitos administrativos para el intercambio no deben constituirse en un problema para el funcionamiento del mercado de permisos de contaminación (cuanto más

complejo sea el procedimiento para poder efectuar un intercambio, mayores serán los costos de transacción, menor el beneficio de intercambio y en consecuencia menor el número de transacciones.

6) Las empresas deben tener el conocimiento del sistema de permisos y además deben contar con una estructura administrativa adecuada (el éxito de este instrumento depende también de que las empresas conozcan el sistema y además que puedan evaluar en detalle el costo de reducir las emisiones, para así evaluar la conveniencia del intercambio).

7) El mercado de permisos, involucra a las fuentes puntuales y a las no puntuales (en el caso de que la zona de aplicación posea los dos tipos de fuentes, las fuentes puntuales pueden obtener derecho a emitir más si logran reducir la descarga de las fuentes no puntuales, por ejemplo, financiando un cambio en las prácticas agrícolas o proveyendo de instalaciones para centralizar y tratar efluentes).

También puedo inferir, a partir de estos estudios de caso, que la fortaleza institucional de la gestión de los recursos hídricos impacta directamente y de forma positiva, sobre los mecanismos de internalización de externalidades negativas (contaminación de aguas) generadas por la producción agraria, ejemplo de ello es el sistema TDML, de amplia y exitosa aplicación en USA.

Así, ante la segunda pregunta orientadora de esta investigación, sobre si los objetivos ambientales trazados por una administración de cuenca “robusta” convergen con los objetivos trazados por los mecanismos de internalización de la contaminación de aguas en la misma cuenca, en principio puedo inferir que para aplicar instrumentos económicos con los fines de poder mitigar la contaminación ambiental producto de la actividad agrícola, resulta indispensable antes analizar en detalle el marco institucional específico de aguas, de la región de aplicación. Además, dada la característica sistémica del problema de la contaminación de aguas, la administración “robusta” de este recurso común facilita la implementación de mecanismos de internalización. De todas formas, una respuesta con un mayor grado de precisión requeriría de estudios cuantitativos complementarios que acompañen esta afirmación.

Al escenario indicado anteriormente, reporto, además, la carencia de trabajos de investigación empíricos y/o profesionales sobre la cuenca, de forma que los mismos, permitan la implementación de un mecanismo de internalización de externalidades negativas (contaminación de aguas), tal como es el caso de algunas cuencas de USA, que hemos estudiado.

Este vacío de estudios, de acuerdo con Díaz Lozada (DÍAZ LOZADA, 2019, pg. 7), lo

puedo caracterizar a través de los siguientes puntos:

a) Limitado conocimiento del concepto de cuenca como unidad territorial para la gestión de los recursos hídricos: En la actualidad, se registra un conocimiento limitado del concepto de cuenca por parte los actores involucrados en la administración de este recurso y de su importancia como unidad de planificación.

Ante esta realidad es necesario concientizar y generar un ámbito de educación para la población en general, con fines a cambiar esta visión limitada y poder tomar las acciones de planificación y decisión a nivel de cuenca.

b) Falta de información y de determinadas herramientas para apoyo a la gestión de los recursos hídricos: La disponibilidad de información hidrológica e hidráulica, en la actualidad es sumamente escasa en toda la cuenca del río Carcarañá y esta situación, recurrentemente, se repite en todo el territorio del país. Esta falta de información hace dificultosa la tarea de planificación del uso de los recursos hídricos en toda la cuenca. Lo mismo ocurre con la generación de herramientas (modelos computacionales hidrodinámicos y de transporte de contaminantes) necesarias para apoyar la toma de decisiones y realizar una adecuada planificación en el control de la contaminación.

En el caso de la cuenca del río Carcarañá, debido al gran tamaño de esta, los eventos hidro- meteorológicos que ocurren en la región terminan afectando de distintas formas a las diferentes subcuencas. Esto influye de manera notable en el caudal que aporta cada tributario y por ende en el comportamiento general del sistema.

Por ello y a los fines de caracterizar a este sistema complejo, se requiere de una gran cantidad de información sobre la evolución espacial y temporal de este recurso y adicionalmente del monitoreo periódico de toda la cuenca, para actualizar esta información.

Según reporta Díaz Lozada (DÍAZ LOZADA, 2019, pg. 8), en las últimas décadas, nuestro país, ha sufrido una fuerte caída en la cantidad de estaciones de monitoreo de diferentes tipos, fundamentales para el registro de datos. También Díaz Lozada reporta (DÍAZ LOZADA, 2019, pg. 9) que esta fuerte caída se debe a la falta de concientización de los actores de decisión de la importancia de medir, a importantes falencias como la falta de sistematización en la toma del dato, vandalismo y poca conciencia social de la población en general que daña las estaciones de medición, entre otros.

Además, debido a la gran extensión de la cuenca, diversos organismos han encarado estudios (informe técnico INTA-UCA) y hacen mediciones aisladas en los ríos de ésta, aplicando diferentes protocolos de medición, lo cual genera problemas al momento de

evaluar la calidad de los datos y su comparación.

Es por lo que existen áreas que requieren una mayor investigación relacionadas al desarrollo de protocolos de medición estandarizados, a los métodos de estimación de incertidumbre de los valores determinados experimentalmente con el objeto de determinar los parámetros que contribuyen significativamente a la incertidumbre de la medición.

c) Existencia de vertido de efluentes y desconocimiento de la intensidad de los procesos de mezcla en los tributarios: Otra problemática relacionada al control de la contaminación de los recursos hídricos en la cuenca de estudio es que los diferentes tributarios se ven amenazados por vertido de diferentes tipos de efluentes industriales, cloacales y contaminantes de origen agroquímico. Para evaluar la mezcla y dilución de los efluentes en el río para distintas condiciones de flujo (aguas altas, normales y bajas) es necesario determinar los parámetros que definen los patrones de mezcla, tal como fueron determinados en los casos de estudio de los ríos de USA.

d) Conocimiento limitado de los procesos de transporte de sedimentos y su influencia en la hidrodinámica del sistema fluvial: Los modelos de transporte de contaminantes, resultan ser la pieza fundamental para el establecimiento de un sistema de control de contaminación mediante instrumentos económicos, A partir de estudios detallados de ingeniería se ha podido diseñar sistemas de tasas por efluentes con equidad tributaria, tal como he podido visualizar al estudiar los casos de las cuencas USA.

En el caso de estudio argentino, la ausencia de estudios ingenieriles específicos es importante y esto se traduce en la imposibilidad de diseñar e implementar un mecanismo para internalizar las externalidades negativas (contaminación de aguas) producto de la producción agraria, a partir de los datos de la cuenca con que se cuenta en la actualidad. Específicamente en la Cuenca del río Carcarañá, he podido encontrar muy pocas mediciones hidrodinámicas para validar un modelo de transporte de contaminantes estándar pero ajustado al río estudiado.

También es importante la falta de estudios hidrológicos y agronómicos, sobre todo el tramo de la cuenca, salvo algunos estudios específicos emprendidos realizados en forma conjunta entre el gobierno de la Provincia de Córdoba y la Universidad Nacional de Córdoba con el fin de lograr una gestión integrada de la Cuenca del río Carcarañá.

Producto de ese esfuerzo compartido surgió un informe final denominado: Bases del Plan Director de la cuenca del Carcarañá (PDCDC, 2019), que busca la promoción de un uso sustentable de este recurso, contemplando los distintos factores hídricos, ambientales,

productivo y social. La profundización de estudios conjuntos, ingenieriles y económicos, que enriquezcan a este plan director, resultaría ser un importante trabajo de investigación futuro.

#### 4.5. Referencias

- 1) ANCE (Academia Nacional de Ciencias Económicas, 2011), **La cuestión del agua: algunas consideraciones sobre el estado de situación de los recursos hídricos de la Argentina**, Primera Edición, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.
- 2) BAUMOL, W. y OATES, W. (1993), **Theory of Environmental Policy**, Ed. Cambridge University Press, Cambridge, USA.
- 3) BOLAND, Lawrence (2003), **The Foundation of Economic Method, A Popperian Perspective**, Second Edition, Taylor & Francis, New York, USA.
- 4) CÁRDENAS, J.C. y RAMOS P.A. (2006), **Manual de Juegos Económicos para el Análisis del uso Colectivo de los Recursos Naturales**, ASOCAM, disponible en: <http://www.asocam.org/node/51408>
- 5) CARRANCIO, L. A. (2014), **El Pensamiento y la Metodología Sistémica Multimodal como bases para los programas de Extensión Rural**, Tesis de Máster en Sistemas Ambientales Humanos: Universidad Nacional de Rosario, Facultad de Agronomía.
- 6) CASTELLARIN, J., SÁNCHEZ, J., HERRERA, L. A., CASIELLO, F. A., VENENCIO, M.V., y PAPA, J.C. (2013), **Caracterización de la sostenibilidad socio-productiva y ambiental en áreas representativas de la cuenca del río Carcarañá, al sur de la Provincia de Santa Fe**, Agua Subterránea, Recurso Estratégico, Tomo I, pg. 330 – 334, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, Disponible en: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/103624>.
- 7) CETA (2021), **Centro de Estudios y Tecnología del Agua**, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, disponible en: [http://www.inv.lab\\_hidraulica.efn.uncor.edu/](http://www.inv.lab_hidraulica.efn.uncor.edu/)
- 8) CICRC (2016), Comisión Interjurisdiccional de la Cuenca del Río Carcarañá, en: <http://www.cohife.org/advf/documentos/2016/10/5804e79c4dd8f.pdf>

- 9) COHIFE (2022), **Consejo Hídrico Federal**, Referencia disponible en: <https://www.cohife.org.ar/>
- 10) COLE, D. y MC GINNIS, M. (2015), **Elinor Ostrom and the Bloomington School of Political Economy, Volume 2, Resource Governance**, Ed. Lexington Books, Kentucky. Disponible en: <https://mcginnis.pages.iu.edu/ColeMcG-2.pdf>.
- 11) CORDOBA (Provincia de Córdoba, 2001), Argentina, **Código de Aguas**, <http://www.cba.gov.ar/wp-content/4p96humuzp/2014/07/C%C3%B3digo-Provincial-de-Aguas-Ley-5589.pdf>
- 12) COSTEJÁ FLORENSA, Meritxell (2009), **Adaptabilidad Institucional. Dinámicas en la evolución de los sistemas socio-ecológicos de uso del agua en España**, Ph. D. Thesis, Universidad Autónoma de Barcelona, España.
- 13) CROOKES, John D. (2012), **Modelling the ecological-economic impacts of restoring natural capital, with a special focus on water and agriculture, at eight sites in South Africa**, PhD. Thesis, Stellenbosch University, South Africa.
- 14) CUBA CRUZ, A. J. (2018) **Diseño y Aplicación de un Experimento Económico para la Gestión Sostenible de Recursos Naturales. Una diferenciación por niveles de gobernanza**, Tesis de Máster en Economía de los Recursos Naturales y del Ambiente, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú. Disponible en: <https://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/20.500.12996/299/discover>
- 15) CURIHAM (2021), **Centro Universitario Rosario de Investigaciones Hidro ambientales**, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura, Universidad Nacional de Rosario, en: <https://www.fceia.unr.edu.ar/curiham/es/>
- 16) CHANKONG, V. y HAIMES, Y. (2008), **Multi objective Decision Making: Theory and Methodology**, Second Edition, Dover Publication, New York, USA.
- 17) CHIARI, Mario E. (2013), **Problemática ecológico-política de la ciudad de Ushuaia en el período 1991-2011: un análisis de las relaciones de poder en perspectiva a la viabilidad comunal**, Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Rosario, Argentina.
- 18) CWA (Ley de Agua Limpia), Agencia de Protección Ambiental de USA (EPA), 2016. Disponible en: <https://espanol.epa.gov/espanol/implementacion-de-las-leyes-sobre-el-agua>
- 19) DA SILVA FILHO J.C.L, (2005), **Eine Metropole und ihre Gewässer Institutionelle Strukturen des Umweltmanagements und der Wasserwirtschaft in einer**

- metropolitanen Region Brasiliens Fallstudie über die Região Metropolitana Porto Alegre (RMPA)**, Ph. D. Thesis, Universidad Tecnológica de Berlín, Alemania.
- 20) DE BRITTO, Christian M. (2018), **Pensamento Sistêmico Multimodal: Aprofundamentos quanto a método, teoria e sociologia no contexto da sustentabilidade e da intradisciplinaridade**, PhD Thesis, Universidade Federal do Paraná, Brasil.
- 21) DELAWARE RIVER (2008), **State of the Basin Report**, disponible en: <https://www.state.nj.us/drbc/library/documents/SOTB/entire-singles.pdf>
- 22) DIAZ LOSADA, José M. (2019), **Avances en la cuantificación hidrológica y caracterización hidráulica del flujo en el sistema fluvial del río Carcarañá utilizando ADCP**, Ph. D. Thesis, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina. En: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/80637?show=full>
- 23) DOUROJEANNI, A., JOURAVLEV, A., CHÁVEZ, G. (2002), **Gestión del Agua a nivel de Cuencas: Teoría y Práctica**, CEPAL N° 47 – Serie Recursos Naturales e Infraestructura, en: <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/6407>
- 24) DRBC (The Delaware River Basin Commission, 1981), **The Delaware River Basin, the final report and environmental impact statement of the Level B Study**, West Trenton, New Jersey, USA.
- 25) DRBC (The Delaware River Basin Commission, 1987), **Recalibration – Verification of the Dynamic Estuary Model for Current Conditions in the Delaware Estuary, Project Element 19**, West Trenton, New Jersey, USA.
- 26) DRBC (The Delaware River Basin Commission, 1989), **Delaware Estuary Use Attainability Project Final Report**, West Trenton, New Jersey, USA.
- 27) DRBC (The Delaware River Basin Commission, 2007), **Emerging Contaminants of Concern in the Delaware River Basin: Vulnerability Assessment Preliminary Report**, West Trenton, New Jersey, USA.
- 28) DRBC (The Delaware River Basin Commission, 2018), **A Review of Dissolved Oxygen Requirements for Key Sensitive Species in the Delaware Estuary**, West Trenton, New Jersey, USA.
- 29) ECHAVARRIA, M. y LOCHMAN, L. (1999) **Policy Mechanisms for Watershed Conservation, Case Studies**. Conservation Finance and Policy Program, USA. En: <https://www.cbd.int/doc/nbsap/finance/EchavarriaLochman-MechforWatershedConsv-TNC.pdf>



- 30) FETTER, C. W. Jr. (2014), **Applied Hydrogeology**, Fourth Edition, Pearson New International Edition, London, U. K.
- 31) FIELD, B. y FIELD, M. K. (2017), **Environmental Economics. An Introduction**, 7<sup>th</sup> Edition, Ed. McGraw-Hill/Irwin, USA.
- 32) FRECIA, Gustavo, D. (2017), **Gestión del Medio Ambiente: El futuro de las curtiembres de la Cuenca Matanza Riachuelo. Estudio Comparado Argentina-Japón**, Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Económicas, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- 33) HERRERA, Luis A. (2016), **El pensamiento sistémico multimodal: un camino posible para el cambio de la percepción de las actividades económicas**, III Jornadas Internacionales de Filosofía de la Economía, Pontificia Universidad Católica Argentina, en publicación.
- 34) JACOVKIS, P. M., GRADOWCZYK, M. H., FREISZTAV, A. M. y TABAK, E. G. (1989), **A linear programming approach to water-resources optimization**, Methods and Models of Operations Research, Volume 33, pages 341-362, 1989.
- 35) JACOVKIS, P. M. (1996), **Water resources modeling: an optimization approach**, C. E. D'Attellis y E. M. Fernández Berdaguer (eds.), Anales del Primer Coloquio Latinoamericano de Matemática Aplicada a la Industria y a la Medicina, Facultad de Ingeniería, UBA y CLAMI, Vol I, pg. 145-155.
- 36) JACOVKIS, P. M. (2002), **Some problems in integrated hydrologic, hydrodynamic and reservoir operation models**, S. R. Idelsohn, V. E. Sonzogni y Alberto Cardona (eds.), Mecánica Computacional, Vol. XXI, 27-39, First South American Congress on Computational Mechanics, Argentina.
- 37) HALL W. y DRACUP, J. (1970), **Water Resources Systems Engineering**. Ed. McGraw-Hill International Book Company. New York, USA.
- 38) HAIMES, Yacov (1977), **Hierarchical Analyses of Water Resources Systems: Modeling and optimization of Large-Scale Systems**, Ed. McGraw-Hill International Book Company, New York, USA.
- 39) HAIMES, Y., DAS, P. y SUNG, K. (1977), **Multi objective Analysis in the Maumee River Basin: A Case study on Level-B Planning. Final Report N° SED WRG 77 1**, Case Western Reserve University, Cleveland, Ohio, USA.
- 40) HAIMES, Yacov (2019), **Modeling and Managing Interdependent Complex Systems of Systems**, Ed. John Wiley and Sons, Inc, New York, USA.

- 41) HAIMES, Y., SUNG, K. y DAS P. (1979), **Level-B Multi objective Planning for Water and Land**, Journal of the Water Resources Planning and Management Division, Vol. 105, Issue 2, Pg. 385-401, [American Society of Civil Engineers](#), USA.
- 42) INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos, 2016), **Anuario Estadístico de la República Argentina**, Primera Edición, Buenos Aires, Argentina, 2016. Disponible en: <https://www.indec.gov.ar/>
- 43) IMPERIAL, M. y HENNESSEY T. (2000), **Environmental Governance in Watersheds: The role of Collaboration**, 8<sup>th</sup> Biennial Conference of the International Association for the Study of Common Property, Indiana University, Bloomington, Indiana, USA.
- 44) INTA-UCA (2010), **Caracterización productiva y socio ambiental de un tramo de la cuenca del Rio Carcarañá, Sur de la Provincia de Santa Fe: Documentos Técnicos**, (Convenio de Cooperación Técnica INTA/UCA, N.º 22078), Argentina.
- 45) LEGATES, D., SCARBOROUGH, R., LEATHERS, D., QUELCH, G. y BRINSON, K. (2007), **A real time and historical environmental data archive for the Delaware Estuary**, Proceedings of the Delaware Estuary Science Conference and Environmental Summit, USA.
- 46) LÓPEZ SARDI, E.M., CATTANEO, M.P. y GARCÍA, B.N. (2014), **Vertidos líquidos en la región rioplatense: normativa y calidad ambiental**, Ciencia y Tecnología, en: [https://www.palermo.edu/ingenieria/pdf2014/14/CyT\\_14\\_06.pdf](https://www.palermo.edu/ingenieria/pdf2014/14/CyT_14_06.pdf)
- 47) LOWER COLORADO REGION (2008), referencia que está disponible en: <https://www.usbr.gov/lc/region/g1000/lawofrvr.html>.
- 48) MAUMEE RAP (2006), **Maumee Remedial Action Plans, State of Ohio**. En: [https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-04/documents/maumee-river-rap\\_stagei-append.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-04/documents/maumee-river-rap_stagei-append.pdf)
- 49) MOLINA GIMENEZ, Andrés (2013), **Mercados ambientales aplicados a la calidad del agua. Transmisión de cuotas de contaminación entre vertidos directos y difusos en el Derecho Americano**, Revista de Administración Pública, N 191, agosto 2013, en: <https://recyt.fecyt.es/index.php/RAP/article/view/40293>
- 50) MOONEY, K.G., GALLAGHER, T.W. y SALAS H. J. (2002), **Una Revisión de treinta años de la aplicación de Modelos Matemáticos de Calidad del Agua en el Estuario de Delaware**, <https://www.semanticscholar.org/author/Thomas-W.-Gallagher/2059985355>

- 51) MRB (2021), **Water Resource Availability in the Maumee River Basin**, Department of Natural Resources, Division of Water, State of Indiana, USA. Disponible en: [https://www.in.gov/dnr/water/files/maumee\\_basinsums.pdf](https://www.in.gov/dnr/water/files/maumee_basinsums.pdf)
- 52) MRBC (2021), **Maumee River Basin Commission**, Indiana General Assembly: [https://www.in.gov/idem/lakemichigan/files/webinar\\_series\\_20210203\\_mrbc.pdf](https://www.in.gov/idem/lakemichigan/files/webinar_series_20210203_mrbc.pdf)
- 53) NGUYEN, Nga P. (2009), **A Stochastic Agent-Based Market Model for Water Quality Trading using Evolutionary Simulation Techniques**, Ph. D. Thesis, University of Pennsylvania, Pennsylvania, USA.
- 54) NORTH, Douglas C. (1990), **Institutions, Institutional Changes and Economic Performance**, Ed. Cambridge University Press, Cambridge, USA.
- 55) NTULI, Herbert (2015), **An Economic and Institutional Analysis of Community Wildlife Conservation in Zimbabwe**, PhD. Thesis, University of Cape Town, South Africa.
- 56) OECD (2011), **Water Governance in OECD countries. A multi-level approach**, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris, France.
- 57) OECD (2015), **OECD Principles on Water Governance**, disponible en: <http://www.oecd.org/gov>
- 58) OECD (2015), **The Governance of Water Regulators**, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris, France.
- 59) OPDS (Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible, 2003), Ley Nacional N° 25688, **Régimen de Gestión Ambiental de Aguas**, disponible en: <http://www.opds.gba.gov.ar/sites/default/files/LEY%2025688.pdf>
- 60) ORSOLINI, H.E., ZIMMERMANN, E.D., BASILE, P.A. (2000), **Hidrología: Procesos y Métodos**, UNESCO - UNR Editor, Rosario, Argentina.
- 61) OSTROM Elinor (1990), **Governing the Commons, the evolution of institutions for Collective action**, Ed. Cambridge University Press, Cambridge, USA. En: [https://www.actu-environnement.com/media/pdf/ostrom\\_1990.pdf](https://www.actu-environnement.com/media/pdf/ostrom_1990.pdf).
- 62) OSTROM Elinor (1999), **Design Principles and Threats to Sustainable Organizations that Manage Commons**, Workshop in Political Theory and Policy Analysis, Indiana University, Bloomington, USA. Disponible en: <https://dlc.dlib.indiana.edu/dlc/handle/10535/5455>.

- 63) OSTROM E., GARDNER R. and WALKER J. (2006), **Rules, Games, and Common-pool Resources**, Ed. The University of Michigan Press, Ann Arbor, USA.
- 64) O-Workshop (2021), **Workshop in Political Theory and Policy Analysis**, Indiana University, Bloomington, USA. En: <https://ostromworkshop.indiana.edu/>
- 65) PDCDC (2019), **Bases del Plan Director de la Cuenca del río Carcarañá** en: <http://200.16.30.250/public/carcarana/InformeFinal.pdf>
- 66) PDE (2021), **Partnership for the Delaware Estuary**. Disponible en: <http://www.delawareestuary.org/>
- 67) POTEETE, A, JANSSEN M. and OSTROM, E. (2010), **Working Together: Collective Action, the Commons, and Multiple Methods in Practice**, Ed. The Princeton University Press, USA.
- 68) QUINODOZ, Hernán A. (2007), **Optimizing reservoir operations for water supply and ecological objectives, using flow modeling**, Proceedings of the Delaware Estuary Science Conference and Environmental Summit, USA.
- 69) QUINODOZ Hernán A. (2017), **Delaware River Basin, Hidrologic Conditions**, en: [https://www.nj.gov/drbc/library/documents/WMAC/06222017/Hydrologic-Conditions\\_DRBC.pdf](https://www.nj.gov/drbc/library/documents/WMAC/06222017/Hydrologic-Conditions_DRBC.pdf)
- 70) ROGERS P. y HALL, A. (2006), **Gobernabilidad Efectiva del Agua**, GWP, en: <https://www.gwp.org/globalassets/global/toolbox/publications/background-papers/07-effective-water-governance-2003-spanish.pdf>.
- 71) SANTA FE (Provincia de Santa Fe, 2018), Argentina, **Código de Aguas de la Provincia**, en: <https://www.santafe.gov.ar/boletinoficial/recursos/boletines/16-02-2018ley13740-2018.html>
- 72) SANTORO, Edward D. (2007), **Towards the goal of setting nutrient criteria for Delaware Estuary**, Proceedings of the Delaware Estuary Science Conference and Environmental Summit, USA.
- 73) SCHLAGER, E. y BLOMQUIST W. (2000), **Local Communities, policy Prescriptions, and Watershed management in Arizona, California and Colorado**, 8<sup>th</sup> Biennial Conference of the International Association for the Study of Common Property, Indiana University, Bloomington, Indiana, USA.
- 74) SHORTLE J.S. y ABLER D.G. (1993), **Environmental Policies for agricultural pollution control**, Ed. CABI Publishing, New York, USA.

- 75) SHORTLE, James (2013), **Economics and Environmental Markets: Lessons from Water Quality Trading**, Agricultural and Resource Economics Review, Vol. 42 Issue 1, pg. 57-74, USA.
- 76) SHORTLE, J. y HORAN R. (2013), **Policy Instruments for Water Quality Protection** Annual Review of Resource Economics, Vol. 5, pg. 111-138. USA.
- 77) SANFE - 126205, Proyecto Regional con Enfoque Territorial del INTA: **Desarrollo Territorial Sustentable del área sur del Sur de la Provincia de Santa Fe** (Estación Experimental Agropecuaria, INTA Oliveros) en: <https://inta.gob.ar/proyectos/SANFE-1261205>
- 78) SsRH (Subsecretaria de Recursos Hídricos, 2017), **Plan Nacional del Agua**, Ministerio del Interior, Obras Públicas y Vivienda, Buenos Aires, Argentina, 2017. Disponible en: <https://www.argentina.gob.ar/interior/plandelagua/>
- 79) TIETENBERG, T. y LEWIS L. (2015), **Environmental and Natural Resource Economics**, 10<sup>th</sup> Edition. Ed. Pearson Education, USA. GLOBAL EDITION, en: <http://ndl.ether.net.edu.et/bitstream/123456789/35263/1/28.pdf>.
- 80) The CENTER (2021), **Centro de Investigación de la Universidad de Virginia para la Gestión de Riesgos de Sistemas de Ingeniería, (Center for Risk Management of Engineering Systems)**, disponible en el sitio: <https://engineering.virginia.edu/research/centers-institutes/center-risk-management-engineering-systems>
- 81) VALCU, Adriana M. (2013), **Agricultural nonpoint source pollution and water quality trading: empirical analysis under imperfect cost information and measurement error**, Ph. D. Thesis, Iowa State University, Ames, Iowa, USA.
- 82) WILLIAMSON, Oliver (2007), **Markets and hierarchies, analysis and antitrust implications: a study in the economics of internal organization**, The Free Press, New York, USA.
- 83) YACUZZI, Enrique (2005), **El Estudio de Caso como Metodología de Investigación: Teoría, Mecanismos Causales, Validación**, Universidad del CEMA. En: <https://ucema.edu.ar/publicaciones/download/documentos/296.pdf>
- 84) YIN, R.K. (2003), **Case Study Research: Design and methods**, 3<sup>rd</sup> Ed. Newbery Park: SAGE Publications, USA.



## **CAPITULO 5: Conclusiones generales de este trabajo de investigación**

### **5.1. Conclusiones generales**

La principal contribución de esta tesis es haber realizado un estudio sistemático e intensivo sobre los mecanismos de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos, en determinadas cuencas hídricas de USA y Argentina.

El gran desafío de este trabajo ha sido intentar incorporar las experiencias acumuladas en USA, donde se ha alcanzado éxitos significativos en la internalización de externalidades negativas (contaminación de aguas) generadas por la producción agraria, mediante instrumentos de mercado, al caso argentino.

En el primer ensayo de este trabajo de tesis he desarrollado y calibrado un modelo evolutivo representativo del funcionamiento de un mercado de calidad de aguas, propuesto inicialmente por Nga Nguyen (NGUYEN, 2009) para el estudio de caso de USA y adaptado por mí, para el estudio de caso de una cuenca de nuestro país. Además, he podido dar respuesta a las preguntas orientadoras de este ensayo. De acuerdo con lo planteado por Lawrence Boland (BOLAND, 2003, pg. 244), aquí las preguntas orientadoras de la investigación son parte de un proceso continuo de intentar aprender y encontrar errores en nuestro conocimiento. Esto me ha permitido extraer las siguientes conclusiones:

La primera conclusión importante tiene que ver con la relevancia que adquieren en este tipo de mercado los costos de transacción, a tal punto que altos costos de transacción llevan al fracaso de este tipo de mecanismos de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos.

Efectivamente, los costos de transacción pueden impedir el desarrollo del mercado necesario para generar una señal de precio fiable (el simple valor nominal) y el grado de confianza necesaria para que dicha señal sea tomada en el futuro como una aproximación al precio de venta.

La segunda conclusión importante tiene que ver con que, para determinados parámetros, los objetivos de maximización de beneficios de los agentes económicos involucrados convergen con los objetivos ambientales del conjunto, en este mercado artificial de aguas. De todas formas, cabe que señale que, en este trabajo de tesis, si bien los agentes económicos artificiales diseñados, no tienen un comportamiento estrictamente racional, la población aprende cuál es el equilibrio racional en la medida que desarrolla un proceso evolutivo, en este sentido, puedo decir que el proceso evolutivamente estable es un equilibrio de Nash (BOLAND, 2017, pg. 244).

En este punto y de acuerdo con las propias conclusiones presentadas por Nguyen (NGUYEN, 2009), señalo que el concepto de mercado en equilibrio no debe ser interpretado en el sentido tradicional como un óptimo general. En lugar de eso, el mercado en equilibrio es el resultado “mejor conocido” que resulta robusto a las interacciones de los agentes bajo la presencia de incertidumbres de información, racionalidad limitada, decisiones complejas y reglas de comercialización implícitas en la estructura bilateral del mercado analizado.

Finalmente, resalto que un problema, que ha estado presente en el desarrollo de este trabajo de tesis, es el problema de la obtención de los datos. Las bases de datos (DB) desarrolladas, hasta ahora, sobre las fuentes de contaminación no puntuales y sobre la calidad del agua disponibles en nuestro país (específicamente, en la cuenca del río Carcarañá) son cuantitativamente poco consistentes (DIAZ LOZADA, 2019). Un hecho comúnmente reportado por los Centros Universitarios (CURIHAM, 2021), (CETA, 2021) y centros profesionales gubernamentales (COHIFE, 2022), (CICRC, 2016), es que, en particular en los estudios hasta ahora emprendidos, se ha obtenido información: (i) de parámetros no relevantes, (ii) de lugares no representativos, (iii) empleando substratos equivocados, (iv) con frecuencias de muestreos inapropiadas y (v) a veces obteniéndose un conjunto de datos poco confiable. Además, esta información obtenida no se ha evaluado, ni se ha vinculado suficientemente a un único programa para una cuenca determinada (CICRC, 2016).

También, otra cuestión clave, la tarea de supervisión de la calidad del agua, se encuentra sometida a graves dificultades interjurisdiccionales, ya que los gobiernos locales que están constituidos a lo largo de la cuenca del río Carcarañá, se han vistos obligados, en general, a reducir los presupuestos, recortar el personal asignado a esta problemática y a establecer nuevas prioridades. El "seguimiento", es una tarea indispensable para cerrar el círculo virtuoso de una efectiva internalización de las externalidades negativas generadas



por la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Es de esperar que en el futuro se le preste una mayor atención (CICRC, 2016) ya que es prioridad, contar con información fiable sobre la calidad del agua y su monitorización.

Como comentario positivo que puedo formular, frente a la escasez de bases de datos (DB) específicas, puedo reportar que el trabajo: Bases del Plan Director de la cuenca del río Carcarañá, es una referencia importante que va a permitir ahora reorientar y reformular programas de investigación vinculados con la regulación y control de la contaminación agrícola de los recursos hídricos, más específicos, más prácticos, más eficientes, y que permitan alcanzar los objetivos de los programas en términos económicos cuantificables (PDCDC, 2019).

En el segundo ensayo, a través de un determinado caso de estudio y contando con el andamiaje teórico que provee la economía de los costos de transacción, he podido dar respuesta a las preguntas orientadoras de este ensayo. De acuerdo con lo planteado por Lawrence Boland (BOLAND, 2003, pg. 244), aquí las preguntas orientadoras de la investigación son parte de un proceso continuo de intentar aprender y encontrar errores en nuestro conocimiento. Esto me ha permitido extraer las siguientes conclusiones:

A través del caso de estudio (*Los Grobo, Agropecuaria*) no he pretendido obtener una generalización estadística, en cambio, si he pretendido presentar este estudio como un caso relevante de una empresa, que opera en la cuenca del río Carcarañá y que, adopta una forma híbrida de organización, como alternativa para producir eficientemente en el sector agropecuario, en un contexto de costos de transacción relevantes.

De otra forma, la empresa estudiada, tendría que organizarse, de acuerdo con Oliver Williamson (WILLIAMSON, 2007), por el mecanismo de precios, desarrollando todas sus transacciones en el mercado, como la forma más eficiente de operar y no a través de una estructura híbrida.

A esto reportado, se suma la existencia de costos de transacción artificiales, propios de los países de mercados emergentes con la Argentina (DAGNINO PASTORE, 2007).

Finalmente, infiero que estas situaciones dificultan la instrumentación de un mercado de calidad de aguas como sistema de regulación y control de la contaminación agrícola de los recursos hídricos.

Para el desarrollo de este segundo ensayo, ha resultado fundamental el modelo de análisis centrado en los costos de transacción, aplicado al agro, dado que me ha permitido visualizar por un lado la potencialidad del sector agrícola argentino y la conveniencia de que este sector funcione integrado a los mercados globales y por otro lado la aparición de

costos de transacción artificiales, a partir de las sucesivas políticas económicas erráticas, generadas desde el sector estatal de nuestro país.

USA se caracteriza por una importante sinergia entre el sector productivo y el sector estatal, lo cual potencia el desarrollo de un mercado de calidad de aguas como mecanismo de internalización de las externalidades negativas generadas por la producción agraria. En cambio, nuestro país, se caracteriza por contar con elevados costos de transacción y por la carencia de políticas económicas consistentes con la producción agrícola y los agronegocios, que permitan internalizar sus externalidades negativas.

Finalmente, reflexiono que a diferencia de USA, donde los objetivos de maximizar beneficios de los agentes económicos (agricultores) convergen con los objetivos ambientales trazados para una determinada cuenca, en un mercado de calidad de aguas, en nuestro país podría, en el largo plazo, existir algún tipo de convergencia entre los objetivos de maximizar beneficios de los agentes económicos (agricultores) y los objetivos ambientales trazados para una determinada cuenca, implementando algún mecanismo de internalización de las externalidades negativas generadas por la producción agraria.

En este punto, es importante que destaque el importante esfuerzo que ha realizado la Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa (AAPRESID, 2021), para elaborar un protocolo de buenas prácticas agrícolas con el objetivo de ser certificadas, y el esfuerzo que actualmente realiza para motivar a que los productores certifiquen (ORDOÑEZ y SENESI, 2015, pg. 281).

Para lograr esta certificación, se eligen un conjunto de variables que se agrupan en indicadores físicos (textura, densidad y porosidad del suelo, a la vez que su capacidad de absorción de agua y grado de cobertura de materia orgánica que previene la erosión), e indicadores químicos (niveles de salinidad y acidez del suelo y gestión agronómica de nutrientes como el fosforo, azufre y los grados de carbono).

Esta certificación implica, además de dar los primeros pasos hacia una necesaria compatibilización entre los objetivos de maximizar beneficios y los objetivos de sostenibilidad ambiental, mejorar la competitividad del sector y su inserción en los mercados globales.

En el tercer ensayo de este trabajo de tesis he analizado los principios de diseño de sistemas sostenibles de recursos (hídricos) gobernados por la comunidad y enunciados por Elinor Ostrom (MC GINNIS, 2000) y (POTEETE, JANSSEN y OSTROM, 2010), que posibilitan la minimización de los costos de transacción, en dos estudios de casos de

USA (Cuenca del Maumee y Cuenca del Delaware) y un estudio de caso de nuestro país (Cuenca del Carcarañá).

Resulta significativo que destaque que, Elinor Ostrom y colaboradores, han aplicado estos principios de diseño, a partir de un arduo trabajo de campo, en las más diversas regiones del mundo, tales como: USA, específicamente en el Estado de California, (OSTROM, 1965), y el Estado de Indiana, (DUDLEY, 1993), México (DEADMAN, 1997), Uganda (BECK, 2000), Brasil (FUTEMMA, 2000), Colombia (VELEZ, 2006) Nepal (REGMI, 2007) y España (COSTEJÁ FLORENSA, 2009) y lograron establecer, a partir de estos trabajos de campo, un patrón de comportamiento: Los casos de desempeño robusto cumplen, con detalles menores, los ocho principios de diseño, ahora bien, la mayoría de los intentos que derivan en fracasos institucionales no satisfacen la mayoría de estos principios y los casos donde se manifiesta un desempeño frágil cumplen alrededor de la mitad de los principios.

En este sentido, reflexiono que los principios de diseño (POTEETE, JANSSEN y OSTROM, 2010) resultan ser una condición necesaria pero no suficiente para la constitución y desarrollo de los mercados de calidad de aguas, ya que difícilmente se podrá aplicar en forma eficiente instrumentos de mercado en una cuenca que no cuente con un diseño institucional que posibilite la minimización de los costos de transacción (MC GINNIS, 2000).

A partir de la aplicación del marco de análisis y desarrollo institucional (IAD) ideado por Elinor Ostrom (POTEETE, JANSSEN y OSTROM, 2010), he podido generar algunos indicadores de gobernanza que he obtenido de las cuencas de USA y Argentina. Los mismos, resultan un indicio sobre algunas cuencas de USA donde los mecanismos institucionales referidos al recurso (agua) posibilitan una minimización de los costos de transacción y en el caso de la cuenca de nuestro país, donde se dificulta esta minimización. También y en forma complementaria a estos indicadores, en este ensayo presento un cuadro resumen de resultados obtenidos a través del procesamiento de una serie de entrevistas a determinados actores de la cuenca del río Carcarañá, dicho cuadro representa una primera aproximación a las percepciones de los actores de la cuenca y también puede ser tomado como base para futuros trabajos de investigación de campo.

Finalmente, he podido dar respuesta a las preguntas orientadoras de este ensayo. De acuerdo con lo planteado por Lawrence Boland (BOLAND, 2003, pg. 244), aquí las preguntas orientadoras de la investigación son parte de un proceso continuo de intentar aprender y encontrar errores en nuestro conocimiento. También he plantado al final del

ensayo un camino posible para generalizar en forma estadística, las repuestas a los interrogantes de investigación plantados al comienzo del ensayo, a través de un análisis exploratorio de la relación entre variables cuantitativas, que permita correlacionar los indicadores de gobernanza con los mecanismos de internalización de externalidades negativas (instrumentos de mercado) y los costos de transacción.

Profundizar este análisis del diseño institucional es fundamental y complementario al estudio de factibilidad de mecanismos de internalización de las externalidades negativas generadas por la contaminación agrícola de los recursos hídricos,

A través de este trabajo de tesis he cumplido con el objetivo de realizar una indagación sistemática sobre la problemática económico ambiental que acarrea la producción agraria (externalidades negativas) y la factibilidad de su internalización. Los aportes de este trabajo de tesis son de utilidad tanto para los ámbitos académicos como para los ámbitos de la producción agraria, dado que aportan un mayor conocimiento estas cuestiones. Mi trabajo es inédito y puede tomarse como base para futuros trabajos que aborden el estudio de internalización de este tipo de externalidades negativas.

Los ensayos desarrollados (capítulos dos, tres y cuatro) me permitieron dilucidar los aspectos plantados en las preguntas orientadoras de investigación específicas, de cada ensayo, pero también dejan planteados nuevos interrogantes, que los explicito en las posibles líneas de investigación futuras.

Si bien, en cada ensayo, abordo una problemática diferente relacionada con este recurso natural (AGUA), estos tres ensayos han tenido una preocupación en común, que es la motivación central de esta tesis.

También, a través de estos ensayos desarrollados, he visualizado que la principal limitación del método de investigación de estudio de casos es la validación externa de los resultados. Una generalización de estos resultados obtenidos requeriría de organizar un muestreo riguroso acompañado de un estudio estadístico.

Finalmente, es importante que destaque que, si bien existen notorias diferencias entre el andamiaje jurídico propio de Argentina y el de USA, este estudio comparado me ha permitido visualizar que ambas legislaciones proveen un marco necesario para el trazado de objetivos ambientales en el ámbito de la cuenca y la posibilidad de implementar mecanismos de internalización de las externalidades negativas generadas por la producción agraria. El estudio comparado con USA nos ha provisto de un posible modelo a seguir, dado que este país ha logrado éxitos significativos en el control de la contaminación, mediante mercados de calidad de aguas.

## 5.2.- Referencias

- 1) AAPRESID (2021), Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa, disponible en: <https://www.aapresid.org.ar/>
- 2) BECK Peter A. (2000), **Conservation, Development and Collaboration: Analyzing institutional incentives for participatory conservation in Uganda**, Ph. D. Thesis, University of Indiana, Indiana, USA.
- 3) BOLAND, Lawrence (2003), **The Foundation of Economic Method, A Popperian Perspective**, Second Edition, Taylor & Francis, New York, USA.
- 4) BOLAND, Lawrence (2017), **Equilibrium Models in Economics, Purposes and Critical Limitations**, Ed. OXFORD University Press, New York, USA.
- 5) CETA (2021), **Centro de Estudios y Tecnología del Agua**, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba, disponible en: [http://www.inv.lab\\_hidraulica.efn.uncor.edu/](http://www.inv.lab_hidraulica.efn.uncor.edu/)
- 6) CICRC (2016), **Comisión Interjurisdiccional de la Cuenca del Río Carcarañá**, en: <http://www.cohife.org/advf/documentos/2016/10/5804e79c4dd8f.pdf>
- 7) COHIFE (2022), **Consejo Hídrico Federal**, Disponible: <https://www.cohife.org.ar/>
- 8) COSTEJÁ FLORENSA, Meritxell (2009), **Adaptabilidad Institucional. Dinámicas en la evolución de los sistemas socio-ecológicos de uso del agua en España**, Ph. D. Thesis, Universidad Autónoma de Barcelona, España.
- 9) DAGNINO PASTORE, J. M. (2007), **Economía Pública: Colección de Ensayos**, en: <https://repositorio.uca.edu.ar/bitstream/123456789/2365/1/economia-publica-coleccion-de-ensayos.pdf>
- 10) DEADMAN Peter J. (1997), **Modeling Individual Behavior in Common Pool Resource Management experiments with Autonomous Agents**, Ph. D. Thesis, University of Arizona, Arizona, USA.
- 11) DIAZ LOSADA, José M. (2019), **Avances en la cuantificación hidrológica y caracterización hidráulica del flujo en el sistema fluvial del río Carcarañá utilizando ADCP**, Ph. D. Thesis, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina. En: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/80637?show=full>
- 12) DUDLEY Dean (1993), **Essays on individual behavior in social dilemma environments: An experimental analysis**, Ph. D. Thesis, University of Indiana, Indiana, USA.

- 13) FUTEMMA Celia R. (2000), **Collective Action and Assurance of Property Rights to Natural Resources: A Case Study from the Lower Amazon Region, Santarem, Brazil**, Ph. D. Thesis, University of Indiana, Indiana, USA.
- 14) MC GINNIS Michael (2000), **Polycentric Games and Institution. Reading from Workshop in Political Theory and Policy Analysis**, Ed. The University of Michigan Press, Ann Arbor, USA.
- 15) NGUYEN, Nga P. (2009), **A Stochastic Agent-Based Market Model for Water Quality Trading using Evolutionary Simulation Techniques**, Ph. D. Thesis, University of Pennsylvania, Pennsylvania, USA.
- 16) ORDÓÑEZ, I., y SENESI, S. (2015), **Campo: El sueño de una Argentina verde y Competitiva**, Ed. AGUILAR, Buenos Aires, Argentina.
- 17) OSTROM Elinor (1965), **Public Entrepreneurship: A case study in ground water basin management**, Ph. D. Thesis, University of Indiana, Indiana, USA.
- 18) PDCDC (2019), **Bases del Plan Director de la Cuenca del río Carcarañá** en: <http://200.16.30.250/public/carcarana/InformeFinal.pdf>
- 19) POTEETE, A, JANSSEN M. and OSTROM, E. (2010), **Working Together: Collective Action, the Commons, and Multiple Methods in Practice**, Ed. The Princeton University Press, USA.
- 20) REGMI Raj Ashok (2007), **The role of group heterogeneity in collective action: A look at the intertie between irrigation and forests. Case studies from Chitwan, Nepal**, Ph. D. Thesis, University of Indiana, Indiana, USA.
- 21) SANFE - 126205, Proyecto Regional con Enfoque Territorial del INTA: **Desarrollo Territorial Sustentable del área sur del Sur de la Provincia de Santa Fe** (E. E. Agropecuaria, INTA - Oliveros) en: <https://inta.gob.ar/proyectos/SANFE-1261205>
- 22) VELEZ Maria A. (2006), **Three essays on the Determinants of Behavior in the Commons: Experimental evidence from fishing communities in Colombia**, Ph. D. Thesis, University of Massachusetts Amherst, Massachusetts, USA.
- 23) WILLIAMSON, Oliver (2007), **Markets and hierarchies, analysis and antitrust implications: a study in the economics of internal organization**, The Free Press, New York, USA.



## **Apéndice A: Algunos modelos de la economía ambiental para regulación y control de la contaminación mediante instrumentos económicos**

### **1. Los modelos de la economía ambiental para el control de la contaminación**

Una primera definición de economía ambiental la encontramos en Field (FIELD y FIELD, 2017) que enuncia que la misma consiste en una aplicación de los principios económicos al estudio de la gestión de los recursos naturales. Este autor destaca que, si bien la economía ambiental se nutre de las herramientas analíticas propias de la macroeconomía y de la microeconomía, es de la segunda sobre la cual se apoya sus fundamentos últimos. Basándose en principios microeconómicos precisos, la economía ambiental se ocupa principalmente del cómo y el porqué de aquellas decisiones individuales que repercuten en el entorno natural, y de cómo pueden modificarse las instituciones y políticas económicas para que dichos efectos respeten en mayor medida los deseos humanos y las necesidades del propio ecosistema. El autor, además, desarrolla, en su libro de texto, un modelo simple donde se visualizan los aspectos fundamentales de la problemática de la contaminación y el diseño de una política ambiental que mitigue esta problemática.

Esencialmente este modelo simplificado, se basa en una relación de intercambio que es característica de todas las actividades de control de contaminación: por un lado, la reducción de las emisiones disminuye los daños que provoca la contaminación ambiental, pero por el otro, esta reducción demanda recursos que podrían haberse destinado a alguna otra actividad. Tomamos así, el siguiente ejemplo, ilustrativo de esta problemática, del texto de Field (FIELD y FIELD, 2017) que remite al problema de la contaminación de los cuerpos de agua, para representar esta relación de intercambio. Así, consideramos una firma hipotética que está situada a la orilla de un río y vierte en él los residuos de su producción.

A medida que la corriente los transporta río abajo, los residuos tienden a descomponerse en partículas químicas menos dañinas, pero antes de que esto suceda, el río atraviesa una gran área metropolitana cuyos habitantes utilizan sus aguas con diversos fines.



La contaminación causada por los residuos industriales perjudica a los individuos que habitan en la cuenca baja del río, ya que altera el desarrollo normal de estos y otros servicios que presta el río. Así que en uno de los lados de la relación de intercambio tenemos los daños que sufre la población cuando su entorno se deteriora. Río arriba, la firma que provoca estos daños podría tratar de limitar los residuos que contaminan las aguas, por ejemplo, sometiéndolos a un tratamiento previo o reciclado de ciertos materiales de los que simplemente se está deshaciendo. Esta eliminación parcial de los residuos requiere que la firma emplee ciertos recursos cuyo coste influirá en el precio de sus productos finales. Como perfectamente se visualiza en esta situación. Los costes de reducción constituyen la otra cara del intercambio fundamental del problema de control de la contaminación.

## **2. Las funciones de daño de la contaminación**

Entendemos por daño a toda consecuencia negativa que los usuarios del medio ambiente sufren cuando este se deteriora. Estas consecuencias son de muchos tipos y dependen de la clase de activo ambiental de que se trate. En el ejemplo del río, los daños los sufren quienes lo venían utilizando el río con fines recreativos y los habitantes de la ciudad que deberán pagar más por el tratamiento del agua.

En general, podemos inferir que, el daño resulta mayor cuanto mayor resulta el grado de contaminación. De esta forma, podemos describir el vínculo entre la contaminación y los daños mediante la denominada función de daño, que muestra la relación existente entre la cantidad de una determinada sustancia contaminante y el daño que esta provoca. También podemos decir que, existen dos tipos de función de daños a saber:

- 1) La función de daño de emisiones muestra el daño resultante como función de la cantidad de residuos emitidos por una o varias fuentes.
- 2) La función de daño ambiental muestra el daño resultante como función de la concentración de determinadas sustancias contaminantes en el medio ambiente.

Si bien, existen muchas formas de expresar una función de daño, en el modelo básico que estamos desarrollando utilizaremos las funciones de daño marginal. Donde, una función de daño marginal indica la variación del nivel de daños que acompaña al aumento o disminución, en una unidad, de la cantidad de emisiones o de la concentración de una sustancia contaminante en el entorno.

Estas relaciones también nos permiten medir, en caso necesario, los daños totales ya que, el área comprendida bajo la función de daño marginal es la representación gráfica de los

daños totales. La altura y la forma de una función de daño dependen del tipo de sustancia contaminante y de las circunstancias que obran en cada caso.

En general, en el eje horizontal registramos la cantidad de contaminantes emitidos durante un cierto periodo y en el eje vertical los daños ambientales ocasionados. Las consecuencias físicas de cada caso de contaminación suelen ser diversas y su naturaleza depende de la sustancia que se trate y de cuándo y dónde tengan lugar las emisiones. Ahora bien, para estudiar todos los posibles efectos necesitamos sintetizarlos en una sola dimensión y para ello empleamos una escala monetaria. Estimar el valor monetario de los daños en algunos casos particulares resulta sencillo, pero en general resulta ser sumamente difícil.

Según lo reportado por copiosa evidencia empírica (FIELD y FIELD, 2017) en cuanto a la forma de la función de daño, podemos decir que en principio los daños marginales crecen muy lentamente, pero luego de un determinado punto, crecen rápidamente a medida que aumentan las emisiones. Así, cuando las emisiones son modestas, los daños marginales pueden ser comparativamente pequeños, solo los miembros más sensibles de la población percibirán sus efectos.

Pero a medida que aumentan las emisiones, también lo hará el daño marginal y a partir de un cierto punto en que los efectos, de la sustancia contaminante, ganen en extensión e intensidad el daño se hará muy elevado. Esta descripción implica la existencia en la función de daño de un determinado umbral, es decir, un cierto valor de emisiones o de concentraciones en el entorno por debajo del cual el daño marginal es nulo, lo que supone que la sustancia contaminante puede alcanzar ese umbral sin que se produzcan daños. Esta presunción sobre la existencia o inexistencia de umbrales en las funciones de daño de determinadas sustancias contaminantes resulta clave para diseñar políticas ambientales, de hecho, la cuestión si las funciones de daño de algunas sustancias tóxicas presentan umbrales ha sido objeto de intensos y continuos debates en la literatura económica específica.

Una cuestión adicional a tener en cuenta sobre la forma de la función de daño está referida al lugar y tiempo de la emisión de un determinado contaminante. Así, por ejemplo, para un mismo tipo de emisión, el daño marginal puede ser mayor o menor cuando dicha emisión está ubicada en una gran ciudad o bien su ubicación remite a un área rural. De esta forma tendríamos dos funciones de daño marginal, una que se encuentra por arriba de la otra y esto es debido a un mayor daño ocasionado debido a una mayor concentración de habitantes.

Otra posible situación, donde una de las funciones de daño marginal, se encuentre por encima de la otra podría ser que las funciones, aunque refiriéndose al mismo grupo de personas, representan momentos distintos.

### **3. Los costos de reducción de la contaminación**

Los costos de reducción son los costos que supone disminuir el volumen de residuos vertidos o su concentración en el entorno. Retomando ahora nuestro primer ejemplo de la firma que está ubicada a la orilla de un río. En el curso de funcionamiento normal, esta firma genera una gran cantidad de residuos (a lo mejor de naturaleza orgánica) y suponiendo que esta firma pueda acceder libremente a este río, el modo más barato de deshacerse de estos residuos consiste en simplemente verterlos al río. No obstante, lo más normal es que esta firma disponga de medios técnicos y organizativos que le permitan reducir el volumen de sus emisiones. Estas actividades generan para la firma unos costos que reciben el nombre de costes de reducción.

Para reducir el nivel de emisiones, la firma debe asignar recursos a esta actividad, recursos que en general serán mayores, cuanto mayor sea la reducción a la que aspira. Los costos de reducción suelen diferir en función de la fuente de contaminación y de otros muchos factores, y podemos representar esta noción empleando una función de costo marginal de reducción. Las unidades de los ejes son las mismas que en el caso de las funciones de daño: cantidades de la substancia contaminante en el eje horizontal y valores monetarios en el eje vertical.

El costo marginal de reducción es el costo asociado a reducir el nivel de contaminación de emisiones en una unidad o, visto en el otro sentido, el costo en el que dejamos de incurrir cuando dejamos que las emisiones aumenten en una unidad. En el eje horizontal, las curvas de costo marginal de reducción parten del denominado nivel de emisiones no controlado, es decir, el nivel de emisiones existente antes de que se pongan en marcha medidas encaminadas a reducir la contaminación. De esta forma, la curva de costo marginal de reducción indica el costo adicional que implica cada sucesiva reducción de emisiones a partir del nivel con controlado.

De ahí que estas curvas tengan pendiente negativa, ya que el costo marginal aumenta a medida que disminuyen las emisiones. Tengamos presente además que, el valor exacto de los costos de una medida concreta depende en última instancia de la tecnología disponible y de las capacidades de gestión que se apliquen para conseguir el objetivo.

Es posible que los costos sean extremadamente elevados si se emplea una técnica

inadecuada o si los recursos disponibles no se emplean correctamente.

De allí, que supondremos que las funciones de costo marginal de reducción expresan los costos mínimos en los que hay que incurrir para obtener una determinada reducción de emisiones. En cuanto a la forma de la función de costo de reducción, podemos inferir que a partir de un nivel no controlado de emisión es posible reducir las primeras unidades de emisiones con un costo marginal relativamente bajo, pero, a medida que el nivel de reducción deseado aumenta, lo mismo sucede con el costo marginal de cada reducción adicional, o sea que cuando, mayor es la reducción de las emisiones ya lograda, mayor es el costo marginal de obtener una reducción adicional.

Esto tiene que ver con que la pendiente de la función de costo marginal de reducción es cada vez mayor a medida que se reducen las emisiones. Adicionalmente podemos decir que la función de costo marginal de reducción puede expresar bien el valor real de los costos marginales de una fuente o grupo de fuentes, o bien el mínimo valor posible.

El valor real depende de las tecnologías y los procedimientos que haya adoptado la firma con anterioridad para reducir sus emisiones y son varios los factores que podrían haber influido sobre las variables, incluyendo la falta de previsión de sus directivos o la legislación sobre el control de la contaminación entonces vigente.

Pero para estudiar cuestiones de eficiencia social y económica con este modelo lo que nos interesa no son los costos de reducción reales, sino los mínimos posibles, así que presumimos que los agentes han empleado todos los medios técnicos y organizativos a su alcance para reducir las emisiones al menor costo posible. En otras palabras, suponemos que su comportamiento es económicamente eficiente desde el punto de vista individual.

#### **4. El costo marginal de reducción agregado**

En la sección anterior hemos presentado la función de costo marginal de reducción para una sola firma, pero recordemos que la mayoría de las políticas ambientales tienden a controlar las emisiones procedentes de un conjunto de fuentes más que de una fuente concreta de contaminación, por lo tanto, ahora nos interesa estudiar mediante estos modelos sencillos, el costo marginal de reducción de un conjunto de empresas.

Tengamos presentes también que estas fuentes pertenecen a industrias diferentes que usan diferentes tecnologías de producción, lo que implica que sus funciones de costo marginal también son diferentes, de allí que en este caso necesitamos construir una función general o función de costo marginal de reducción agregado del conjunto de empresas que combine distintas curvas individuales.

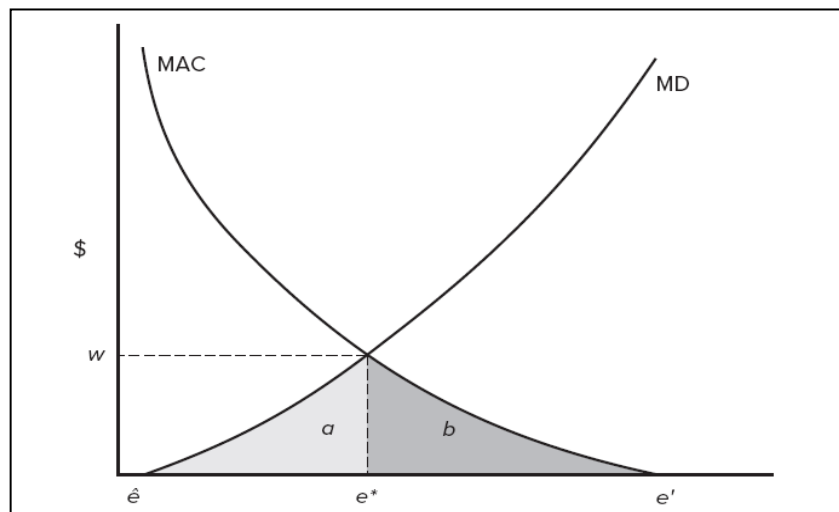
La curva de costo marginal de reducción agregado es una suma (o como su nombre sugiere, una agregación) de dos o más funciones individuales, pero como las curvas individuales son diferentes, no es igual sumarlas de una manera que de otra. El problema es que cuando se trata de dos (o más) fuentes de emisiones con costos de reducción diferentes, el costo total de reducción dependerá de cómo se repartan las emisiones entre las diferentes fuentes. Así, el objetivo es sumar las funciones individuales de tal manera que el costo marginal de reducción resultante sea el más bajo posible.

Para lograrlo, las funciones deben sumarse horizontalmente, para lo cual aplicamos el principio de equi-marginalidad, si queremos obtener una curva que represente el mínimo costo marginal de reducción agregado, debemos distribuir el nivel de emisiones agregado de modo tal que el costo marginal de reducción sea el mismo para todas las fuentes.

### 5. El nivel de emisión eficiente desde el punto de vista social

En los puntos anteriores hemos examinado por separado la función de daño marginal y la función de coste marginal de reducción para las emisiones de una única sustancia contaminante en un lugar y momento determinados.

Figura 1: Detalles de las curvas MD y MAC



Fuente: elaboración propia en base a (FIELD and FIELD, 2017)

Ahora unificamos estos dos conceptos a través de la figura 1, que presenta una curva de daño marginal y una curva de costo marginal de reducción, convencionales, a las que hemos llamado respectivamente MD y MAC.

El umbral de daños marginales se sitúa en el nivel de emisiones  $\hat{e}$ , mientras que el nivel de emisión no controlada es  $e'$ . El nivel eficiente de emisiones se define como aquel que iguala al daño marginal con el coste marginal de reducción, debe ser aquel en el que ambos tipos de costos se compensan exactamente entre sí, es decir el punto en el que el costo marginal de reducción es igual al daño marginal.

En la figura 1, ese nivel es denominado  $e^*$ , En este nivel, el daño marginal y el costo marginal de reducción coinciden en el valor  $w$ . También podemos analizar este resultado desde la perspectiva de los valores totales. Sabemos que estos equivalen a las áreas situadas bajo las curvas de valores marginales. Así pues, el área triangular señalada con la letra (a), representa el daño total ocasionado por el nivel de emisiones  $e^*$ , mientras que el área triangular (b) representa el costo total de reducción correspondiente a ese mismo nivel de emisiones. La suma de ambas áreas ( $a + b$ ) es el costo total que supone para la sociedad unas emisiones de  $e^*$ , toneladas anuales de la substancia en cuestión. Esta suma alcanza un mínimo únicamente en el nivel de emisiones  $e^*$ , obsérvese además que las áreas (a) y (b) no necesariamente tienen que ser iguales.

La ubicación del punto  $e^*$ , en el eje horizontal podría producir la falsa impresión de que el nivel eficiente implica un volumen relativamente elevado de emisiones y unos daños ambientales importantes. Esto no es necesariamente cierto, este modelo general desarrollado, es una primera aproximación teoría a la relación de intercambio, si bien ahora tenemos una visión general de la problemática de contaminación, debemos incorporar algunos elementos más al análisis de esta problemática.

## 6. Un modelo de equilibrio general para el control de la contaminación

Ahora, formalizaremos los conceptos desarrollados anteriormente, a través de un modelo de equilibrio general, donde suponemos que la economía es perfectamente competitiva y las firmas generan externalidades que afectan la utilidad de los agentes económicos y las funciones de producción de las otras firmas, así, las variables del modelo son:

$x_{ij}$ : cantidad del bien (i) consumido por el individuo (j)

$y_{ik}$ : cantidad del bien (i) producido por la firma K

$r_i$  : cantidad de recurso (i) disponible para la comunidad

$s_k$ : cantidad de externalidad generada por la firma k

Para  $i = 1, 2, \dots, n$ , para  $j = 1, 2, \dots, m$ , para  $k = 1, 2, \dots, h$ .

Donde  $Z = \sum_k s_k$ :total de la externalidad generada en la economía

Definimos a  $U^j(x_{1j}, x_{2j}, \dots, x_{nj}, Z)$ : función de utilidad

También definimos a  $f^k(y_{1k}, y_{2k}, \dots, y_{nk}, Z) \leq 0$ : conjunto de posibilidades de producción.

El modelo además supone que:

El conjunto de posibilidades de consumo es convexo, cerrado y limitado por debajo.

La función de utilidad es doblemente diferenciable, cuasi cóncava y creciente en x.

El conjunto de posibilidades de producción es convexo y las restricciones tecnológicas son doblemente diferenciables.

Dada esta condiciones, podemos afirmar que este modelo de equilibrio general tiene solución, El problema del planificador central, entonces, es maximizar las funciones de utilidad de los individuos sujeto a las restricciones de producción y a la cantidad disponible de recursos. Dado este problema de maximización, el Lagrangiano es igual a:

$$L = U^1(.) + \sum_{j=2}^m \lambda_j (U^j(.) - U_j^*) - \sum_{k=1}^h \mu_k f^k + \sum_{i=1}^n w_i \left( r_i + \sum_{k=1}^h y_{ik} - \sum_{j=1}^m x_{ij} \right) \quad (1)$$

Las condiciones de primer orden y sus interpretaciones son:

$$\frac{\partial L}{\partial x_{ij}} = \lambda_j \frac{\partial U^j}{\partial x_{ij}} - w_i = 0, \Rightarrow \lambda_j \frac{\partial U^j}{\partial x_{ij}} = w_i \quad (2)$$

Entonces los costos de producir una unidad adicional de  $y_{ik}$  ( $\mu_k \frac{\partial f^k}{\partial y_{ik}}$ ), son iguales a los beneficios de aumentar la disponibilidad del recurso  $w_i$

$$\frac{\partial L}{\partial S_k} = \frac{\partial U^1}{\partial Z} \frac{\partial Z}{\partial S_k} + \sum_{j=2}^m \lambda_j \frac{\partial U^j}{\partial Z} \frac{\partial Z}{\partial S_k} - \mu_k \frac{\partial f^k}{\partial S_k} - \sum_{k=1}^h \mu_k \frac{\partial f^k}{\partial Z} \frac{\partial Z}{\partial S_k} = 0 \quad (3)$$

Dado que

$$\frac{\partial U^1}{\partial Z} + \sum_{j=2}^m \lambda_j \frac{\partial U^j}{\partial Z} - \sum_{k=1}^h \mu_k \frac{\partial f^k}{\partial Z} = \mu_k \frac{\partial f^k}{\partial S_k} \quad (4)$$

Los costos marginales de emitir una unidad adicional de  $S_k$  se igualan a los beneficios marginales de emitir dicha unidad.

Los costos marginales están representados por:

$$\frac{\partial U^1}{\partial Z} + \sum_{j=2}^m \lambda_j \frac{\partial U^j}{\partial Z} - \sum_{k=1}^h \mu_k \frac{\partial f^k}{\partial Z} \quad (5)$$

Donde  $\frac{\partial U^1}{\partial Z}$ , es el efecto de la externalidad sobre la persona (j), es decir representa la desutilidad que enfrenta la persona (j) debido a la externalidad

Además  $\mu_k \frac{\partial f^k}{\partial Z}$ , representa el impacto de producir la externalidad sobre la firma k

Los beneficios marginales de producir la externalidad están dados por  $\mu_k \frac{\partial f^k}{\partial S_k}$ ,

Y muestran el incremento en la población debido a un mayor uso de la externalidad. En el caso, la externalidad puede equipararse a un insumo de producción. Para alcanzar el óptimo de Pareto, es necesario que se cumplan las tres condiciones de primer orden analizadas anteriormente. La maximización del planificador central es una solución centralizada puesto en la cual un planificador central maximiza los beneficios tanto de los productores como de los consumidores y es quien asigna los recursos de la sociedad de una manera óptima. El planificador central refleja el deber ser de la economía, sin embargo, la economía funciona, por lo general de manera descentralizada y los mercados son los mecanismos asignadores de recursos.

Es fundamental, por consiguiente, analizar el problema de maximización descentralizado y comparar los resultados con el problema centralizado. El objetivo de siguiente modelo es entonces analizar la solución descentralizada, es decir el conjunto de precios e impuestos que inducen al óptimo. El problema de maximización descentralizada asume que el Estado cuenta con un conjunto de precios e impuestos. Para esto se asume que los precios que se cobran por cada unidad consumida y no se modifican con variaciones en la cantidad consumida o con el número de consumidores. De otro lado, los impuestos compensatorios dependerán del daño propiciado al individuo o firma y, por lo tanto, es diferente para cada nivel de contaminación. Se definen así dos tipos de impuestos

$t^j$ : impuesto compensatorio para el individuo (j)

$t^k$ : impuesto compensatorio para la firma (k)

$t^s$ : impuesto por emisiones contaminantes

En este modelo, los consumidores minimizan el nivel del gasto para alcanzar un máximo predeterminado de la función de utilidad. La minimización de gastos está dada por:

$$\min \sum_{i=1}^n P_i x_{ij} + t^j x_{ij} \quad (6)$$

Sujeto a  $U^j(.) \geq U_j^*$



El Lagrangiano de esta maximización es equivalente a

$$L = \sum_{i=1}^n P_i x_{ij} + t^j x_{ij} + \alpha_j [U_j^* - U^j(\cdot)] \quad (7)$$

Donde las condiciones de primer orden son las siguientes:

$$\frac{\partial L}{\partial x_{ij}} = P_i + t^j - \alpha_j \frac{\partial U^j}{\partial x_{ij}} = 0 \quad (8)$$

Efectivamente, la minimización de gastos se alcanza cuando:

$$P_i + t^j = \alpha_j \frac{\partial U^j}{\partial x_{ij}} \quad (9)$$

La firma, por su lado, maximiza sus beneficios sujeta a un conjunto de posibilidades de producción:

$$\max_{Y_{ik}} \sum_{i=1}^n P_i Y_{ik} - t^k Y_{ik} - t^s S_k \quad (10)$$

Sujeto a  $f^k(Y_{1k}, Y_{2k}, \dots, Y_{nk}, S_k, Z) \leq 0$

El Lagrangiano de este problema de maximización es:

$$L = \sum_{i=1}^n P_i Y_{ik} - t^k Y_{ik} - t^s S_k - \beta_k f^k \quad (11)$$

Donde las condiciones de primer orden son:

$$\frac{\partial L}{\partial Y_{ik}} = P_i - t^k - \beta_k \frac{\partial f^k}{\partial Y_{ik}} = 0 \quad (12)$$

Así tenemos que:

$$P_i = t^k + \beta_k \frac{\partial f^k}{\partial Y_{ik}} \quad (13)$$

Y las condiciones de primer orden son:

$$\frac{\partial L}{\partial S_k} = -t^s - \beta_k \frac{\partial f^k}{\partial S_k} \quad (14)$$

Las condiciones de primer orden de la firma se interpretan de manera tradicional. La firma utiliza contaminación hasta el punto donde los beneficios marginales de usar la contaminación son iguales a los costos de forma tal que se verifica:

$$\left( \beta_k \frac{\partial f^k}{\partial S_k} \right) = -t^s \quad (15)$$

Una vez se deriva el óptimo de Pareto y el equilibrio de mercado, es necesario definir la combinación de impuestos ambientales, impuestos compensatorios y precios que inducen

al equilibrio competitivo a alcanzar el óptimo de Pareto.

Como primera medida se deben comparar las condiciones de primer orden de un sistema centralizado con aquellas de un sistema descentralizado. Después de comparar las condiciones de primer orden, se definen los impuestos y compensaciones que igualen las condiciones de primer orden de los dos sistemas de asignación de recursos.

En el siguiente desarrollo comparamos lo más relevante de las condiciones de primer orden de los sistemas centralizado y descentralizado:

Para la variable: bien final, en una economía centralizada las condiciones de primer orden son:

$$\frac{\partial L}{\partial x_{ij}} = \lambda_j \frac{\partial U^j}{\partial x_{ij}} - w_i = 0 \quad \rightarrow \quad \lambda_j \frac{\partial U^j}{\partial x_{ij}} = w_i \quad (16)$$

Para la variable: bien final, en una economía descentralizada las condiciones de primer orden son:

$$\frac{\partial L}{\partial x_{ij}} = p_i + t^j - \alpha_j \frac{\partial U^j}{\partial x_{ij}} = 0 \quad \rightarrow \quad p_i + t^j = \alpha_j \frac{\partial U^j}{\partial x_{ij}} \quad (17)$$

Para la variable: productos e insumos, en una economía centralizada las condiciones de primer orden son:

$$\frac{\partial L}{\partial y_{ik}} = -\mu_k \frac{\partial f^k}{\partial y_{ik}} + w_i = 0 \quad \rightarrow \quad \mu_k \frac{\partial f^k}{\partial y_{ik}} = w_i \quad (18)$$

Para la variable: productos e insumos, en una economía descentralizada las condiciones de primer orden son:

$$\frac{\partial L}{\partial y_{ik}} = p_i - t^k - \beta_k \frac{\partial f^k}{\partial y_{ik}} = 0 \quad \rightarrow \quad p_i = t^k + \beta_k \frac{\partial f^k}{\partial y_{ik}} \quad (19)$$

Para la variable: emisiones, en una economía centralizada las condiciones de primer orden son:

$$\frac{\partial L}{\partial s_k} = \frac{\partial U^l}{\partial Z} + \sum_{j=2}^m \lambda_j \frac{\partial U^j}{\partial Z} - \mu_k \frac{\partial f^k}{\partial s_k} - \sum_{k=1}^h \mu_k \frac{\partial f^k}{\partial Z} = 0 \quad (20)$$

$$\frac{\partial U^l}{\partial Z} + \sum_{j=2}^m \lambda_j \frac{\partial U^j}{\partial Z} - \sum_{k=1}^h \mu_k \frac{\partial f^k}{\partial Z} = \mu_k \frac{\partial f^k}{\partial s_k} \quad (21)$$

Para la variable: emisiones, en una economía descentralizada las condiciones de primer orden son:

$$\frac{\partial L}{\partial s_k} = -t^s - \beta_k \frac{\partial f^k}{\partial s_k} = 0 \quad \rightarrow \quad -t^s = \beta_k \frac{\partial f^k}{\partial s_k} \quad (22)$$

Las condiciones de primer orden del problema de la economía centralizada y descentralizada deben ser idénticas para alcanzar el óptimo de Pareto, esto se cumple cuando tenemos:

a) Las condiciones de primer orden del bien final

$$\begin{cases} t^j = 0 \\ P_i = w_i, \forall i \\ \alpha_j = \lambda_j, \forall j \end{cases}$$

b) Las condiciones de primer orden de los productos y del insumo

$$\begin{cases} t^k = 0 \\ P_i = w_i, \forall i \\ \beta_k = \mu_k, \forall k \end{cases}$$

c) Las condiciones de primer orden de las emisiones contaminantes

$$t_s = - \left[ \frac{\partial U^1}{\partial Z} + \sum_{j=2}^m \mu_j \frac{\partial U^j}{\partial Z} - \sum_{k=1}^h \lambda_k \frac{\partial f^k}{\partial Z} \right]$$

Las condiciones anteriores permiten derivare dos conclusiones. Primero, para alcanzar el óptimo de Pareto no se deben establecer compensaciones ni gravare a las víctimas. Segundo, el impuesto a las emisiones debe ser igual al daño marginal infligido por la firma generadora y, por lo tanto, varía de acuerdo al nivel de emisiones. Ello implica un reto a para política ya que el impuesto varía de acuerdo a la cantidad de emisiones y no

puede ser un impuesto fijo por unidad emitida.

## **7. Simplificaciones importantes del modelo general**

1.- La externalidad analizada es pública ya que el valor agregado de la externalidad entre en función de la utilidad de todos los consumidores y la función de producción de todas las firmas. Una externalidad privada no modifica, sin embargo, los resultados.

2.- El efecto de las emisiones de todas las firmas es idéntico y es por consiguiente un sustituto perfecto. Si la firma (1) reduce una unidad de emisión y la firma (2) aumenta una unidad de emisión, el total de la externalidad continua constante. Este supuesto es fuerte. Por ejemplo, el efecto de una industria petroquímica ubicada en una zona rural o bien en una zona urbana, impone un daño marginal diferente sobre la sociedad.

Las emisiones de una industria ubicada en la ciudad tendrán un impacto mayor puesto que, por un lado, los habitantes están ubicados más cerca de las emisiones y, por el otro lado, el número de afectados es mayor. Por el contrario, las emisiones de la industria ubicada en una zona rural o bien suburbana se pueden diluir antes de alcanzar una persona y no estarían causando daño alguno.

En este caso, el efecto de externalidad total no puede expresarse como una sumatoria. El efecto de las emisiones de la firma depende del sitio donde estén ubicadas. Así, el efecto total de la externalidad se expresa de la forma siguiente:  $Z^j(S_1, S_2, \dots, S_n)$ . Ello implica que el impuesto a aplicar es diferente para cada fuente de contaminación y para nivel de contaminación.

3.- Hasta aquí hemos considerado fuentes puntuales de emisión, en el caso de que existan fuentes no puntuales (o también denominadas fuentes de contaminación difusas) el tratamiento es un poco distinto, pero esto no impide que se pueda desarrollar un sistema de control de contaminación que incluya tanto a fuentes puntuales como a fuentes no puntuales. Un mayor detalle sobre las fuentes no puntuales de contaminación será desarrollado en el apéndice B de esta tesis.

## **8. Un modelo de equilibrio parcial para el control de la contaminación**

En el modelo anterior hemos analizado el impacto de las externalidades y encuentra una solución con base en el modelo de equilibrio general de la economía. El propósito ahora es emprender un análisis del equilibrio parcial de la economía para examinar cual es el efecto de las externalidades y los bienes públicos y por supuesto encontrar posibles soluciones. Ahora, los supuestos del modelo son:

Dos agentes en la economía i: 1,2.

La economía tiene L bienes para transar.

Los consumidores no afectan los precios de los L bienes.

La utilidad de los consumidores no solo depende del uso de los L bienes, también depende de una acción llevada a cabo por el consumidor (1).

La función de utilidad de cada uno de los consumidores es igual a:  $U(x_{1i}, x_{2i}, \dots, x_{li}, h)$

Donde  $x_{ij}$  son los bienes de consumo y (h) representa la externalidad generada por el consumidor (1).

Cuando la externalidad es negativa entonces

$$\frac{\partial U(x_{1i}, x_{2i}, \dots, x_{li}, h)}{\partial h} < 0$$

Cuando la externalidad es positiva

$$\frac{\partial U(x_{1i}, x_{2i}, \dots, x_{li}, h)}{\partial h} > 0$$

Si  $w_i$  es la riqueza del individuo, el problema de maximización de utilidad del individuo (i) es igual a:

$$\max_{x_{li}} U(x_{1i}, x_{2i}, \dots, x_{li}, h)$$

Sujeto a las restricciones:  $x_{li} \geq 0$ ,  $px_i \leq w_i$

Donde  $x_i$  es el vector de los bienes consumidos y p es el vector de los precios para los L bienes.

Las funciones de demanda marshalliana para cada uno de los L bienes son iguales a:

$$\begin{aligned} x_{1i} &= x_{1i}(p, w_i, h) \\ &\vdots \\ x_{li} &= x_{li}(p, w_i, h) \end{aligned}$$

Si se reemplazan las demandas marshallianas en las funciones de utilidad, se obtiene la función de utilidad indirecta.

$$v_i = v(p, w_i, h)$$

Si se asume que la función de utilidad indirecta es cuasi lineal en la riqueza, se puede escribir como:

$$v(p, w_i, h) = \phi_i(p, h) + w_i$$

El individuo (i) está generando la externalidad. Por ejemplo, está escuchando música a un alto volumen y no deja dormir a su vecino. El comportamiento de la función de utilidad del individuo (i) frente a la externalidad esta dado por:

(a)  $\frac{\partial v_1}{\partial h} = \frac{\partial \phi_1(p, h)}{\partial h} > 0$ , la externalidad produce una utilidad positiva para el individuo.

(b)  $\frac{\partial^2 v_1}{\partial h^2} = \frac{\partial^2 \phi_1(p, h)}{\partial h^2} < 0$ , la utilidad de generar la externalidad es creciente para a una tasa decreciente.

Para el individuo (2), quien está afectado por la externalidad de manera negativa, la función de utilidad indirecta se comporta de la siguiente forma:

(a)  $\frac{\partial v_2}{\partial h} = \frac{\partial \phi_2(p, h)}{\partial h} < 0$ , la externalidad produce una des-utilidad para el individuo (2)

(b)  $\frac{\partial^2 v_2}{\partial h^2} = \frac{\partial^2 \phi_2(p, h)}{\partial h^2} < 0$ , la des-utilidad de generar la externalidad es negativa a una tasa creciente. Esto significa que cada decibel adicional de ruido tiene un impacto cada vez mayor sobre la des utilidad.

El equilibrio competitivo de este modelo, es decir el equilibrio en el cual el consumidor (1) escoge (h) para maximizar su función de utilidad indirecta sin tener en cuenta a utilidad del individuo (2) está dado por (tengamos presenta aquí que, dado que estamos maximizando la función de utilidad indirecta, se está asumiendo que el individuo escoge primero los bienes de consumo y una vez que ha tomado esa decisión, escoge el nivel de externalidad).

$$\begin{aligned} \max_h \phi_1(p, h) + w_1 \\ ST [h \geq 0 \end{aligned} \quad (23)$$

Donde las condiciones de primer orden son:  $\frac{\partial \phi_1(p, h)}{\partial h} \leq 0$ , donde  $h \geq 0$ .

La solución cuando la externalidad es positiva es:  $h > 0$ ,  $\frac{\partial \phi_1(p, h)}{\partial h} = 0$

La externalidad produce utilidad para el consumidor (1) y des utilidad para el consumidor (2). Sin embargo, en su proceso de decisión el consumidor (1) solo tiene en cuenta su utilidad para escoger h, es decir escoge una solución donde el consumo de h es el máximo posible ( $h^*$ ).

El óptimo de Pareto de este modelo se obtiene analizando el problema de maximización del planificador central. En el óptimo de Pareto, el planificador central busca maximizar la función utilidad de los dos individuos

$$\begin{aligned} \max_h \phi_1(p, h) + w_1 + \phi_2(p, h) + w_2 \\ ST [h \geq 0 \end{aligned} \quad (24)$$

Las condiciones de primer orden son:

$\frac{\partial \phi_1(p, h)}{\partial h} + \frac{\partial \phi_2(p, h)}{\partial h} \leq 0$ , donde  $h \geq 0$ .

Ahora bien, cuando  $h > 0$ , tenemos que  $\frac{\partial \phi_1(p, h)}{\partial h} = - \frac{\partial \phi_2(p, h)}{\partial h}$

El planificador central escoge el punto donde la utilidad marginal del individuo (i) por el

consumo de la externalidad se iguala a la des-utilidad marginal del individuo (2). Este punto está representado por la letra  $h^0$ .

El modelo de equilibrio parcial analizado muestra como una cantidad de la externalidad igual a cero, es decir que el individuo (1) no escuche música, no necesariamente es un óptimo de Pareto.

Entonces ¿cuándo la externalidad igual a cero en el óptimo de Pareto? Esto se presentaría cuando la des utilidad generada por a externalidad es muy alta o cuando la utilidad de generada es baja o ambas.

Por ejemplo, si el individuo (2) está muy enfermo, la des utilidad generada por la música del vecino es muy alta y, por lo tanto, es probable que el óptimo de Pareto signifique que el individuo (1) no escuche música.

Para alcanzar el óptimo de Pareto, también se pueden definir instrumentos que internalicen la externalidad. Para este modelo se analizan dos tipos de instrumentos: un impuesto sobre la externalidad generada y la asignación de derechos de propiedad.

La solución del impuesto se presenta a continuación: el regulador define un impuesto  $t_h$  para el individuo (1) que permita alcanzar el óptimo de Pareto. Con el impuesto, el problema de maximización del individuo se convierte en:

$$\begin{aligned} \max_h \phi_1(p, h) + w_1 - t_h h \\ ST [h \geq 0 \end{aligned} \quad (25)$$

Las condiciones de primer orden están dadas por:

$$\frac{\partial \phi_1(p, h)}{\partial h} - t_h \leq 0, \text{ donde } h \geq 0.$$

Cuando  $h > 0$ , tenemos que  $\frac{\partial \phi_1(p, h)}{\partial h} = t_h$

Para obtener el óptimo de Pareto, es necesario que el impuesto refleje el daño marginal generado al individuo (2) debido a la externalidad. El impuesto está entonces definido por:

$$-\frac{\partial \phi_2(p, h)}{\partial h} = t_h$$

Este impuesto lleva al individuo a consumir  $h$  hasta el punto donde:  $t_h = \frac{\partial \phi_1(p, h)}{\partial h} = -\frac{\partial \phi_2(p, h)}{\partial h}$ ,

Y si alcanza así un óptimo de Pareto. ¿Qué particularidad tiene este impuesto?

Es un impuesto que se fija de acuerdo a la cantidad consumida de  $h$ , no es un impuesto constante. Una regulación alternativa es definir derechos de propiedad sobre el nivel de decibeles en el vecindario y permitir la transacción de esos decibeles, es decir establecer un sistema de permisos negociables.

En el modelo siguiente, los derechos de propiedad sobre el nivel de decibeles se asignan al individuo (2). Por consiguiente, el individuo (1) debe pagar al individuo (2) para poder generar la externalidad. Si  $P_h$  es el precio por unidad de externalidad generada, el problema de maximización de utilidad del individuo (1) está dado por la siguiente ecuación:

Tenemos así:

$$\begin{aligned} \max_h \phi_1(p, h) + w_1 - p_h h \\ ST [h \geq 0 \end{aligned} \quad (26)$$

Donde  $p_h h$  es la cantidad de externalidad que el individuo decide comprar. Las condiciones de primer orden son iguales a:

$$\frac{\partial \phi_1(p, h)}{\partial h} - p_h \leq 0, \text{ donde } h \geq 0.$$

Cuando  $h > 0$ , tenemos que  $\frac{\partial \phi_1(p, h)}{\partial h} = p_h$

El individuo (2), por su parte, debe decidir cuanta cantidad de externalidad le vende al individuo (1). Su maximización de utilidad está representada por:

$$\begin{aligned} \max_h \phi_2(p, h) + w_2 - p_h h \\ ST [h \geq 0 \end{aligned} \quad (27)$$

Donde  $p_h h$  es la cantidad de externalidad que el individuo (2) decide vender. Las condiciones de primer orden son iguales a:

$$\frac{\partial \phi_2(p, h)}{\partial h} + p_h \leq 0, \text{ donde } h \geq 0.$$

Cuando  $h > 0$ , tenemos que  $-\frac{\partial \phi_2(p, h)}{\partial h} = p_h$

El equilibrio se presenta cuando:  $p_h = -\frac{\partial \phi_2(p, h)}{\partial h} = \frac{\partial \phi_1(p, h)}{\partial h}$

Por lo tanto, la asignación de derechos de propiedad sobre la externalidad y la posibilidad de transar dichos derechos de propiedad permite a los individuos alcanzar el óptimo de Pareto.



## **Apéndice B: Optimalidad de un sistema de regulación y control de la contaminación (caso no lineal determinístico)**

En este apartado desarrollo las condiciones de optimalidad de un sistema de regulación y control de la contaminación, para el caso no lineal determinístico. Con el fin de formalizar el vertido y transporte de contaminantes, parto de un diagrama esquemático (figura 1), de un determinado tramo de un río en la que ( $n$ ) fuentes (industrias y municipios) descargan efluentes contaminantes.

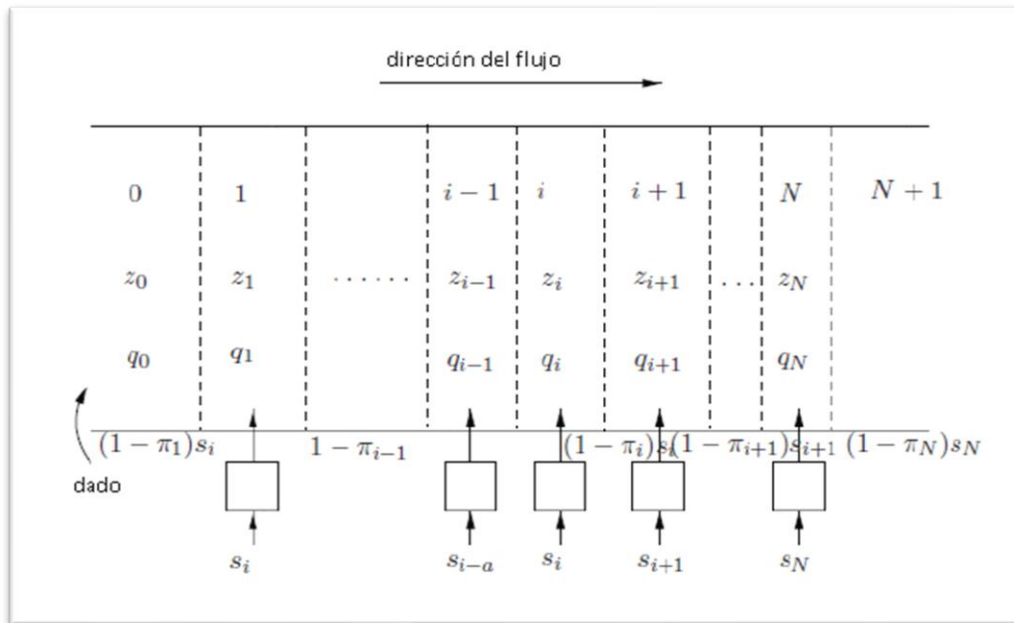
Los contaminantes tienen varios orígenes y distintas composiciones, pero, con el objeto de simplificar el modelo de contaminación, supondré que su impacto en la calidad de la corriente de agua se mide en términos de una sola cantidad, es decir, la demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO$ ) la cual se encuentra en el oxígeno disuelto ( $DO$ ) del río.

Dado que el  $DO$  en el flujo de agua, se utiliza para descomponer químicamente los contaminantes en sustancias inofensivas, la calidad del flujo de agua mejora con la cantidad de  $DO$  y disminuye con el aumento de la  $DBO$ .

Además, es conocido que, si el  $DO$  decae por debajo de una cierta concentración, entonces la diversidad biológica del río en cuestión, está seriamente amenazada.

Por lo tanto, es importante tratar los efluentes antes de que se sumen al flujo de agua, con los fines de reducir el *DBO* a niveles de concentración que puedan ser absorbidos con seguridad por la *DO* del flujo de agua. Justamente, estoy buscando hallar el equilibrio óptimo entre los costos del tratamiento de los residuos y los costos del alto *DBO* en la corriente.

Figura 1: Esquema del flujo de agua con descargas de efluentes



Fuente: elaboración propia en base a (VARAIYA, 1998)

Primero planteo las ecuaciones que gobiernan la evolución en el tiempo de *DBO* y *DO* en las ( $n$ ) áreas del río. Supondré, para tal fin que las fluctuaciones de *DBO* y *DO* son cíclicas con un periodo de 24 horas. Por lo tanto, resulta necesario y suficiente estudiar el problema en una ventana temporal de 24 horas.

Luego, divido este período de estudio en T intervalos,  $t = 1, \dots, T$ . Así, durante el intervalo ( $t$ ) en el área ( $i$ ) se obtiene un muestreo:

$Z_i(t)$  : Concentración de *DBO* en mg/litro

$Q_i(t)$  : Concentración de *DO* en mg/litro

$S_i(t)$  : Concentración de *DBO* en la descarga de efluentes en mg/litro

$M_i(t)$  : Cantidad de efluentes descargados en litros

A partir de aplicar el principio de conservación de masa, puedo obtener las siguientes ecuaciones:

$$z_{i(t+1)} - z_i = -\alpha_i z_{i(t)} + \frac{\Psi_{i-1} z_{i-1(t)}}{v_i} - \frac{\Psi_i z_{i(t)}}{v_i} + \frac{s_{i(t)} m_{i(t)}}{v_i}$$

(A.1)

$$q_{i(t+1)} - q_i = \beta_i (q_i^s - q_{i(t)}) + \frac{\Psi_{i-1} q_{i-1(t)}}{v_i} - \frac{\Psi_i q_{i(t)}}{v_i} + \alpha_i z_{i(t)} - \eta_i v_i$$

(A.2)

Para,  $t = 1 \dots, T$ , además,  $i = 1, \dots, N$

Donde quedan definidas las siguientes variables:

$V_i$ : Volumen de agua en el área ( $i$ ) medida en litros

$\Psi_i$ : Volumen de agua que fluye desde el área ( $i$ ) hasta el área ( $i+1$ ) en cada periodo medida en litros

$\alpha_i$ : Tasa de decaimiento de *DBO* por intervalo, este decaimiento ocurre por la combinación *DBO* y *DO*.

$\beta_i$ : Tasa de generación de *DO*, este aumento en *DO* se debe a varias reacciones bioquímicas naturales productoras de oxígeno en el flujo de agua y el incremento es proporcional a  $(q^s - q_i)$  donde  $q^s$  es el nivel de saturación de *DO* en la corriente de agua.

$\eta_i$ : Nivel de *DO* en el lodo inferior

Tanto  $V_i$ , como,  $\Psi_i, \alpha_i, \eta_i, q^s$ , son parámetros del flujo del agua y se asumen conocidos. Además, pueden variar en el intervalo de tiempo ( $t$ ).

Además,  $z_0(t), Q_0(t)$ , que son las concentraciones inmediatas, río arriba desde el área ( $1$ ) son también conocidas.

Finalmente, supondré que, las concentraciones iniciales:  $z_1(t), Q_1(t), i = 1, \dots, N$ , se asumen conocidas.

Supondré complementariamente, que la instalación de tratamiento de residuos en la zona ( $i$ ) retira en el intervalo ( $t$ ) una fracción  $\pi_i(t)$  de concentración  $s_i(t)$  de *DBO*.

Entonces la ecuación (A.1) nos queda de la siguiente forma:

$$z_{i(t+1)} - z_{i(t)} = -\alpha_i z_i + \frac{\Psi_i z_{i-1}}{v_i} - \frac{\Psi_i z_{i(t)}}{v_i} + \frac{(1 - \Pi_{i(t)}) s_{i(t)} m_{i(t)}}{v_i} \quad (\text{A.3})$$

Incorporo ahora los costos asociados con el tratamiento de residuos y la contaminación. Estos costos de tratamiento de residuos pueden identificarse y cuantificarse de forma precisa.

Ahora bien, sí en el periodo  $(t)$  la  $i$ -ésima instalación trata  $m_i(t)$  litros de efluente, con una concentración de  $DBO$   $s_i(t)$  *mg/litro* de la cual la instalación elimina una fracción  $\pi_i(t)$ , el costo en el periodo  $(t)$  será:  $f_i(\pi_i(t), s_i(t), m_i(t))$ , donde esta función será monótona creciente en todos sus argumentos asumidos y además se asumen como una función convexa.

Los costos asociados con mayores cantidades de  $DBO$  y cantidades reducidas de  $DO$  resultan más difíciles de cuantificar, ya que el flujo de agua es utilizado por muchas instituciones para una gran variedad de propósitos (por ejemplo, agrícola, industrial, municipal, recreativo, etc.) y la ausencia de utilidad causada por una disminución en la calidad de agua varía con el usuario.

Por lo tanto, en lugar de cuantificar estos costos, supongamos que se establecen unos estándares mínimos de calidad de agua.

Sea entonces  $\underline{q}$  el mínimo aceptable de concentración de  $DO$  y sea  $\bar{z}$  la concentración máxima permisible de  $DBO$ , entonces podemos plantear el problema del control de la contaminación como un problema de programación no lineal de la siguiente forma:

$$\text{Max} - \sum_i \sum_t f_i(\pi_i(t), s_i(t), m_i(t)) \quad (\text{A.4})$$

Sujeto a las siguientes restricciones

$$q_{i(t+1)} - q_i = \beta_i (q_i^s - q_{i(t)}) + \frac{\Psi_{i-1} q_{i-1(t)}}{v_i} - \frac{\Psi_i q_{i(t)}}{v_i} + \alpha_i z_{i(t)} - \eta_i v_i$$

Además:

$$z_{i(t+1)} - z_{i(t)} = -\alpha_i z_i + \frac{\Psi_i z_{i-1}}{v_i} - \frac{\Psi_i z_{i(t)}}{v_i} + \frac{(1 - \Pi_{i(t)}) s_{i(t)} m_{i(t)}}{v_i}$$

Y finalmente:

$$-q_i \leq \underline{q}, \text{ para } i = 1, \dots, N, t = 1, \dots, T.$$

$$z_i \leq \bar{z}, \text{ para } i = 1, \dots, N, t = 1, \dots, T.$$

$$0 \leq \pi_i \leq 1, \text{ para } i = 1, \dots, N, t = 1, \dots, T.$$

Quedando así completas las restricciones del problema de programación no lineal.

En el caso de que todas las instalaciones de tratamiento están bajo el control de un único organismo público y asumiendo que este organismo o agencia está obligado a mantener los estándares  $(\underline{q}, \bar{z})$  y hacerlo a un costo mínimo, esta agencia tendría que resolver el problema de programación no lineal (PLN) planteado anteriormente y obtener una solución óptima: el coste mínimo  $m(\underline{q}, \bar{z})$ .

En este caso de estudio, no tiene sentido que aplique un estándar mínimo  $(q_i(t) \geq \underline{q}, z_i \leq \bar{z})$  a cada contaminador, ya que los niveles de contaminación en el área  $i$ -ésima dependen de los niveles de contaminación de todas las áreas que se encuentran río arriba. Además, supongo aceptable (tanto económicamente como políticamente) que los contaminadores tributen en forma proporcional a la cantidad de contaminantes descargados por cada uno de ellos.

Me pregunto ahora si existen tipos de tasas o impuestos, tales que si cada contaminador minimiza su propio costo total (es decir, el costo de tratamiento de los desechos + impuestos sobre los contaminantes restantes) entonces la calidad del agua resultante será aceptable y además la cantidad resultante de tratamiento de residuos se lleva a cabo al mínimo gasto de recursos (es decir que será la solución óptima al problema de PNL).

En base al Teorema de la Dualidad de los Problemas de Programación No Lineal (DIXIT, 1990 y VARAIYA, 1998), se puede afirmar que estos tipos de tasas o impuestos existen, luego, realizamos las siguientes operaciones que nos conducirán a una solución óptima, para lo cual definimos:

$$w_i(t) = (z_i(t) - q_i(t))' \quad (\text{A.5})$$

$$\text{Donde } w(t) = (w_1(t), \dots, w_N(t)) \text{ y adem\u00e1s } w = (w(1), \dots, w(t)) \quad (\text{A.6})$$

Entonces puedo resolver las ecuaciones planteadas al inicio de la forma de obtener ( $w$ ) como:  $w = b + Ar$

Donde la matriz ( $A$ ) y el vector ( $b$ ) dependen de los par\u00e1metros conocidos y las condiciones iniciales y ( $r$ ) es el vector tridimensional con componentes siguientes  $(1 - \pi_i(t), S_i(t), m_i(t))$ .

Es importante observar que los coeficientes de la matriz deben ser no negativos porque un aumento en cualquier componente no puede disminuir la  $DBO$  y no puede aumentar los niveles de  $DO$ .

As\u00ed, usando la expresi\u00f3n de ( $w$ ), podemos reescribir la ecuaci\u00f3n funcional de la siguiente manera:

$$\text{Max} - \sum_i \sum_t f_i(\pi_i(t), S_i(t), m_i(t)) \quad (\text{A.7})$$

Sujeto a  $b + Ar \leq \bar{w}, 0 \leq \pi_i(t) \leq 1, \text{ para } i = 1, \dots, N, t = 1, \dots, T$

Donde el vector  $2NT$ -dimensional ( $\bar{w}$ ) tiene sus componentes igual a:  $-\underline{q}, o, \bar{z}$ .

De acuerdo con lo enunciado en la teor\u00eda de la dualidad del problema can\u00f3nico de la programaci\u00f3n no lineal (v\u00e9ase VARIAYA, 1998, tambi\u00e9n DIXIT, 1990) se puede afirmar la existencia de un vector  $2NT$ - dimensional ( $\lambda^* \geq 0$ )

y adem\u00e1s tambi\u00e9n existe una soluci\u00f3n \u00f3ptima dada por  $(\pi_i(t), i = 1, \dots, N, t = 1, \dots, T)$ .

$$\text{Max} - \sum_i \sum_t f_i(\pi_i(t), S_i(t), m_i(t)) - \lambda^*(b + Ar - \dot{w}) \quad (\text{A.8})$$

Sujeto a  $0 \leq \pi_i(t) \leq 1, \text{ para } i = 1, \dots, N, t = 1, \dots, T$

Tal que  $\{\pi_i^*(t)\}$  es tambi\u00e9n la soluci\u00f3n \u00f3ptima de la ecuaci\u00f3n  $A.4$  y adem\u00e1s los valores

óptimos de las ecuaciones A.4 y A.5 son iguales.

Ahora bien, si defino ahora:  $p^* = A' \cdot \lambda^* \geq 0$  y además escribo las componentes de  $p^*$  como  $p_i^*(t)$  para que coincidan con las componentes  $(1 - \pi_i(t), S_i(t), m_i(t))$  de  $r$

Puedo visualizar que la ecuación A.5 es equivalente a la siguiente forma:

$$\max - f_i(\pi_i(t), s_i(t), m_i(t)) - p_i^*(t) \left( (1 - \pi_i(t)) s_i(t) m_i(t) \right) \quad (A.9)$$

Sujeto a  $0 \leq \pi_i(t) \leq 1$ , para  $i = 1, \dots, N, t = 1, \dots, T$ .

Así  $p_i^*(t)$  es el impuesto óptimo por mg de *DBO* en el área (*i*) durante el periodo (*t*).

Supongo ahora que se propone cambiar el estándar en la *i*-ésima área durante el periodo *t* a los siguientes valores:  $\underline{q} + \Delta q_i(t)$ , y además  $\bar{z} + \Delta z_i(t)$

Si los correspondientes componentes de  $\lambda^*$ , resultan ser:  $\lambda_i^{q*}(t), \lambda_i^{z*}(t)$ , entonces se puede afirmar que el cambio en el costo mínimo necesario para alcanzar la nueva norma será aproximadamente de:

$$\lambda_i^{q*}(t) \cdot \Delta q_i(t) + \lambda_i^{z*}(t) \cdot \Delta z_i(t) \quad (A.10)$$

## **Apéndice C: Optimalidad de un sistema de regulación y control de la contaminación (función objetivo lineal y restricciones lineales)**

En este apartado desarrollo un ejemplo numérico de un sistema de regulación y control de la contaminación, para el caso específico de tener una función objetivo y restricciones lineales. Con el fin de formalizar el vertido y transporte de contaminantes, parto de un diagrama esquemático (figura 1), de un tramo de un río en la que se encuentran localizadas fuentes de descargas de efluentes contaminantes.

De esta forma el sistema de regulación y control solamente en esta instancia está compuesto por las cuatro (4) fuentes puntuales. Cada una genera contaminación a una razón de carga  $P$  en unidades de miligramos por día (mg/d).

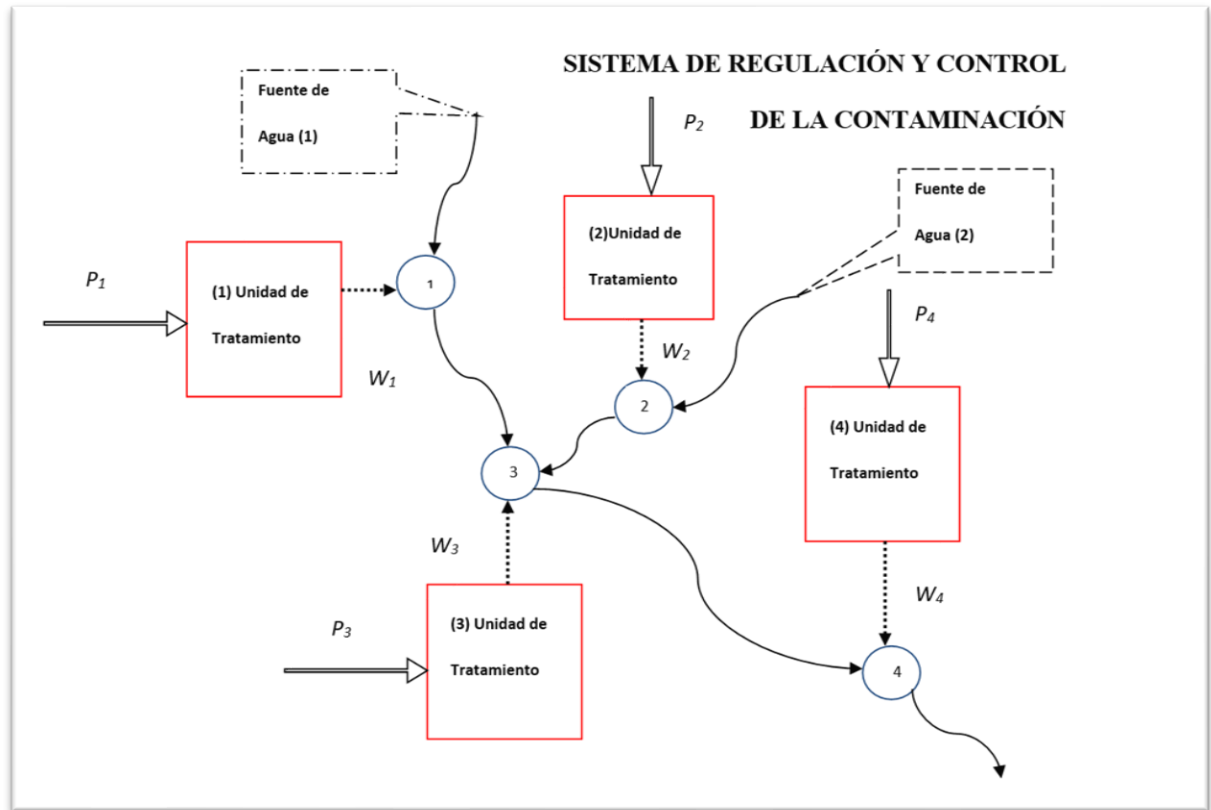
La carga de contaminante está sujeta a un tratamiento de desechos que resultan de una remoción fraccional  $x$ . Así la cantidad descargada al río es el exceso no removido por el tratamiento:

$$W_i = (1 - x_i)P_i \quad (B. 1.)$$



Cuando las descargas de desechos entran en la corriente, se mezclan con los Si se supone un mezclado completo en el punto de descarga, la concentración resultante en el punto de descarga se calcula mediante la realización de un balance de masa.

Figura 1: Diagrama esquemático de las descargas de efluentes



Fuente: elaboración propia en base a (CHAPRA y CANALE, 2015)

El balance de masa adopta la forma:

$$c_i = \frac{W_i + Q_u c_u}{Q_i} \quad (B.2.)$$

Donde  $Q_u$  es el flujo (L/d),  $c_u$  es la concentración (mg/L) en el río corriente arriba de la descarga y  $Q_i$  es el flujo del punto de descarga (L/d). Después que se establece la concentración en el punto de mezclado, los procesos de descomposición químicos y biológicos pueden eliminar algo de los contaminantes, conforme fluyen por el río, corriente abajo. En este punto supondré que esta eliminación puede representarse a través de un factor de reducción  $R$ . Supongo ahora, a los fines de simplificar los cálculos, que las fuentes de agua 1 y 2 están libres de contaminantes. Por lo tanto, las concentraciones

de contaminantes en los cuatro nodos, la puedo obtener con las siguientes ecuaciones:

$$c_1 = \frac{(1 - x_1)P_1}{Q_{13}}; \quad c_3 = \frac{R_{13}Q_{13}c_1 + R_{23}Q_{23}c_2 + (1 - x_3)P_3}{Q_{34}};$$

$$c_2 = \frac{(1 - x_2)P_2}{Q_{23}}; \quad c_4 = \frac{R_{34}Q_{34}c_3 + (1 - x_4)P_4}{Q_{45}};$$

Donde los parámetros característicos de este sistema se pueden visualizar en la tabla 1:

Tabla 1: Parámetros de las descargas puntuales del Sistema de Control de Contaminación

Descarga puntual	Pi (mg/d)	di (\$10E-06/mg)	Ci (mg/L)	Segmento	Q (L/D)	R	Cs (mg/L)
1	1,00E+09	2	100	1-3	1,00E+07	0,5	20
2	2,00E+09	2	40	2-3	5,00E+07	0,35	20
3	4,00E+09	4	47,3	3-4	1,10E+08	0,6	20
4	2,50E+09	4	22,5	4-5	2,50E+08		20

Fuente: Elaboración propia en base a (CHAPRA y CANALE, 2015)

Luego y dado que el tratamiento de aguas tiene un costo diferente  $d_i$  (\$1000/mg eliminado), en cada una de las unidades de tratamiento, la expresión que representa el costo total de tratamiento sobre una base diaria queda de la siguiente forma:

$$Z = d_1P_1x_1 + d_2P_2x_2 + d_3P_3x_3 + d_4P_4x_4 \quad (B.3)$$

Teniendo cuenta que las concentraciones de contaminantes en el río, no deben exceder un estándar de calidad  $c_s$  en el agua.

Ahora determino cuál es la concentración de contaminantes en cada nodo y presento los resultados en una planilla de cálculo (figura 2). Este es el caso en que las unidades de tratamiento no se han implementado la reducción ( $x=0$ ) y así se puede observar que el estándar de 20 mg/L es superado en todos los puntos del mezclado.

Finalmente puedo plantear y resolver este problema del control de la contaminación, mediante las técnicas de programación línea y así determinar los niveles de tratamiento que satisfacen los estándares de calidad de aguas a un costo mínimo.

La expresión final nos queda de la siguiente forma:

$$\min Z = d_1 P_1 x_1 + d_2 P_2 x_2 + d_3 P_3 x_3 + d_4 P_4 x_4 \quad (B.3)$$

Sujeto a las siguientes restricciones:

$$\begin{aligned} \frac{(1-x_1)}{Q_{13}} &\leq c_{s1}; & \frac{R_{13}Q_{13}c_1 + R_{23}Q_{23}c_2 + (1-x_3)P_3}{Q_{34}} &\leq c_{s3} \\ \frac{(1-x_2)P_2}{Q_{23}} &\leq c_{s2}; & \frac{R_{34}Q_{34}c_3 + (1-x_4)P_4}{Q_{45}} &\leq c_{s4}; \end{aligned} \quad (B.4)$$

Además de las condiciones de no negatividad:

$$0 \leq x_1, x_2, x_3, x_4 \leq 1$$

Figura 2: Estado inicial del tratamiento de descargas de efluentes

Sistema de regulación y control de la contaminación							
(Caso función objetivo lineal y restricciones lineales)							
Fuente puntual de descarga	No tratada P	Tratamiento x	Descarga W	Costo unit. d	Concentracion en el río	Estándar de CA	Costo de tratamiento
1	1,00E+09	0	1,00E+09	2,00E-06	100,00	20,00	0,00
2	2,00E+09	0	2,00E+09	2,00E-06	40,00	20,00	0,00
3	4,00E+09	0	4,00E+09	4,00E-06	47,27	20,00	0,00
4	2,50E+09	0	2,50E+09	4,00E-06	22,48	20,00	0,00
	<b>Flujo en el río</b>	<b>Remoción en el río</b>					
<b>Segmento</b>						<b>Total</b>	<b>0,00</b>
1-3	1,00E+07	0,50					
2-3	5,00E+07	0,35					
3-4	1,10E+08	0,60					
4-5	2,50E+08						

Fuente: elaboración propia en base a (CHAPRA y CANALE, 2015)

De esta forma, la función objetivo minimiza el costo total del tratamiento sujeto a las restricciones de los estándares de calidad de aguas. Para este ejemplo numérico presentado, el resultado de la minimización y de acuerdo con los estándares de calidad de aguas fijados, es un costo de 12.600 / día, tal como se puede visualizar en la figura 3.

Figura 3: Solución óptima de tratamiento de descargas de efluentes

	A	B	C	D	E	F	G	H
1	<b>Sistema de regulación y control de la contaminación</b>							
2	<b>(Caso función objetivo lineal y restricciones lineales)</b>							
3	<b>Fuente puntual</b>	<b>No tratada</b>	<b>Tratamiento</b>	<b>Descarga</b>	<b>Costo unit.</b>	<b>Concentracion</b>	<b>Estándar</b>	<b>Costo de</b>
4	<b>de descarga</b>	<b>P</b>	<b>x</b>	<b>W</b>	<b>d</b>	<b>en el río</b>	<b>de CA</b>	<b>tratamiento</b>
5	1	1,00E+09	0,8	2,00E+08	2,00E-06	20,00	20,00	1600,00
6	2	2,00E+09	0,5	1,00E+09	2,00E-06	20,00	20,00	2000,00
7	3	4,00E+09	0,5625	1,75E+09	4,00E-06	20,00	20,00	9000,00
8	4	2,50E+09	0	2,50E+09	4,00E-06	15,28	20,00	0,00
9		<b>Flujo en</b>	<b>Remoción</b>					
10	<b>Segmento</b>	<b>el río</b>	<b>en el río</b>				<b>Total</b>	<b>12600,00</b>
11	1-3	1,00E+07	0,50					
12	2-3	5,00E+07	0,35					
13	3-4	1,10E+08	0,60					
14	4-5	2,50E+08						
15								
16								
17								

Fuente: elaboración propia en base a (CHAPRA y CANALE, 2015)

Robert Pindyck y Daniel Rubinfeld (PINDYCK y RUBINFLED, 2009) nos señalan que si supiéramos cuáles son los costos y los beneficios de la reducción de la contaminación y si los costos de todas las empresas fueran idénticos, podríamos aplicar una determinada norma. En cambio, si los costos de la reducción variaran de unas empresas a otras y no supiéramos cuáles son los costos y los beneficios, no sería un resultado eficiente ni una determinada norma ni tampoco una determinada tasa.

Pero también señalan que podemos lograr el objetivo de reducir eficientemente las emisiones utilizando permisos de contaminación transables o negociables. En este sistema, cada empresa debe tener permisos para contaminar.

Cada permiso especifica el número de unidades de emisiones que se permite a la empresa. Cualquiera que genere emisiones que no estén autorizadas por un permiso es objeto de cuantiosas sanciones monetarias.

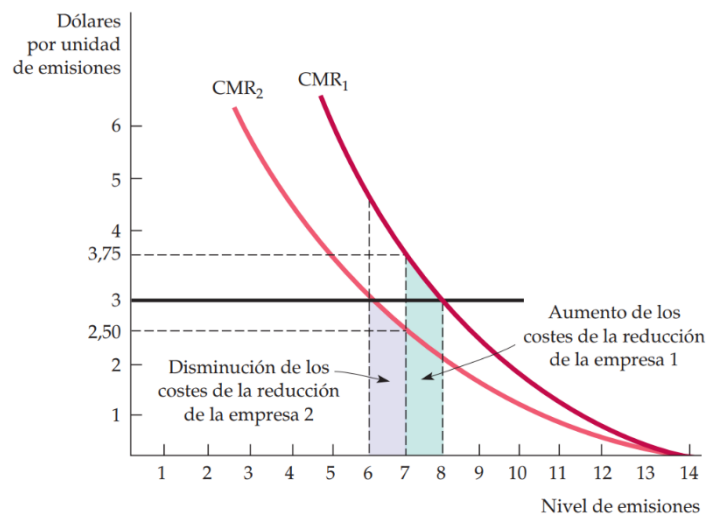
Los permisos se reparten entre las empresas y se expiden en un número que permita lograr el nivel máximo deseado de emisiones. Los permisos son transables y en este sistema de permisos, las empresas que tienen menos capacidad de reducir las emisiones son las que compran permisos.

Así, por ejemplo (PINDYCK y RUBINFLED, 2009, pg. 760), supongamos que dos

empresas, con distintos costos marginales de reducción de la contaminación tal como se visualiza en la figura (4), recibieran un permiso para emitir hasta 7 unidades. La primera, cuyo coste marginal de reducción es relativamente alto, pagaría hasta 3,75 dólares por un permiso para emitir una unidad, pero ese permiso solo tiene un valor de 2,50 dólares para la segunda empresa. Por tanto, la segunda empresa debería vender su permiso a la primera a un precio comprendido entre 2,50 y 3,75 dólares. Si existen suficientes empresas y permisos, surge un mercado competitivo de permisos.

En el equilibrio del mercado, el precio de un permiso es igual al costo marginal de reducción de todas las empresas; de lo contrario, a algunas les resultará beneficioso comprar más permisos. El nivel de emisiones elegido por las autoridades se alcanzará con un costo mínimo. Las empresas cuyas curvas de coste marginal de reducción sean relativamente bajas serán las que más reduzcan sus emisiones y aquellas cuyas curvas sean relativamente altas comprarán más permisos y serán las que reduzcan menos sus emisiones.

Figura 4: Detalles del CMR de distintas empresas



Fuente: elaboración propia en base a (PINDYCK y RUBINFLED, 2009)

Los permisos transferibles crean un mercado de externalidades. Este enfoque basado en el mercado es atractivo, ya que reúne algunas de las ventajas del sistema de normas y de las ventajas del sistema de tasas desde el punto de vista de los costos. El organismo que administra el sistema decide el número total de permisos y, por tanto, la cantidad total de emisiones, exactamente igual que un sistema de normas. Pero la posibilidad de vender los permisos permite reducir la contaminación con el menor costo posible.

## **Apéndice D:** Optimalidad de un sistema de regulación y control de la contaminación (función objetivo cuadrática y restricciones lineales)

En este apartado presento las condiciones de optimalidad de un sistema de regulación y control de la contaminación con función objetivo cuadrática y restricciones lineales. Para ilustrar tales condiciones presento el Estudio de Caso del Río Miami, el cual fue segmentado, a los fines de implementar un sistema de regulación y control en 27 tramos, de los cuales 15 están asociados a los contaminadores quienes descargan sus desperdicios orgánicos en la corriente. Además, con el objetivo de trabajar con un modelo simplificado de la realidad, se recurre solamente a los estándares de oxígeno disuelto (HAIMES, 2019). La relación Streeter-Phelps se utiliza para transformar los estándares mínimos de oxígeno disuelto para cada tramo en un conjunto de inecuaciones lineales, relacionando niveles de tratamiento río arriba con decisiones referidas a río abajo.

Las restricciones requieren que el abastecimiento de oxígeno disponible para el proceso de descomposición orgánica en cada tramo (disponible por encima del requerimiento estándar de calidad) debe ser igual o no exceder la demanda impuesta para las cargas

DBO descargadas en el tramo y en todos los tramos precedentes a él.

Así para cada tramo  $i$  se requiere que:

$$d_{i1}W_1(1 - x_1) + d_{i2}W_2(1 - x_2) + \dots + d_{ii}W_i(1 - x_i) \leq e_i \quad (C.1)$$

Donde:

$W_j$ : DBO impuesta en el comienzo y en el tramo  $j$ -ésimo que tenga una entrada contaminante (lb/d).

$x_j$ : Porcentaje de  $W_j$  quitado a través del tratamiento del contaminador  $j$ -ésimo

$d_{ij}$ : Libras de oxígeno necesarias para la descomposición de una libra de DBO descargada por el contaminador  $j$ -ésimo en el tramo ( $i$ ).

$e_i$ : Cantidad de oxígeno disuelto disponible para el proceso de descomposición (el menor requerimiento estándar del total disponible) en cada tramo y por unidad de fluido.

Ahora bien, el sistema de restricciones de la ecuación anterior se puede escribir de forma compacta de la siguiente manera:

$$a_{i1}x_1 + a_{i2}x_2 + \dots + a_{ii}x_i \geq b_i \quad (C.2)$$

Donde

$$a_{ij} = d_{ij}W_j$$

Y además

$$b_i = a_{i1} + a_{i2} + \dots + a_{ii} - e_i \quad (C.3)$$

Sumando a esto, otras restricciones en  $x_j$ , tienen  $0.45 \leq x_j \leq 0.99, j = 1, \dots, 15$ ,

Lo cual asegura que todas las descargas se sometán por lo menos al primer tratamiento.

En general, el primer tratamiento consiste en un filtrado con cloro y una posterior sedimentación para reducir las bacterias y remover sólidos macizos.

El mencionado tratamiento a aguas contaminadas generalmente quita cerca del 45 % de la carga residual bruta de DBO. Se presume que el 99 % es el límite más alto del tratamiento.

A partir de definir a  $f_j(x_j)$  como la función de costo del contaminador  $j$ -ésimo. Luego la optimización del problema del río Miami se puede escribir de la siguiente manera:

$$\min_{x_j} \sum_{j=1}^{15} f_j(x_j) \quad (C.4)$$

$$\text{Sujeto a } \begin{cases} a_{11}x_1 + \dots + & \geq b_1 \\ a_{21}x_1 + a_{22}x_2 + \dots + & \geq b_2 \\ a_{27.1}x_1 + a_{27.2}x_2 + \dots + a_{27.15}x_{15} & \geq b_{27} \end{cases}$$

Además

$$0.45 \leq x_j \leq 0.99, j = 1, 2, \dots, 15 \quad (C.5)$$

Donde

$$f_j(x_j) = c_{j1}x_j^2 + c_{j2}x_j + c_{j3} \quad j = 1, 2, \dots, 15 \quad (C.6)$$

Y  $c_{jk}$  son conocidas como constantes  $a_{ij}$ ,  $b_i$ ,  $c_{jk}$  y se dispone en cualquier lugar.

A los fines de analizar lo que ocurre en el proceso de decisión, presento ahora, los dos tipos de esquemas de coordinación posibles. Uno asume que la autoridad regional conoce las funciones de costo del tratamiento local (proceso de decisión centralizado), mientras que en el otro no (proceso de decisión descentralizado).

*El proceso de decisión centralizado:* En este caso se asume que la autoridad regional AR, tiene un conocimiento completo de las funciones de costo del tratamiento local  $f_j(x_j)$ ,  $j = 1, 2, \dots, 15$

El esquema de control utilizado en este apartado se basa en el Teorema de dualidad de la Programación No Lineal (DIXIT, 1990 y VARAIYA, 1998).

La optimización del problema planeado por las ecuaciones (C.5) y (C.6) se denomina problema primal.

La fórmula de Lagrange  $L(X, \lambda)$  para el problema primal queda como sigue:

$$L(X, \lambda) = \sum_{j=1}^{15} f_j(x_j) + \sum_{i=1}^{27} \lambda_i (b_i - a_{i1}x_1 - a_{i2}x_2 - \dots - a_{i15}x_{15}) \quad (C.7)$$

Donde  $\lambda_i$  son multiplicadores de Lagrange,  $i = 1, 2, \dots, 27$

$$\lambda^T = [\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_{27}]$$

$$X^T = [\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_{15}]$$

Definimos ahora la función dual  $H(\lambda)$  como sigue:

$$H(\lambda) = \underbrace{\min}_{x \in S} L(X, \lambda) \quad (C.8)$$

Donde

$$S = \{X: 0.45 \leq x_j \leq 0.99, j = 1, 2, \dots, 15\}$$



La función dual  $H(\lambda)$  sobre la dominante  $D$ , donde

$$D = \{\lambda: \lambda \geq 0, H(\lambda) \exists\} \quad (C.9)$$

Como para todo  $\lambda \geq 0$ ,  $L(X, \lambda)$  es una función continua e  $X$  para todo  $X \in S$ , además  $S$  es un conjunto cerrado por el teorema de Weistrass  $H(\lambda)$  existe, entonces:

$$D = \{\lambda: \lambda \geq 0\}$$

Donde dejamos que:

$$F(X) = \sum_{j=1}^{15} f_j(x_j) \quad (C.10)$$

El problema dual se podrá escribir así:

$$\underbrace{\max}_{\lambda \in D} H(\lambda) \quad (C.11)$$

La función Lagrangiana  $L(X, \lambda)$  posee un punto de ensilladura en  $(X^0, \lambda^0)$  sólo si  $X^0$  resuelve el problema primal y  $\lambda^0$  resuelve el problema dual, de este modo:

$$F(X^0) = H(\lambda^0) \quad (C.12)$$

Como la función Lagrangiana  $L(X, \lambda)$  del problema primal es separable en  $X$ , el argumento que precede sugiere que es posible descomponer el problema en subsistemas, luego resolver estos problemas de forma independiente (soluciones del primer nivel) y finalmente encontrar los multiplicadores  $\lambda$  para resolver el problema dual (soluciones de segundo nivel) de manera que las soluciones combinadas resuelvan el problema primar.

Así, el coordinador tiene la tarea de maximizar  $H$ , sujeto a  $\lambda \in D$

Luego retornando a la función  $L(X, \lambda)$  de la ecuación anterior, como cada función  $f_j(x_j)$  es una función de una variable simple  $x_i$  y los términos de coeficiente  $\lambda_i$  son lineales, es aditivamente separable con respecto a  $X_{js}$  y se puede descomponer en 15 subsistemas independientes.

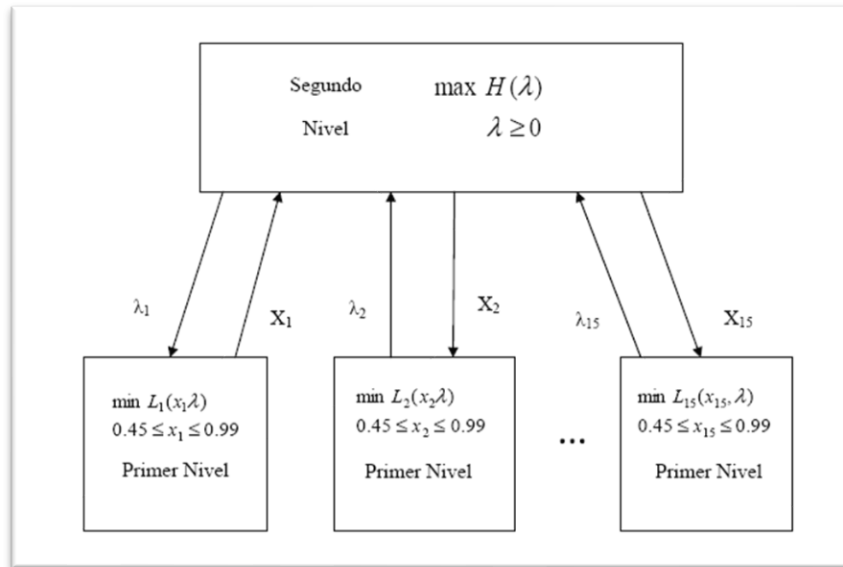
$$L(X, \lambda) = \sum_{j=1}^{15} L_j(x_j, \lambda) + L_0(\lambda) \quad (C.13)$$

Donde  $L_j(x_j, \lambda) = f_j(x_j) - (\sum_{i=1}^{27} \lambda_j a_{ij}) x_i \quad (C.14)$

Además  $L_0(\lambda) = \sum_{i=1}^{27} \lambda_j b_i, j = 1, 2, \dots, 15 \quad (C.15)$

Se debe tener en cuenta que  $L_0(\lambda)$ , es una función sólo de  $(\lambda)$  y es tenida en cuenta solo en el segundo nivel. En el esquema de la figura 1, vemos representado el algoritmo de trabajo.

Figura 1: Estructura multinivel de la optimización del problema



Fuente: elaboración propia en base a (HAIMES, 2009)

En el primer nivel ( $\lambda$ ) se asume conocido y luego la optimización del primer nivel consiste en obtener  $x_j(\lambda)$  que minimiza el correspondiente subsistema j-ésimo, la función Lagrangiana  $L_j$  sujeta a  $0.45 \leq x_j \leq 0.99$

En el segundo nivel los valores conocidos de  $x_j(\lambda)$ 's del primer nivel, se evalúan y se eligen nuevos multiplicadores  $\lambda$  de manera que se incremente  $H(\lambda)$

Se repite el mismo procedimiento hasta que se maximiza  $H(\lambda)$ , si luego de terminar este procedimiento  $(\lambda^0)$ , algún  $(X^0)$  es originalmente factible y el primer valor es igual que el de los duales, entonces  $(X^0, \lambda^0)$  es la solución óptima del sistema, puesto que existe un punto de ensilladura.

Si bien, no se puede garantizar un punto de ensilladura para problemas más generales. Este problema es uno de estos casos que permite garantizar tal punto de ensilladura.

Describo a continuación la estructura recursiva que puede ser utilizada, para resolver el problema centralizado:

1) Elegir los valores iniciales  $\lambda^0 \geq 0$ ,

Paso  $k$ , donde  $k = 1, 2, \dots, n$ . proceder como sigue

2) Resolver el primer nivel con  $\lambda = \lambda^k$ , obteniendo así una solución de la forma:

$$(\lambda^k), \text{ Sujeto a } 0.45 \leq X \leq 0.99.$$

3) Formar la función dual  $H(\lambda^k) = L[X(\lambda^k), \lambda^k]$  agregando el primer nivel sub-Lagrangeano y  $L_0(\lambda)$ .

Calcular el gradiente  $\nabla_{\lambda} H(\lambda^k)$  cuyos elementos son:

$$\left. \frac{\partial y}{\partial x} \right|_{\lambda^k} = b_i - a_{i1}x_1 - a_{i2}x_2 - \dots - a_{i15}x_{15} \quad i = 1, 2, 3, \dots, 27$$

4) Definir la dirección de búsqueda de por

$$d_i^k = \begin{cases} \left. \frac{\partial y}{\partial x} \right|_{\lambda^k} & \text{si, } \lambda_i^k > 0 \\ \max \left\{ \left. \frac{\partial y}{\partial x} \right|_{\lambda^k} \right\} & \text{si, } \lambda_i^k = 0 \end{cases} \quad i = 1, 2, \dots, 27$$

Elegir un nuevo vector de la siguiente ecuación:  $\lambda^{k+1} = \lambda^k + t_k d^k$

$$\text{donde } d^k = [d_1^k, d_2^k, \dots, d_{27}^k]^T$$

5) Regresar a (2) deteniéndose cuando  $H(\lambda^{k+1}) - H(\lambda^k) < \varepsilon$  (un pequeño número).

*Interpretación económica del procedimiento de dos niveles:* Este método recursivo detallado en el párrafo anterior puede tener una interpretación económica interesante. Aquí, los subsistemas del primer nivel representan los costos de cada contaminador local y el segundo nivel representa el costo social total para la autoridad regional.

De acuerdo, al  $\lambda$  anunciado por la AR (Autoridad Regional), los contaminadores locales planifican sus niveles de tratamiento, mientras que minimizan sus costos y le informan ala AR. Luego de recibir las repuestas de los contaminadores locales, la AR forma la función dual que es la suma mínima del primer nivel.

$$H(\lambda) = \sum_{j=1}^{15} L_j[x_j(\lambda), \lambda] + k_0(\lambda) \quad (C. 16)$$

El gradiente de H en tiene sus componentes

$$\left( \frac{\delta H}{\delta \lambda_i} \right) \Big|_{\lambda^*} = b_i - (a_{i1} + a_{i2}x_2 + \dots + a_{i15}x_{15}) \quad (C. 17)$$

Que en realidad son tolerancias de las restricciones y se pueden ver como demandas

excesivas de oxígeno en cada tramo. En las sucesivas iteraciones se requiere que ( $\lambda$ ) se incremente si el exceso de demanda es positivo y que disminuya si no lo es, salvo que sea cero. Esta es una regla doméstica de ajuste de precios de las economías elementales regionales. Luego resolviendo el segundo nivel, la AR tiene una nueva medición de los valores económicos (costo marginal) asociado al suministro de, por ejemplo, una libra adicional de oxígeno por día al tramo  $i$ -ésimo. Estos son los multiplicadores de Lagrange,  $\lambda_i$ . Se debe tener en cuenta que los multiplicadores  $\lambda_i$ , no son negativos y eso es favorable para las restricciones que están asociadas.

El problema de cada contaminador local es:

$$\min_{0.45 \leq x_j \leq 0.99} \left\{ f_j(x_j) - \left( \sum_{i=1}^{27} \lambda_i a_{ij} \right) x_j \right\} \quad j = 1, 2, 3, \dots, 15. \quad (C.18)$$

Dado que  $a_{ij} = d_{ij} w_j$ , representa la demanda de oxígeno a encontrar para llegar a ( $i$ ) en la carga de efluente no tratado y vertido por el contaminador  $j$ -ésimo, en el tramo  $i$ -ésimo, el termino  $\sum_{i=1}^{27} \lambda_i a_{ij}$ , puede ser visto como representando el costo que el contaminador  $j$ -ésimo debe asumir por la contaminación del agua.

De aquí que  $\sum_{i=1}^{27} \lambda_i a_{ij}$ , es el impuesto fijado por la AR para la contaminación causada por el contaminador  $j$ -ésimo.

Cada contaminador puede determinar si paga el impuesto por ser causante de la degradación de la calidad de agua o si invierte su dinero en el desarrollo de una planta local para el tratamiento de su agua servida con el fin de disminuir su tasa de impuesto a pagar.

*El proceso de decisión descentralizado:* En este modelo se presume que la autoridad regional no tiene conocimiento de las funciones de costo de tratamiento local. Esta situación suele presentarse cuando las industrias privadas no están interesadas en dar información sobre sus propios procesos industriales.

Formamos el sistema como la función Lagrangiana en la sección precedente.

$$L(X, \lambda) = \sum_{j=1}^{15} f_j(x_j) + \sum_{i=1}^{27} \lambda_i \left( b_i - \sum_{j=1}^{15} f_j(x_j) a_{ij} x_j \right) \quad (C.19)$$

Esto puede ser agrupado como sigue:

$$L(X, \lambda) = \sum_{j=1}^{15} f_j(x_j) + \sum_{i=1}^{27} \lambda_i b_i - \sum_{i=1}^{27} \sum_{j=1}^{15} \lambda_i a_{ij} x_j \quad (C.20)$$

Se agrupan las sumas para j:

$$L(X, \lambda) = \sum_{j=1}^{15} f_j(x_j) + \sum_{j=1}^{15} \left( \sum_{i=1}^{27} \frac{\lambda_i b_i}{15} - \sum_{i=1}^{27} \lambda_i a_{ij} x_j \right) \quad (C.21)$$

Las funciones Lagrangianas del subsistema  $L_j(x_j, \lambda)$ , se fusionan agrupando apropiadamente los términos:

$$L(X, \lambda) = \sum_{j=1}^{15} L_j(x_j, \lambda) \quad (C.22)$$

Donde

$$L(X, \lambda) = f_j(x_j) + \sum_{j=1}^{15} \frac{\lambda_i b_i}{15} - x_j \sum_{i=1}^{27} \lambda_i a_{ij} \quad (C.23)$$

El  $L_j(x_j, \lambda)$ , anterior es visto por el usuario j-esimo como su función de desarrollo a minimizar en el primer nivel.

Aquí también, como en el caso del modelo centralizado, se puede recurrir a una estructura recursiva para resolver el problema descentralizado, aquí, la lógica recursiva utilizada es esencialmente la aplicación de un método de gradiente de máxima pendiente para la ley de oferta y demanda.

## **Apéndice E: Optimalidad de un sistema de regulación y control de la contaminación (modelo de transporte de contaminantes múltiple)**

En este apartado desarrollo las condiciones de optimalidad de un sistema de regulación y control de la contaminación que utiliza un modelo de transporte de contaminantes múltiple. Para ilustrar tales condiciones presento el Estudio de Caso del Río Chattahoochee, el cual se segmentó conceptualmente en cuatro tramos para facilitar su estudio (HAIMES, 1977, pg. 383) y (HAIMES, 2009). El primer tramo, comienza en la ciudad de Atlanta que es la mayor fuente de contaminación orgánica. La decisión para tomar, en este tramo, es determinar el porcentaje de  $DBO(x)$  a remover. Los tramos dos y cuatro comienzan donde las plantas a vapor contribuyen significativamente con cargas termales. El tramo tres se define como el lugar donde el estándar de oxígeno disuelto  $OD$  cambia de tres a cuatro mg/l.

Las decisiones  $(y_2)$  e  $(y_4)$  representan la fracción de temperatura quitada en los tramos dos y cuatro. El planteo típico para manejar diferentes contaminaciones es hacerlo en forma independiente. En este ejemplo se da la posibilidad de poder medir los efectos de un

conjunto de decisiones para  $(x)$  y otro conjunto de decisiones para  $(y)$ , el modelo matemático que sigue representará y explicitará estas interacciones.

Aquí, se considera la degradación de la calidad de agua bajo la forma de cuatro calidades, estas son: niveles de oxígeno disuelto ( $OD$ ), incremento de la temperatura del agua como resultado de las descargas de aguas templadas, usadas para la refrigeración de las plantas que funcionan a vapor, la demanda de oxígeno biológico ( $DBO$ ) de los materiales vertidos por las plantas de tratamiento de aguas residuales y la conversión de algas resultante del  $DBO$  y de la contaminación termal.

*Formulación de Modelo:* Se considera, para el desarrollo de este ejemplo, un río hipotético que recibe cargas térmicas y de  $DBO$  procedentes de las descargas de desperdicios a lo largo del río. Además, se supone que ya se han asignado, a través de la Autoridad Regional ( $AR$ ), los estándares de calidad de agua para ajustar los niveles máximos de temperatura, los niveles máximos de algas y los niveles mínimos de  $OD$ .

El objetivo asignado a la ( $AR$ ) es el de minimizar el costo total de los gastos por el tratamiento y el enfriamiento del agua caliente antes de la descarga, de manera descentralizada, usando tasas por efluentes como variables de coordinación.

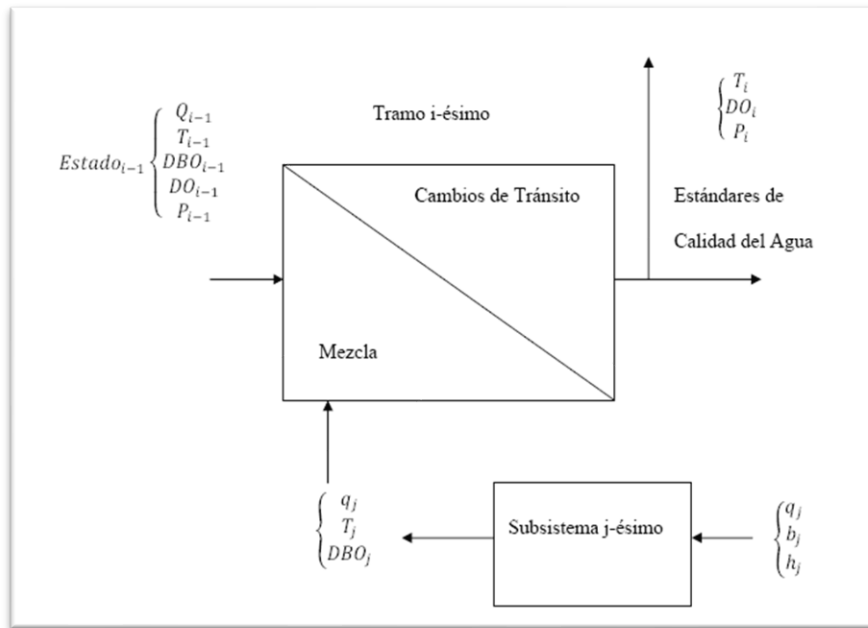
Aquí nuevamente se puede dividir conceptualmente un río en ( $M$ ) tramos, cada uno con características uniformes. También, hay definidos ( $N$ ) usuarios descargando en el río y se presumen que se conoce sus descargas de contaminantes promedio.

En la figura 1, se considera el tramo  $i$ -ésimo. Las cargas de contaminación, carga de  $DBO$  ( $b$ ) y la carga térmica ( $h$ ), como flujo que ingresan a la unidad de tratamiento del subsistema  $j$ -ésimo. Se controla, tanto la fracción de remoción del  $DBO(x)$  como la fracción de remoción de energía ( $y$ ). Además, se supone que no disminuye el flujo del subsistema  $j$ -ésimo con la reducción de las cargas de contaminación ( $h_j$ ) y ( $b_j$ ).

El calor y los residuos orgánicos se introducen luego en la parte final superior del tramo y se supone que se produce instantáneamente una mezcla uniforme con los materiales introducidos en el tramo previo.

Esta mezcla se formaliza matemáticamente como una suma de los materiales afluentes convenientemente ponderados por los respectivos flujos y luego normalizados a una concentración determinada del flujo. En el tránsito, las cargas producen contaminaciones que atentan contra los índices de calidad, donde el flujo para el tramo  $i$ -ésimo se supone constante.

Figura 1: Detalles del modelo de transporte de contaminantes múltiple



Fuente: elaboración propia en base a (HAIMES, 2009)

Además, se considera que el excedente sobre de temperatura de equilibrio decrece exponencialmente y que a concentración de *DBO* disminuye exponencialmente a cero. Además, se supone que el *OD* sigue la clásica curva de respuesta.

La concentración de fitoplancton (*p*) está relacionada empíricamente con la temperatura. En consecuencia, se puede expresar a la concentración de algas como un incremento exponencial en función de la temperatura. Esta relación funcional se utiliza para el río en estuario.

Finalmente se puede analizar el flujo de agua al final del tramo, corriente abajo, para testear los estándares satisfactorios de la calidad de agua. En síntesis, el objetivo de la *AR* es minimizar el costo total del tratamiento.

$$\min_{xy_2y_4} f_1(x) + f_2(y_2) + f_3(y_4) \quad (D.1)$$

Donde:

$f_1(x)$ : Es la función de costo para remover el *DBO*.

$f_2(y_2)$ : Es la función de costo asociada con el gasto por quitar temperatura en el tramo (2).

$f_3(y_4)$ : Es la función de costo asociada al gasto de quitar temperatura en el tramo (4).

*x*: Es una variable de decisión, representa a fracción de *DBO* (*b*) removido.



$y$ : Es una variable de decisión, representa la fracción de residuo caliente ( $h$ ) removido. Las funciones de costo dadas anteriormente son específicas del río Chattahoochee y fueron ajustadas a partir de estudios hidrológicos de la región (HAIMES, 2009).

Se supone que  $f_1(x)$ , es una función cuadrática en su argumento (S/día).

$$f_1(x) = 17400x^2 - 15600x + 6430 \quad (D.2)$$

Además, se supone un tratamiento primario mínimo  $x \geq 0.45$ .

Donde, se necesita  $x \leq 1.00$ .

La función de los costos de la torre de enfriamiento es similar y de forma cuadrática (S/día):

$$\begin{aligned} f_2(y_2) &= 3140y_2^2 + 100 \\ f_3(y_4) &= 3140y_4^2 + 100 \end{aligned} \quad (D.3)$$

Aquí, se debe tener en cuenta que, esta formulación permite fijar costos durante periodos no operativos y reconocer los costos marginales para el aumento del rendimiento que crecen a medida que se alcanza un cambio total.

De acuerdo con lo visto anteriormente, el rango del tratamiento se limita a la siguiente restricción:  $0.00 \leq y_i \leq 1.00$ ,  $i = 2,4$

El siguiente paso de este sistema de regulación y control de la contaminación, consiste en introducir las restricciones de calidad del agua y su uso en el desarrollo de ecuaciones que explícitamente vinculan las decisiones de varios contaminadores.

Siguiendo con las definiciones de las restricciones que están asociadas al problema, para el  $OD$  tenemos que:  $OD_i \geq OD_i(min)$ , donde  $OD_i(min)$  es una constante ya especificada.

El  $OD$  se relaciona con la entrada de  $DBO$  en el tramo ( $i-1$ ) ésimo y la entrada del  $DBO$  de un tramo previo a este tramo de la siguiente manera:

$$OD_i = OD_i(b_{i-1}, x_{i-1}, t, T) \quad (D.4)$$

Donde  $T$  es la temperatura usada para determinar el nivel de saturación de  $OD$ , además ( $t$ ) denota el tiempo.

Este razonamiento se puede ampliar de manera que la ecuación  $D.4$  resulte como:

$$OD_i = OD_i(x_{i-1}, x_{i-2}, \dots, x_1, b_0, t, T) \quad (D.5)$$

Donde  $b_0$  es la concentración inicial de *DBO* ingresando en el tramo superior del flujo de agua.

La relación funcional explicitada para un tramo se obtiene a través de la denominada ecuación de Streeter-Phelps, donde los coeficientes de las tasas son funciones de la temperatura.

Las restricciones se pueden escribir de la siguiente manera:

$$\sum_{k=1}^{i-1} a_{ki} b_k x_k \geq OD(min), \quad i = 1, 2, \dots, M \quad (D.6)$$

Donde  $a_{ki}$  son constantes relacionadas con el tratamiento de  $b_k$  para una cantidad adicional de *OD* que queda disponible en el tramo  $i$ -ésimo para la atención de la restricción.

De igual manera se puede inferir la derivación de un conjunto de restricciones de inecuaciones lineales, comenzando desde la restricción de temperatura,  $T_i \leq T_i(max)$

$$\left. \begin{aligned} T_i &= T_i(T_{i-1}, y_{i-1}, t) \\ &= T_i(y_{i-1}, y_{i-2}, \dots, y_1, T_0, t) \end{aligned} \right] \quad (D.7)$$

Donde  $T_i(max)$  es el máximo de temperatura permitido y  $T_0$  es la temperatura inicial del flujo de entrada de este primer tramo.

Las condiciones de flujo suponen una disminución del tiempo:

$$\sum_{k=1}^{i-1} \beta_{ki} h_k y_k \leq T_i(max), \quad i = 1, 2, \dots, M \quad (D.8)$$

Donde  $\beta_{ki}$  son contantes relativas al tratamiento de la carga en bruto ( $h_k$ ) para una disminución de la temperatura en el tramo  $i$ -ésimo

Finalmente, la restricción en la población de algas se ubica en el segundo tramo (esto esencialmente significa que ningún otro tramo ha tenido problemas de florecimiento:

$$p_2 \leq \bar{A}$$

La siguiente relación se usa para modelar esta situación:

$$p_2 = \sigma e^{[d(c+0.16T_2)]} \quad (D.9)$$

Donde  $p_2$ : es una concentración fitoplancton en el tramo número dos.

$\bar{A}$ : Es la concentración máxima de algas que se permite

$\sigma, d, c$ : Son las constantes para este modelo.

La decisión  $y_2$  es relativa a la temperatura  $T_2$  como lo muestra la siguiente relación:

$$T_2 = h_2(1 - y_2).$$

Se asume implícitamente

- (1) que  $h_2$  se da en la misma unidad de medida que  $T_2$
- (2) que el flujo completo del río se utiliza en las plantas a vapor y que
- (3) el segundo tramo es el primero en recibir dichas entradas termales significativas.

Con estos elementos, en el próximo apartado podré analizar el proceso de decisión de la  $AR$  para este modelo de transporte de contaminantes múltiple.

*El proceso de decisión multinivel:* En esta sección se aplica un enfoque jerárquico multinivel, se brindan sus interpretaciones y se dan las premisas necesarias. Para completar se discutirá la forma del problema general que se puede escribir en forma compacta, utilizando la notación matricial de la siguiente manera:

$$\min \left\{ \sum_{k=1}^{nb} f_k(x_k) + \sum_{j=1}^{nT} f_j(x_j) \right\} \quad (D.10)$$

$$\text{Sujeto a} \left\{ \begin{array}{l} Ax \geq \alpha \\ 0.45 \leq x_k \leq 1.00, \forall k \\ B_y \geq \beta \\ 0.00 \leq y_j \leq 1.00, \forall j \\ \exp(-2.5y_2) \leq p \end{array} \right.$$

Donde  $A = \{a_{ik}\}$ ,  $B = \{b_{ij}\}$ , son matrices.

$x$ : Es un vector  $n_b$  dimensional de variables de decisiones

$y$ : Es un vector  $n_T$  dimensional de variables de decisiones  
son vectores dimensionales de  $M$  constantes hidrológicas.

Ahora bien, dado que la función objetivo se puede separar y las decisiones sobre la remoción de temperatura afectan a las decisiones sobre el  $DBO$ , pero no viceversa, el problema total se puede dividir en dos pasos secuenciales

Para el problema de la temperatura ( $T$ ) tenemos:

$$\min \left\{ \sum_{j=1}^{n_T} f_j(x_{jj}) \right\} \quad (D.11)$$

$$\text{Sujeto a} \left\{ \begin{array}{l} B_y \geq \beta \\ 0.00 \leq y_j \leq 1.00, \forall j \\ \exp(-2.5y_2) \leq p \end{array} \right.$$

Donde el problema ( $T$ ) es el primero en resolver en la secuencia.

Para el problema del  $DBO$  tendremos:

$$\min \left\{ \sum_{k=1}^{n_b} f_k(x_k) \right\} \quad (D.12)$$

$$\text{Sujeto a} \left\{ \begin{array}{l} Ax \geq \alpha \\ 0.45 \leq x_k \leq 1.00, \forall k \end{array} \right.$$

Donde el problema del  $DBO$  es el segundo a resolver en la secuencia.

El Lagrangiano se introduce para el problema ( $T$ ) para reducir el problema restringido a una optimización irrestricta del problema:

$$\begin{aligned}
 L(y, \lambda, \gamma) &= \sum_{j=1}^{nT} f_j(y_j) + \lambda^t(\beta - B_y) + \gamma[\exp(-2.5y_2) - p] \\
 &= \sum_{j=1}^{nT} f_j(y_j) + \sum_{i=1}^M \lambda_i \left( \beta_i - \sum_{j=1}^{nT} b_{ij}y_i \right) + \gamma[\exp(-2.5y_2) - p] \quad (D.13)
 \end{aligned}$$

Donde ( $\lambda$ ) es un vector M-dimensional de los multiplicadores de Lagrange, inscripto en ( $T$ ) que indica transposición y ( $\gamma$ ) es un multiplicador unidimensional de Lagrange.

En el siguiente desarrollo arribamos a un modelo descentralizado, donde el Lagrangiano  $L$  es la suma de los sub - Lagrangianos  $L_j$  que depende solo del contaminador j-ésimo.

$$\begin{aligned}
 L &= \sum_{j=1}^{nT} f_j(y_j) + \sum_{i=1}^M \lambda_i \beta_i - \sum_{i=1}^M \lambda_i \sum_{j=1}^{nT} b_{ij}y_i + \gamma[\exp(-2.5y_2) - p] \\
 &= \sum_{j=1}^{nT} f_i(y_i) + \sum_{i=1}^M \sum_{j=1}^{nT} \lambda_i \frac{\beta_i}{nT} - \sum_{i=1}^M \sum_{j=1}^{nT} \lambda_i b_{ij}y_i + \gamma[\exp(-2.5y_2) - p] \\
 &= \sum_{j=1}^{nT} \left[ f_j(y_j) - \sum_{i=1}^M \lambda_i b_{ij}y_j + \sum_{i=1}^M \lambda_i \frac{\beta_i}{nT} \right] + \gamma[\exp(-2.5y_2) - p] \quad (D.14)
 \end{aligned}$$

De esta manera tenemos:

$$L = \sum_{j=1}^{nT} L_j(y_j, \lambda) + \gamma[\exp(-2.5y_2) - p] \quad (D.15)$$

Donde

$$L_j(y_j, \lambda) = f_j(y_j) - \sum_{j=1}^M \lambda_i b_{ij} y_j + \sum_{j=1}^M \lambda_i \frac{\beta_i}{nT}, \quad \forall j \quad (D.16)$$

El sub - Lagrangiano permite una interpretación económica, la minimización de cada  $L_j$  para el agente económicos descargador de efluentes j-ésimo, es equivalente al caso de un contaminador que minimiza el gasto del costo de tratamiento  $f_j(y_j)$ , más el impuesto por efluente  $-\sum_{i=1}^M \lambda_i b_{ij} y_j + \sum_{i=1}^M \lambda_i \frac{\beta_i}{nT}$ , en, por ejemplo, pesos por día.

Es importante que destaque que el impuesto por efluente es lineal en las variables de decisión  $y_j$ , como se puede ver, los impuestos por efluentes son computables desde el valor de  $y_j$ , el vector de tasa de impuesto  $\lambda$ , y las constantes  $b_{ij}$ .

También es importante que destaque que  $b_j$  se deriva de las características hidrológicas del río, por ejemplo, la disipación del coeficiente y las cargas de temperatura brutas.

De forma análoga, se formula el Lagrangiano para el problema de *DBO* de la siguiente manera:

$$L(x, \mu) = \sum_{k=1}^{nb} L_k(x_k, \mu) \quad (D.17)$$

En donde  $\mu$  es un vector M-dimensional o multiplicadores de Lagrange en dólares por día de entrada y

$$L_k(x_k, \mu) = f_k(x_k) + \sum_{i=1}^M \mu_i \frac{\alpha_i}{n_b} - \sum_{i=1}^M \mu_i a_{ik} x_k \quad (D.18)$$

Este enfoque permite la implementación del proceso de decisión descentralizada de este problema. Esto implica que el mecanismo de coordinación (por parte de *AR*) sólo tendría información de la satisfacción de las restricciones. En particular la *AR* no tendrán que conocer el valor de  $f_j$  en el sub-Lagrangiano i-ésimo.

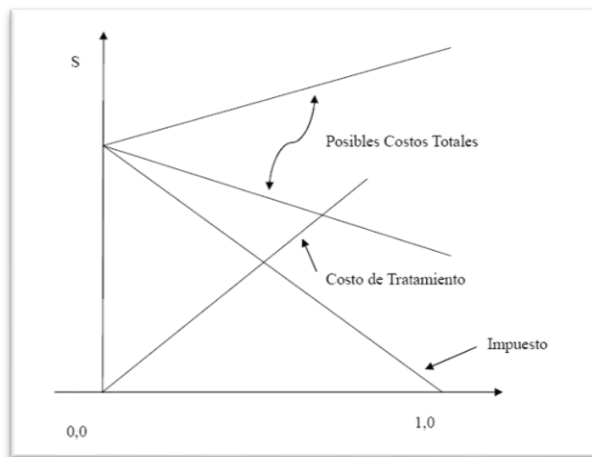
De allí que la *AR* no podría hacer la minimización directa de la función Lagrangiana total, (según un esquema de planificación centralizada). La *AR*, en cambio, especifica los multiplicadores para los contaminadores.

Los contaminadores minimizaran sus  $L_j$  asociados y transmiten su resultado eficiente a la *AR*. La *AR* utilizará esta información para controlar frecuentemente donde se satisfacen o no las restricciones requeridas de la calidad de agua.

De no conseguir la convergencia en el procedimiento iterativo, se determina un nuevo conjunto de tasas a partir del anterior conjunto.

La *AR* aplica tasas por efluentes a los agentes contaminadores. Con este precio sobre el recurso natural de asimilación de residuos, los tomadores de decisión del primer nivel (por ejemplo, los usuarios) optimizan sus políticas de remoción de residuos.

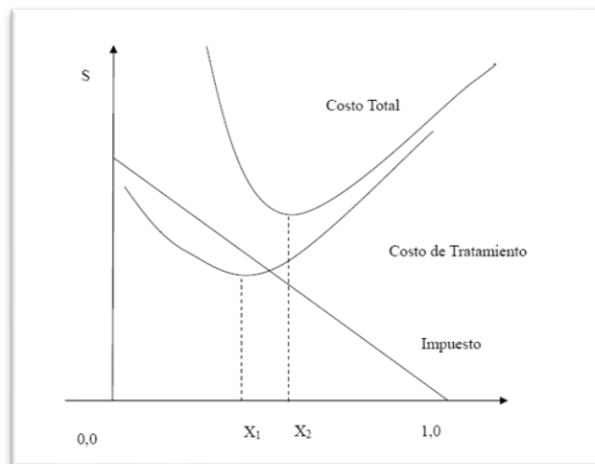
Figura 2: Curvas de costos lineales



Fuente: elaboración propia en base a (HAIMES, 2009)

La *AR* utiliza estos valores, en un segundo nivel, como información de entrada a los modelos de restricción para determinar si se satisfacen las condiciones. Si no se satisfacen las restricciones de un tramo, se aumenta la tasa de impuesto asociada,  $\lambda$ , forzando el consiguiente incremento en los rendimientos de remoción de los agentes contaminadores.

Figura 3: Curvas de costos cuadráticos



Fuente: elaboración propia en base a (HAIMES, 2009)

A la inversa, la tasa de impuesto asociada se reduce con una oferta excesiva sobre el valor de la restricción. Este procedimiento se repite hasta alcanzar una condición de equilibrio de mercado, cuando se satisfacen las restricciones y se logra un precio distinto de cero de la tasa de impuesto asociada, o cuando las restricciones no comprometidas tienen valor cero.

Este esquema de trabajo se basa en la implementación de la ley económica de la oferta y la demanda. La propuesta de forzar la satisfacción de las condiciones de Kuhn-Tucker está garantizada al trabajar con este tipo de problemas donde las funciones de costo son estrictamente convexas y donde las inequaciones de las restricciones son convexas.

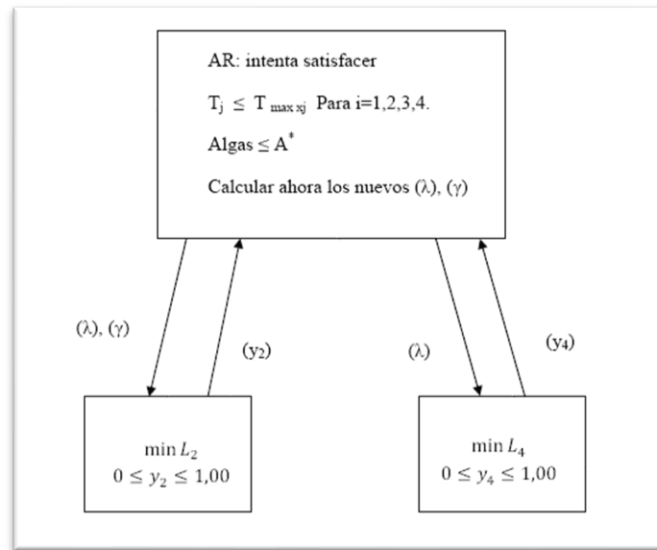
Es importante que desataque que la tasa de efluente es una función lineal de las variables de decisión (ver las figuras 2 y 3). Un costo convexo al que se le suma una tasa lineal da como resultado una curva de costo total que tiene un mínimo  $x_1$  que cambia a  $x_2$  en forma continua (HAIMES, 1977 pág. 392) y (HAIMES, 2009).

*Formulación del problema descentralizado a través del mercado:* Volviendo al caso específico del río Chattahoochee, la resolución del problema se plantea en la fórmula que se da a continuación:

$$\begin{aligned} & \max_y L_2 + L_4 \\ & \text{st} [0.00 \leq y_i \leq 1.00 \end{aligned} \quad (D.19)$$



Figura 4: Estructura descentralizada a través del mercado



Fuente: elaboración propia en base a (HAIMES, 2009)

Donde:

$$L_2 = f_2(y_2) - y_2 \sum_{i=1}^4 \lambda_i b_{i2} + \gamma [e^{(-2.5y_2)-\rho}] + z_2 \quad (D.20)$$

$$L_4 = f_4(y_4) - y_4 \sum_{i=1}^4 \lambda_i b_{i4} + z_4 \quad (D.21)$$

Aquí,  $z_2$  y  $z_4$  son constantes.

Una vez resuelto el problema de (T), los valores óptimos obtenidos, se utilizan para determinar los valores de la matriz A. El problema del DBO se resuelve en forma iterativa, específicamente:

$$\begin{aligned} \min L_1 &= f_1(x_1) - x_1 \sum_{i=1}^4 \mu_i a_{i1} + z \\ &st [0.45 \leq x_1 \leq 1.00 \end{aligned} \quad (D.22)$$

En donde z es una constante.

## **Apéndice F: Optimalidad en la planificación de los recursos hídricos de la cuenca del río Maumee, USA.**

En este apartado presento algunos detalles sobre las condiciones de optimalidad referidas a la planificación de los recursos hídricos de la cuenca del río Maumee, USA (HAIMES, 1977, pg. 298) y (HAIMES, 2009, pg. 110). Esta cuenca, abarca un área de aproximadamente 20.720 km<sup>2</sup> sobre partes de los estados de Ohio, Michigan, e Indiana, donde alrededor del 85 % de la tierra relacionada con la misma es aprovechada por la agricultura.

Este modelo de planificación multiobjetivo está relacionado con la distribución de tierras para sus varios usos, recreación, producción agropecuaria, preservación de hábitats naturales y control de inundaciones rurales.

En cuanto a la problemática típica de la cuenca, es importante que mencione a la erosión y la sedimentación, producto de la actividad de la agricultura. La tierra erosionada de la zona agrícola acarrea sólidos disueltos y nutrientes químicos que finalmente se descargan en el cuerpo de agua.

El problema de nutrientes excesivos, en el cuerpo de agua, permite el crecimiento excesivo de plantas acuáticas. El fósforo y el nitrógeno son los principales nutrientes asociados con el crecimiento.

De ellos, el fósforo, es el nutriente principal y causante del crecimiento de algas. El sedimento también actúa como un agente de transporte para el fósforo.

La Junta de Planificación de la Cuenca del Río Maumee (*Maumee River Basin Planning Board*), que ha sido la responsable de generar un plan recomendado para toda la cuenca, ha respondido, con este plan, a los deseos y necesidades de varios grupos, agencias locales, estatales y federales, y al medioambiente.

A los fines de implementar la planificación de los recursos hídricos en la cuenca, esta Junta, identificó siete objetivos principales. Estos objetivos son: (1) proteger las tierras agrícolas, (2) reducir de la erosión y de la sedimentación, (3) mejorar la calidad del agua, (4) proteger a los peces y vida silvestre, (5) mejorar las oportunidades recreativas al aire libre, (6) reducir los daños por inundaciones, y (7) abastecer las necesidades de agua.

Luego, se estableció, como horizonte temporal de planificación, a las décadas de los años 1990, 2000 y 2020. Para esos objetivos, se desarrollaron modelos lineales y se establecieron los niveles de los objetivos para un grupo de alternativas: Desarrollo económico, Calidad ambiental, Mínimo desarrollo económico, Mínima calidad ambiental.

Las funciones objetivo se agruparon en: Erosión total de la capa de tierra (toneladas/año), Recreación (días de recreación, definido como la visita de un individuo a un área de recreación por una parte del día), Vida silvestre (números de días de caza), Reducción de la inundación rural, Costo total de gerenciamiento.

A continuación, presento un detalle de los modelos de planificación construidos con el fin de optimizar la administración de los recursos hídricos:

(A) Detalles del Submodelo de planificación de recursos de tierra:

*Problema 1:* Minimizar el costo total de gerencia de recursos de tierra.

*Función objetivo:* comprende la suma de costos de la actividad de agricultura, la actividad de reducción de la sedimentación, la actividad de recreación y la adquisición de tierra para inundación y vida silvestre.

A los fines de que pueda formalizar este submodelo, se requiere definir un grupo de variables de decisión compuesto por:

$$X = (x_{irn}) \quad i = 1, 2, \dots, n, \quad r = 1, 2, \dots, R, \quad n = 1, 2, \dots, N$$

$X_{irn}$ : Área del sector  $i$ -ésimo utilizada para la actividad  $r$  durante el periodo  $n$ .

$$Y = (y_{irn}) \quad i = 1, 2, \dots, n, \quad r = 1, 2, \dots, R, \quad n = 1, 2, \dots, N$$

$Y_{irn}$ : Área del sector  $i$ -ésimo separada para la actividad recreativa  $k$  en el periodo  $n$ .

$$Z = (z_{in}) \quad i = 1, 2, \dots, n, \quad n = 1, 2, \dots, N$$

$Z_{in}$ : Área del sector  $i$ -ésimo utilizada para la preservación de la vida silvestre durante el periodo  $n$ .

$$V = (v_{in}) \quad i = 1, 2, \dots, n, \quad n = 1, 2, \dots, N$$

$V_{in}$ : Área de inundación del sector  $i$ -ésimo a ser adquirida para uso durante el periodo  $n$ .

Adicionalmente, el modelo queda caracterizado por restricciones de producción tales como:

$$\sum_{r=1}^R a_{\gamma r} X_{rn} \geq b_{\gamma n} \quad (E.1)$$

$\gamma$ : Es un índice que indica el tipo de grano

$a_{\gamma r}$ : Es el coeficiente de producción del tipo de grano  $\gamma$  para el uso  $r$ -ésimo de la tierra (por ejemplo, en quintales por hectárea)

$b_{\gamma n}$ : Es el mínimo aceptable del grano  $\gamma$  en el periodo  $n$  (quintales)

En cuanto a las restricciones del uso de la tierra, queda el modelo caracterizado por:

$$\sum_{r=1}^R \sigma_{ir} X_{irn} + V_{in} \geq d_{in} \quad n = 1, 2, \dots, N \quad i = 1, 2, \dots, I \quad (E.2)$$

Donde

$\sigma_{ir} = 1$  ó  $0$ , dependiendo si el sector  $i$  está asociado con la actividad  $r$ :

$X_{irn}$ : Área del sector  $i$ -ésimo utilizada para la actividad  $r$  durante el periodo  $n$ .

$V_{in}$ : Área de inundación del sector  $i$ -ésimo a ser adquirida para uso durante el periodo  $n$ .

$d_{in}$ : Área total de tierra del sector  $i$ -ésimo disponible en el periodo  $n$ .

Finalmente hay que tener en cuenta las restricciones de no negatividad

$$\begin{aligned} X_{irn} &\geq 0, & V_{in} &\geq 0 \\ Y_{kin} &\geq 0, & Z_{in} &\geq 0 \end{aligned} \quad (E.3)$$

Asociado con las variables de decisión y las restricciones anteriores, la función objetivo puede ahora expresarse como:

$$\min_{X,Y,Z,V} \left\{ f_1(X, Y, Z, V) = \sum_{n=1}^N \left[ \sum_{r=1}^R (C_r^1 X_{rn}) + \sum_{j=1}^J \left\{ \sum_{k=1}^k (C_{ki}^2 Y_{kin}) + C_{ji}^3 Z_{jn} + C_{jv}^4 V_{jn} \right\} \right] (1 + \rho)^n \right\} \quad (E.4)$$

Donde:

$C_r^1$ : Costo de la actividad de la agricultura  $r$  por hectárea de tierra.

$C_{ki}^2$ : Costo de la actividad de recreación  $k$  en el sector  $i$ .

$C_i^3$ : Costo de la preservación del hábitat natural del sector  $i$ .

$C_i^4$ : Costo e adquisición de la tierra por hectárea del sector  $i$ .

$\rho$  : Es la tasa de interés

De la misma forma se puede formalizar en distintos submodelos los siguientes problemas de optimización que surgen a partir de administrar eficientemente la cuenca:

*Problema 2:* Minimización del sedimento debido a la erosión de la capa de agricultura.

*Función objetivo:* sedimentación en toneladas por año en el periodo  $n$ , expresado como la suma de las libras de sedimentación de un acre de tierra asociados con la actividad  $r$ .

*Problema 3:* Minimización de la carga de fosforo asociada con la tierra de agricultura.

*Función objetivo:* carga de fosforo de tierra de agricultura en el periodo  $n$ , expresada como la suma de las libras de carga de fosforo de un acre de tierra asociada con la actividad  $r$ .

*Problema 4:* Maximización de la tierra utilizada para actividades de recreación en la cuenca.

*Función Objetivo:* la suma del producto de los acres de tierra, el segmento  $m$  en el periodo  $n$  asociado a la actividad  $k$  por los días de recreación provistos por un acre de tierra del segmento  $m$  para la actividad de recreación  $k$ .

*Problema 5:* Maximización del hábitat de vida silvestre indicado por el número de días permitidos de caza.

*Función objetivo:* suma del producto de acres de tierra del segmento  $m$  separados en el periodo  $n$  para preservación del hábitat silvestre, multiplicado por el número de días de caza provisto por un acre de tierra del segmento  $m$ .

*Problema 6:* Maximizar la adquisición de tierra propensa a inundarse.

*Función objetivo:* suma de los acres de tierra del segmento  $m$  adquiridos.

(B) Detalles del Submodelo de expansión de la capacidad de las plantas de tratamiento de aguas residuales:

*Problema 7:* Minimización de los costos de capital, operación y mantenimiento asociados con el aumento de la capacidad de las plantas de TAR (Tratamiento de Aguas Residuales) en la cuenca del río en el horizonte temporal  $N$ .

*Función Objetivo:* integración de los costos individuales de cada planta.

*Problema 8:* Minimización de la contaminación por carga de fosforo de las plantas de tratamiento de aguas.

*Función objetivo:* carga total de contaminación de fosforo, expresada como la suma de las descargas promedio diaria de fosforo descargadas por cada planta  $j$  de TAR, en el periodo  $n$ , más la carga inicial de fosforo en la corriente (libras).

*Problema 9:* Minimización de la concentración de DBO en la corriente.

*Función objetivo:* (término 1 + término 2) dividido por el flujo (pies cúbicos por día) en el tramo  $i$  en el periodo  $n$ .

Término 1: carga inicial de DBO al comienzo del tramo + evolución de la concentración de DBO obtenida como el producto de coeficiente de desoxigenación en el tramo 1 por el tiempo de tránsito en dicho tramo.

Término 2: descarga neta de la planta TAR  $j$  en el periodo  $n$  por la evolución de la concentración de DBO obtenida como el producto de coeficiente de desoxigenación en el tramo 1 por el tiempo de tránsito en dicho tramo.

*Problema 10:* Minimización del déficit de oxígeno disuelto en la corriente.

*Función objetivo:* concentración inicial por la variación exponencial de la concentración expresada en función del régimen de re-oxigenación y el tiempo de tránsito en el tramo  $i$ .

Luego, estos submodelos, se pueden tratar de forma conjunta a través de las técnicas de optimización multiobjetivo, donde se busca hallar una solución óptima  $S_1$  a estos múltiples objetivos. Aquí el vector solución  $S_1$ , es óptimo, si no existe otro vector  $S_i$  que haga mejorar algunos de los objetivos sin que empeore de forma simultánea alguno de los otros (óptimo de Pareto).

(C) Detalles de la optimización a partir de los Modelos de Planificación Multiobjetivo

Modelo Multiobjetivo de Planificación de Recursos de Tierra:

Submodelos comprometidos: *Pr.1, Pr.2, Pr.3, Pr.4, Pr.5, Pr.6.*

Técnica: Aquí, los *Pr.2, Pr.3, Pr.4, Pr.5, Pr.6* actúan como restricciones, de acuerdo, a un plan de necesidades proyectadas.

Modelo multiobjetivo del costo de expansión de plantas de tratamiento de aguas residuales

Submodelos comprometidos: *Pr.7, Pr.8, Pr.9, Pr.10.*

Técnica: Aquí, los *Pr.8, Pr.9, Pr.10* actúan como restricciones, de acuerdo, a un plan de necesidades proyectadas.

(D) Detalles del Submodelo de planificación a partir de la carga máxima total diaria (TMDL) y las mejores prácticas agrícolas (BMP)

Se puede incorporar dentro de la planificación multiobjetivo de la cuenca, un modelo

agroeconómico de optimización utilizando los datos de la producción de los principales tipos de cultivos en la cuenca del río Maumee (por ejemplo, maíz, soja y trigo). La función objetivo es maximizar la utilidad de los productores agrícolas, cumpliendo con restricciones ambientales de la carga máxima total diaria (TLDM) de la cuenca y límites a la disponibilidad de tierra para las mejores prácticas agrícolas (BMP). La formulación matemática general del modelo agroeconómico (MIRCHI, 2013, pg. 161), considerando la carga total admisible de fósforo (TP) en la cuenca, resulta como sigue:

$$\max \sum_{i=1}^{i=I} U_{ic} \quad (E.5)$$

$$\text{sujeto a } \begin{cases} L_{TP,BMP} \leq L_{TP,target} \\ LA_c + LA_{BPM} \leq LA_{ag} \end{cases}$$

Donde:

$U$ : Utilidad (de los productores agrícolas)

$L_{TP,BMP}$ : Carga total de fósforo después de la aplicación de las BMP.

$L_{TP,target}$ : Objetivo de carga total de fósforo

$LA_c$ : Área de tierra cultivada

$LA_{BMP}$ : Área de tierra cultivada con BMP

$LA_{ag}$ : Área disponible para la agricultura



## Apéndice G: Optimalidad de un sistema de regulación y control de la contaminación para descargas no puntuales o difusas

El diseño de políticas óptimas de regulación de los procesos de contaminación difusa ha adquirido mayor importancia en esta última década, dado que los avances logrados en la reducción de emisiones provenientes de fuentes fijas han provocado un aumento en la importancia relativa de la contribución de los procesos de contaminación de contaminación difusa a la contaminación ambiental. A partir de esta situación, en este apartado desarrollo las condiciones de optimalidad de regulación y control de las descargas no puntuales.

La “teoría de las descargas no puntuales”, se ha generado a partir de la problemática de las descargas no puntuales o difusas del sector agropecuario. En la literatura sobre economía ambiental (SHORTLE y ABLER, 2001), se suele citar al artículo de Griffin y Bromley (1982) como el planteamiento pionero de esta problemática a partir de que introdujeron el concepto “función de producción no puntual” (FPNP) para medir, en forma directa, las emisiones contaminantes de la agricultura que no se pueden observar. Las FPNP relacionan opciones de producción (empleo de insumos), con emisiones que se estiman a partir de modelos hidrológicos y estadísticos, y constituyen la base para la toma de decisiones ambientales. La expresión del modelo para la *i*ésima granja la FPNP es:

$$r_i(x_i, \alpha_i) \quad (1)$$

donde:

$r_i$ : son las emisiones no puntuales o FPNP

$x_i$ : es el vector (1 x m) de opciones de producción y control de contaminación (insumos)

$\alpha_i$ : representa las características físicas del lugar (tipo de suelo, topografía)

A diferencia de las emisiones de las fuentes de contaminación puntuales que se pueden observar sin error, la FPNP representa un estimador de las descargas no puntuales (DNP) que son no observables. Cuando la autoridad ambiental fija un objetivo a un cuerpo de agua, la estimación parte de las concentraciones ambientales que incluyen la suma de emisiones puntuales y no puntuales, los niveles naturales prevalecientes de contaminación  $\zeta$  y las características y parámetros de la cuenca  $\psi$ :

$$a = a(r_1, \dots, r_s, e_1, \dots, e_k, \zeta, \psi) \quad (2)$$

$$\frac{\partial a}{\partial r_i} \geq 0, \forall_i \quad \frac{\partial a}{\partial e_k} \geq 0, \forall_k$$

donde:

- $r_i$ : son las emisiones no puntuales para la  $i$ ésima granja,
- $e_k$ : son las emisiones puntuales para la  $k$ ésima fuente,
- $\zeta$ : indica los niveles prevalecientes de contaminación en la cuenca
- $\psi$ : son las características y parámetros propios de la cuenca

A partir de estas relaciones determinísticas y con base en los principios de optimización, Griffin y Bromley (1982) construyen cuatro tipos de instrumentos ambientales económicamente viables para las DNP agrícolas:

- 1) Un incentivo (impuesto o subsidio) basado en el monitoreo de insumos (o de los productos) a partir de la FPNP, por ejemplo, un impuesto sobre fertilizantes o sobre la pérdida estimada de suelo.
- 2) Un sistema de estándares para la escorrentía estimada, por ejemplo, una norma sobre la pérdida estimada de suelo.
- 3) Subsidios (o cargo) a las prácticas agrícolas, por ejemplo, un impuesto a las aplicaciones de nutrientes.
- 4) Un sistema de estándares sobre prácticas de manejo, por ejemplo, el empleo de labranza cero.

Los modelos de Griffin y Bromley constituyeron el principal punto de partida para el diseño de instrumentos de control económicamente eficientes para las fuentes de contaminación no puntuales, pero incluían dos supuestos poco reales:

- 1) Que el regulador conoce los beneficios que obtienen los agricultores cuando modifican sus prácticas de manejo (esto es, que no existen problemas de información)

2) Que la escurrentía de las unidades agrícolas puede ser determinada sin error sólo observando las prácticas de manejo.

A partir de del trabajo de Griffin y Bromley, James Shortle conjuntamente con Ronald Dunn, elaboran, en el año 1986, un modelo en donde se reconocía que las emisiones de las fuentes no puntuales no son determinísticas, sino estocásticas y no observables, además, que los procesos de destino y transporte de contaminantes también son estocásticos y finalmente que existe asimetría en la información entre el agente regulador y el productor.

Bajo estas especificaciones, la observación de los insumos de la granja en la FPNP ya no es un sustituto perfecto para medir las emisiones sin error, los agricultores no pueden controlar sus descargas con certeza, pero pueden optar por controles de producción y contaminación para influir en la distribución (de probabilidades) de los niveles posibles del escurrimiento.

Shortle y Dunn también estimaron los mismos cuatro instrumentos que Griffin y Bromley, agregando tres consideraciones: (1) información diferencial sobre los costos de cambiar las prácticas de manejo, (2) la imposibilidad de un monitoreo directo y preciso y (3) la naturaleza estocástica de la contaminación no puntual. Además, del modelo plateado por Griffin y Bromley, conservaron el empleo de modelos hidrológicos, dado que permiten reducir la incertidumbre sobre la magnitud de las descargas no puntuales. Si bien estos autores (SHORTLE y ABLER, 2001) reconocen que ninguna de las estrategias que han analizado es un óptimo en el sentido *first – best* y advierten que las medidas ambientales que se ajustan a los principios económicos por lo general resultan políticamente inaceptables, concluyeron que un incentivo sobre las prácticas de manejo puede ser políticamente aceptable y también económicamente ventajoso.

Luego Kathleen Segerson (1988) publica un artículo que logra modificar radicalmente el enfoque mantenido hasta ese momento y cuestiona la eficiencia del énfasis puesto por autores anteriores en lo que se conoce como “mejores prácticas de manejo”. Segerson plantea que las regulaciones directas y los incentivos sobre la escurrentía estimada como instrumentos para controlar las descargas no puntuales, son ineficientes e impracticables, por lo que propone trasladar el eje de la observación y estimación de las emisiones, a los niveles de contaminación ambiental de un cuerpo de agua particular (SHORTLE y ABLER, 2001).

Para el agricultor individual sugiere un impuesto ambiental (*ambient tax*) o subsidio, que variará de manera proporcional con las concentraciones en el cuerpo de agua. El cambio

fundamental que introduce Segerson, es que descarta la observación de las emisiones, ya sea directa o indirectamente, y reorienta la política de control al cuerpo de agua.

En este sentido, el nivel del impuesto (o subsidio) dependería de que se rebase (o se esté por debajo) de un nivel objetivo de calidad (establecido previamente) del cuerpo de agua. Como medida de vigilancia sugiere una estrategia mínima de monitoreo aleatorio y deja al productor la selección de la tecnología de producción y tratamiento que evalúe como al más conveniente. Además, propone un esquema de incentivos en el cual los productores o firmas contaminadoras pagan un “impuesto Piguoviano”, el cual es función del nivel de contaminación ambiental, este mecanismo elimina la necesidad de monitorear las emisiones de cada contaminador y además el diseño de este impuesto evita el problema del *free riders*, ya que la responsabilidad de los contaminadores depende de los niveles de contaminación ambiental (SHORTLE y ABLER, 2001).

A continuación, en forma condensada, desarrollo el modelo propuesto por Segerson, donde se deriva el nivel de contaminación que resulta socialmente óptimo. Para ello voy a suponer que existe un solo producto que se produce en (N) zonas contaminadoras determinadas por el mecanismo de transporte de contaminante y además (M) grupos distintos de víctimas definidos por el daño que el nivel de contaminación genera en cada uno de ellos.

Adicionalmente voy a suponer que las emisiones son un subproducto del proceso productivo en cada zona. Los contaminadores de cada zona (i) pueden adoptar un nivel de esfuerzo  $\alpha_i$ , de reducción de emisiones, a un costo que es función de  $\alpha_i$  y del nivel de producción  $y_i$ .

También, supongo que este costo, representado por la función  $C_i(\alpha_i, y_i)$ , es no decreciente y convexo en  $(\alpha_i, y_i)$ , es decir, el costo marginal de producción y de reducción de las emisiones es no negativo y creciente tal que:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_i}{\partial \alpha_i} &\geq 0, & \frac{\partial C_i}{\partial y_i} &\geq 0, \\ \frac{\partial^2 C_i}{\partial \alpha_i^2} &\geq 0, & \frac{\partial^2 C_i}{\partial y_i^2} &\geq 0, \end{aligned}$$

El nivel de contaminación ambiental en cada zona  $x_i$ , es afectado por las emisiones de los contaminadores de todas las zonas y está determinado por un mecanismo de transporte estocástico.

Formalmente, el nivel estocástico de contaminación de cada zona está dado por:

$$X = T(\alpha, y, \varepsilon) \quad (3)$$

Donde

$$X = [X_1, X_2, \dots, X_n] \quad (4)$$

Además

$$T(\alpha, y, \varepsilon) = [T_1(\alpha, y, \varepsilon), T_2(\alpha, y, \varepsilon), \dots, T_n(\alpha, y, \varepsilon)] \quad (5)$$

Donde  $\varepsilon$  es un vector de efectos aleatorios.

El nivel de contaminación ambiental en la  $i$ -ésima zona,  $X_i = T_1(\alpha, y, \varepsilon)$ , es no creciente en  $y_1(\alpha, y, \varepsilon)$ , dado que  $\frac{\partial X_i}{\partial y_i} \geq 0$ , de esta forma cuanto mayor sea la producción en la  $j$ -ésima zona, mayores serán las emisiones y por consiguiente, mayor será el nivel de contaminación en la  $i$ -ésima zona, no creciente en  $\alpha_j$ , dado que  $\frac{\partial X_i}{\partial \alpha_j} \geq 0$ ,

Ahora bien, el nivel de contaminación ambiental de la  $i$ -ésima zona disminuye cuando los productores de la  $j$ -ésima zona aumentan sus esfuerzos para reducir emisiones.

La contribución marginal del nivel de producción de la  $j$ -ésima zona al nivel de contaminación ambiental de la  $i$ -ésima zona es creciente, mientras que la efectividad marginal del esfuerzo para reducir las emisiones es decreciente.

Si bien es cierto que tanto los contaminadores como el regulador tienen información imperfecta y asimétrica sobre la variable estocástica ( $\varepsilon$ ), esta diferencia de percepción subjetiva de ( $\varepsilon$ ) no genera mayores cambios en los resultados por lo tanto podemos considerar que la percepción subjetiva sobre la distribución probabilística de ( $\varepsilon$ ) se puede representar por una única función de densidad de probabilidad  $f(\varepsilon)$ .

El daño que produce el nivel de contaminación ambiental de cada zona,  $X_i$ , a cada grupo de víctimas, depende de las medidas preventivas que este haya adoptado ( $\beta_j$ ).

Estas medidas preventivas tienen un costo  $K_j(\beta_j)$ , el cual se asume es no decreciente y convexo en ( $\beta_j$ ), dado que tenemos:  $\frac{\partial K_j}{\partial \beta_j} \geq 0$ ,  $\frac{\partial^2 K_j}{\partial \beta_j^2} \geq 0$ .

La función de daños generada por el nivel aleatorio de contaminación ambiental, representada por  $D_j(X, \beta_j)$ , se asume no decreciente en el nivel de contaminación ambiental  $X$ , así tenemos,  $\frac{\partial D_j}{\partial X_i} \geq 0$ ,  $\forall i$ , es decir mientras mayor sea el nivel de contaminación ambiental mayores son los daños.

Además, supondremos que  $D_j(X, \beta_j)$ , es no creciente y convexa en el esfuerzo preventivo de las víctimas, de este modo:  $\frac{\partial D_j}{\partial \beta_i} \leq 0$ ,  $\frac{\partial^2 D_j}{\partial \beta_j^2} \geq 0$ , o sea, al aumentar sus esfuerzos preventivos, las víctimas reducen su exposición al nivel de contaminación ambiental y, por lo tanto, los daños provocados por un nivel de contaminación  $X$  disminuyen al incrementarse  $\beta_j$ . Esta disminución marginal de daños, sin embargo, es decreciente.

Finalmente, se supone que las medidas preventivas adoptadas por la víctima (j) no tienen efectos sobre el daño sufrido por la víctima (i), de esta forma:  $\frac{\partial D_j}{\partial \beta_i} \geq 0$ ,  $\forall i \neq j$ .

El problema del regulador es el de determinar el nivel de producción, las reducciones de emisión necesarias y los esfuerzos preventivos adoptados por las víctimas que maximicen la suma esperada del excedente del productor y del consumidor, considerando además los daños causados por el nivel de contaminación ambiental, el problema de decisión queda de la forma:

$$\max E \left\{ \int_0^y p(s) ds - \sum_{j=1}^N C_i(\alpha_i, y_i) - \sum_{j=1}^M \{K_j(\beta_j) + D_j(X_j, \beta_j)\} \right\} \quad (6)$$

Donde  $E(\cdot)$  representa el valor esperado sobre la distribución de probabilidad de  $\varepsilon$ .

Además,  $Y = \sum_{i=1}^N y_i$ , representa el nivel de producción agregada, en el caso de  $p(Y)$  resulta ser la función inversa del producto.

Este problema de decisión puede ser simplificado al abordarlo en dos etapas. Así, en la primera etapa, se determinan los esfuerzos preventivos óptimos de las víctimas para un nivel dado de contaminación ambiental. En la segunda etapa, se incorpora esta función óptima de medidas preventivas en la determinación de las reducciones de emisiones y del nivel óptimo de decisión que maximiza el bienestar social.

Al adoptar esta medida, el problema de decisión planteado en (6) puede reformularse como:

$$\max_{\alpha, y, \beta} \int_0^y p(s) ds - \sum_{j=1}^N C_i(\alpha_i, y_i) - \delta(X) \quad (7)$$

Donde  $\delta(X)$  es la función óptima de medidas preventivas adoptadas por todas las víctimas,

la cual determina la primera etapa del proceso de decisión como sigue:

$$\delta(X) = \min_{\beta} \left\{ \sum_{j=1}^M E\{K(\beta_j) + D_j(X, \beta_j)\} \right\} \quad (8)$$

Las condiciones necesarias de primer orden para esta primera etapa son:

$$0 = \frac{\partial K_j}{\partial \beta_j} + E \left\{ \frac{\partial D_j}{\partial \beta_j} \right\} \quad j = 1, \dots, M \quad (8.a)$$

Esto establece que cada víctima adopta medidas preventivas de tal forma de igualar el costo marginal de la medida con la reducción marginal esperada en los daños. En principio, podemos resolver las ecuaciones (8) y (8.a), por los niveles óptimos de mitigación, cuando la efectividad marginal de las medidas preventivas aumenta ante un incremento en el nivel de contaminación ambiental de la forma:

$$\partial^2 D(\cdot) / \partial \beta_j \partial X_k \leq 0 \quad \forall i, k.$$

Aquí  $\beta_j$ , es no decreciente en el nivel de producción,  $\partial \beta_j \partial y_i \geq 0$ , no creciente en los niveles de reducción de emisiones  $\partial \beta_j \partial \alpha_j \leq 0$ .

Por lo tanto, el problema de decisión del regulador que fue expresado en la ecuación (6) se reduce a la determinación del nivel óptimo de reducción de emisiones y de producción, de tal forma de maximizar el bienestar social.

Las condiciones necesarias de primer orden, asumiendo que existe una solución son:

$$0 = p(Y) - \frac{\partial C_i}{\partial Y_i} - \frac{\partial \delta}{\partial Y_i}, \quad \forall i, \dots, N \quad (9.a)$$

Y

$$0 = \frac{\partial C_i}{\partial \alpha_i} + \frac{\partial \delta}{\partial \alpha_i}, \quad \forall i, \dots, N \quad (9.b)$$

Donde

$$\frac{\partial \delta}{\partial y_i} = \sum_{k=1}^N \sum_{j=1}^M E \left\{ \frac{\partial D_j(X^*, \beta_j^*)}{\partial X_k} \frac{\partial X_k}{\partial y_i} \right\} \geq 0 \quad (9.c)$$

Y

$$\frac{\partial \delta}{\partial \alpha_i} = \sum_{k=1}^N \sum_{j=1}^M E \left\{ \frac{\partial D_j(X^*, \beta_j^*)}{\partial X_k} \frac{\partial X_k}{\partial \alpha_i} \right\} \leq 0 \quad (9.d)$$

En la formulación anterior representa el valor esperado para el regulador del cambio marginal en el daño que afecta a todas las víctimas, producido por el cambio marginal en el nivel de producción y en la reducción en las emisiones, respectivamente.

La condición de primer orden (9.a) establece que el nivel óptimo de producción se alcanza cuando el costo marginal social se iguala al precio del mercado del producto cuyo proceso productivo genera los problemas de contaminación ambiental. Este costo marginal social está compuesto por el costo marginal privado de producción y el incremento marginal de los daños sufridos por todas las víctimas, provocado por un aumento marginal en el nivel de producción.

De similar forma, la condición (9.b) establece que el nivel óptimo de reducción de emisiones se determina al igualar el costo marginal de  $\alpha_i$ , a su beneficio marginal, el cual está dado por disminución marginal en los daños sufridos por todas las víctimas debido al incremento marginal en las reducciones de las emisiones.

Las condiciones de primer orden (9.a) y (9.b) se pueden resolver por los niveles óptimos de producción y reducción de las emisiones ( $y^*, \alpha^*$ ). Estos, a su vez determinan el nivel esperado deseado de contaminación ambiental,  $\bar{X}^* = E\{T(\alpha^*, y^*, \varepsilon)\}$ , y la función óptima de medidas preventivas implementadas por las víctimas,  $\beta_j^{**} = \beta_j^*(\bar{X}^*)$ ,  $\forall j$ .

Así, el mecanismo regulatorio a implementarse (por ejemplo, un impuesto lineal Pigouviano) debe diseñarse de tal forma que el nivel de contaminación ambiental final esperado sea  $(\bar{X}^*)$ .

A continuación, analizo el mecanismo de un impuesto lineal Pigouviano donde existe la posibilidad de que las víctimas adopten medidas preventivas. Para lo cual resulta necesario que defina un impuesto a la contaminación, al productor de la  $i$ -ésima zona, como un porcentaje proporcional a la magnitud de desvío entre el nivel de contaminación actual y el nivel esperado deseado,



Dado por la expresión:  $t_j = (X - \bar{X}^*) \xrightarrow{\text{donde}} t_j = (t_{i1}, \dots, t_{in})$ , Donde  $t_{ij}$ : es la tasa del impuesto aplicada al contaminador de la  $i$ -ésima zona por su efecto en la contaminación ambiental de la  $j$ -ésima zona.

A través de este mecanismo de incentivos, el regulador controla directamente los niveles de producción ( $y$ ) y la reducción de emisiones ( $\alpha$ ), aunque no tiene ningún control sobre las medidas preventivas adoptadas por las víctimas ( $\beta$ ).

Puedo ver también que este mecanismo de incentivos elimina el problema del *free riders*, ya que al decidir sus niveles de producción y de reducción de emisiones, el contaminador compara los costos adicionales que tendría que afrontar por causa de un aumento en las reducciones de sus emisiones con la disminución en el valor esperado de pago por concepto de impuesto debido al menor nivel de emisiones.

Es importante señalar que, al aumentar las reducciones en las emisiones no solo se reduce el monto de pago por concepto de impuesto, sino que también la probabilidad de que el nivel de contaminación ambiental exceda el nivel esperado deseado. El problema de decisión que enfrentan los productores, bajo los supuestos de que toman como dados los niveles de producción y de reducción de las emisiones de otras zonas, es:

$$\prod_i (t_i) = \max_{y_i, \alpha_i} E\{(py_i - C_i(y_i, \alpha_i)) - t_i(X - \bar{X}^*)\} \quad (10)$$

Donde  $E(\cdot)$  representa el valor esperado de la distribución probabilística de  $\varepsilon$ . Las condiciones necesarias de primer orden, para la solución de este problema, son:

$$0 = p - \frac{\partial C_i}{\partial y_i} - \sum_{k=1}^N t_{ik} E\left\{\frac{\partial X_k}{\partial y_i}\right\} \quad (10.a)$$

Y

$$0 = p - \frac{\partial C_i}{\partial \alpha_i} - \sum_{k=1}^N t_{ik} E\left\{\frac{\partial X_k}{\partial \alpha_i}\right\} \quad (10.b)$$

El último término de (10.a), representa el incremento marginal en el costo debido al aumento en el pago de impuesto por causa delo aumento marginal en las emisiones que afectan a cada zona. A su vez el último término de (10.b), representa la disminución marginal de costos en el pago de impuesto por la reducción marginal de emisiones.

Al comparar las ecuaciones (9) y (10), podemos visualizar que existe un impuesto ( $t^*$ ) tal que:

$$\sum_{k=1}^N t_{ik}^* E \left\{ \frac{\partial y}{\partial y_i} \right\} = \sum_{k=1}^N \sum_{j=1}^M E \left\{ \frac{\partial D_j(X, \beta_j^*)}{\partial X_k} \frac{\partial X_k}{\partial y_i} \right\} \quad (11. a)$$

Y

$$\sum_{k=1}^N t_{ik}^* E \left\{ \frac{\partial y}{\partial \alpha_i} \right\} = \sum_{k=1}^N \sum_{j=1}^M E \left\{ \frac{\partial D_j(X, \beta_j^*)}{\partial X_k} \frac{\partial X_k}{\partial \alpha_i} \right\} \quad (11. b)$$

Entonces el regulador puede inducir los niveles Pareto Optimo de producción, reducción de emisiones y mitigación.

Este resultado indica que, en principio, una solución del tipo *first best* es alcanzable a través de un mecanismo de impuestos Pigouvianos. Ahora, si bien, esta solución es correcta desde el punto de vista teórico, las características particulares de las fuentes no puntuales (donde no son observables los causantes de emisiones contaminantes ni el nivel de emisión contaminante), hacen que resulte dificultoso la aplicación directa de un impuesto Pigouviano y nos lleva a complementar esta política impositiva con otras políticas fiscales ambientales las cuales tienen que ver con programas de educación y divulgación que ofrezcan información a los agricultores, sobre tecnologías o prácticas más en armonía con el medio ambiente.

## Apéndice H: El Marco de Análisis de Desarrollo Institucional (IAD)

Como antecedente pionero de la problemática de estudio de los recursos (hídricos) de uso común, podemos citar el trabajo de Elinor Ostrom, quién en su Tesis Doctoral se centró en la gestión de los recursos hídricos subterráneos compartidos en el sur de California, USA. Su obra posterior estudió una gran variedad de recursos denominados de uso común y por su análisis de la gobernanza económica, especialmente de los recursos compartidos, ganó el Premio Nobel de Economía. Específicamente, en el año 2009, Elinor Ostrom obtiene el Premio Nobel junto a Oliver E. Williamson.

Según señalan los miembros del Comité de Selección, el premio se divide en partes iguales entre Elinor Ostrom *for her analysis of economic governance, especially the commons* y Oliver E. Williamson *for his analysis of economic governance, especially the boundaries of the firm*. De esta forma se asocia el pensamiento de Williamson al análisis económico de los problemas de gobierno corporativo y el pensamiento de Ostrom al análisis económico de los problemas de gobierno de recursos de uso común. Si el *corporate governance* analiza los mecanismos de alienación de objetivos e incentivos entre directivos y accionistas (y otros involucrados), el análisis del gobierno de los comunes (*the commons*) se concentra en los mecanismos de apropiación y gestión de recursos de uso común entre los participantes interesados.

Ambos autores trabajan lo que se ha denominado problemas o procesos de gobernanza donde diversos individuos interactúan y enfrentan conflictos de acción colectiva. Estos problemas se pueden resolver con el gobierno de una estructura jerárquica, con organizaciones de mercado descentralizado o bien a partir de híbridos con aspectos de las categorías previas. Ostrom y colaboradores, a partir de un trabajo de campo extensivo en muchas regiones de USA, incluyendo a California (OSTROM, 1965), e Indiana (DUDLEY, 1993), y del mundo, incluyendo Uganda (BECK, 2000), Brasil (FUTEMMA, 2000) y (DA SILVA FILHO, 2005), Nepal (REGMI, 2007), España (COSTEJÁ FLORENSA, 2009) y Colombia (VELEZ, 2006) y (CASTILLO BRIEVA, 2013), comenzaron a visualizar un determinado patrón robusto: la autoorganización de soluciones a los problemas comunes no sólo es posible, sino que de hecho se producen con bastante frecuencia. En lugar de confiar en los mecanismos formales de gobierno o de la infraestructura, las comunidades dependen de una combinación de normas informales, confianza y un pequeño conjunto de reglas formales que los propios usuarios constituyen, supervisan y hacen cumplir recurriendo a una escala de sanciones graduadas. A partir de estos trabajos se alcanzó un conocimiento más teórico de las reglas y normas que las personas utilizan para organizarse y este conocimiento se plasmó a través de la enunciación de un Marco Conceptual de Análisis de Desarrollo Institucional (IAD), un método sistemático para realizar un análisis comparativo sobre estudios de caso (OSTROM 2005).

A continuación, transcribo algunos párrafos del discurso de aceptación del Premio Nobel, donde Ostrom, explica la metodología IAD de trabajo (Elinor OSTROM, *Beyond Markets and States: Polycentric Governance of Complex Economic Systems, Les Prix Nobel: The Nobel Prizes 2009*):

... El marco de IAD fue pensado para contener el conjunto más general de variables que un analista institucional puede usar para examinar una diversidad de entornos institucionales, que incluyen las interacciones humanas dentro de los mercados, firmas privadas, familias, organizaciones comunitarias y agencias gubernamentales... Ahora bien, los analistas usan teorías específicas para determinar que partes funcionales del marco se consideran útiles para explicar los diferentes resultados y cómo se relacionan el uno con el otro. Las teorías de micro nivel, que incluyen la teoría de los juegos, la teoría microeconómica, la teoría de los costos de transacción y las teorías de bienes públicos – recursos comunes, son ejemplos de teorías específicas compatibles con el marco de

IAD... Esto significa que nuestros colegas han podido usar modelos formales de la teoría de juegos, que son a su vez, congruentes con el marco de IAD para analizar combinaciones simplificadas pero interesantes de variables teóricas y derivar de ellos conclusiones evaluables y modelos basados en agentes.

... La existencia de un gran número de casos en donde los usuarios habían superado los dilemas sociales con el fin de sostener el uso a largo plazo de los recursos comunes desafió con éxito la hipótesis que sostenía que esto era imposible. En el terreno, hay muchas variables que afectan simultáneamente estos resultados. El desarrollo de modelos teóricos de juego para situaciones de recursos comunes es una estrategia que hemos usado para evaluar los resultados teóricos de un conjunto de variables que hemos observado en el campo...

... Roy Gardner y James Walker colaboraron conmigo en un esfuerzo extendido por construir y probar modelos teóricos de juegos, bien especificados y congruentes con el marco de IAD... Las predicciones de la teoría de juegos no cooperativos son parcialmente apoyadas solo cuando los participantes en experimentos de laboratorio no podían comunicarse entre ellos y no conocían la reputación de los demás participantes en un dilema de recursos comunes. Por otro lado, cuando los sujetos se comunican cara a cara, suelen acordar estrategias conjuntas y cumplir acuerdos, incrementando así sus retornos netos. Además, la comunicación puede decidir y diseñar sistemas de sanciones les permite a los que eligen esta opción lograr resultados casi óptimos...

Es importante que resalte que el trabajo conjunto de Ostrom con Gardner y Walker tuvo como objetivo la comprensión más sólida de cómo las personas se comportan realmente (en base a decisiones que toman) en situaciones colectivas (OSTROM, GARDNER Y WALKER, 2006). De esta forma replicaron principios de autogobierno en el laboratorio. Demostraron que, sin la comunicación, las predicciones teóricas de la economía (a través de la teoría de juegos) se mantienen: la gente no quiere cooperar, ahora bien, incluso con una comunicación informal, las personas pueden resolver los dilemas de recursos comunes.

El enfoque metodológico desarrollado por Elinor OSTROM (OSTROM, GARDNER Y WALKER, 2006), tiene sus bases en la teoría de juegos, la economía experimental y los estudios etnográficos propios de cada región. Esta metodología nos permite dimensionar la problemática de acción colectiva que subyace en los bienes de uso común (*Common*

*Pool Resources*). Este enfoque tiene sus orígenes en la Nueva Economía Institucional, marco teórico desarrollado además de Ostrom, por Coase, North y Williamson, entre otros (CASTILLO BRIEVA, 2013, pg. 55). Específicamente, en este trabajo, tomaré como base el trabajo de tesis, pionero sobre esta temática, de Deam Dudley (DUDLEY, 1993) que modela el dilema de los Recursos de Uso Común a partir de los lineamientos teóricos de OSTROM, también citaré a los trabajos de José Carlos Lázaro da Silva Filho (DA SILVA FILHO, 2005) y de Daniel Castillo Brieva (CASTILLO BRIEVA, 2013), quienes amplían los resultados.

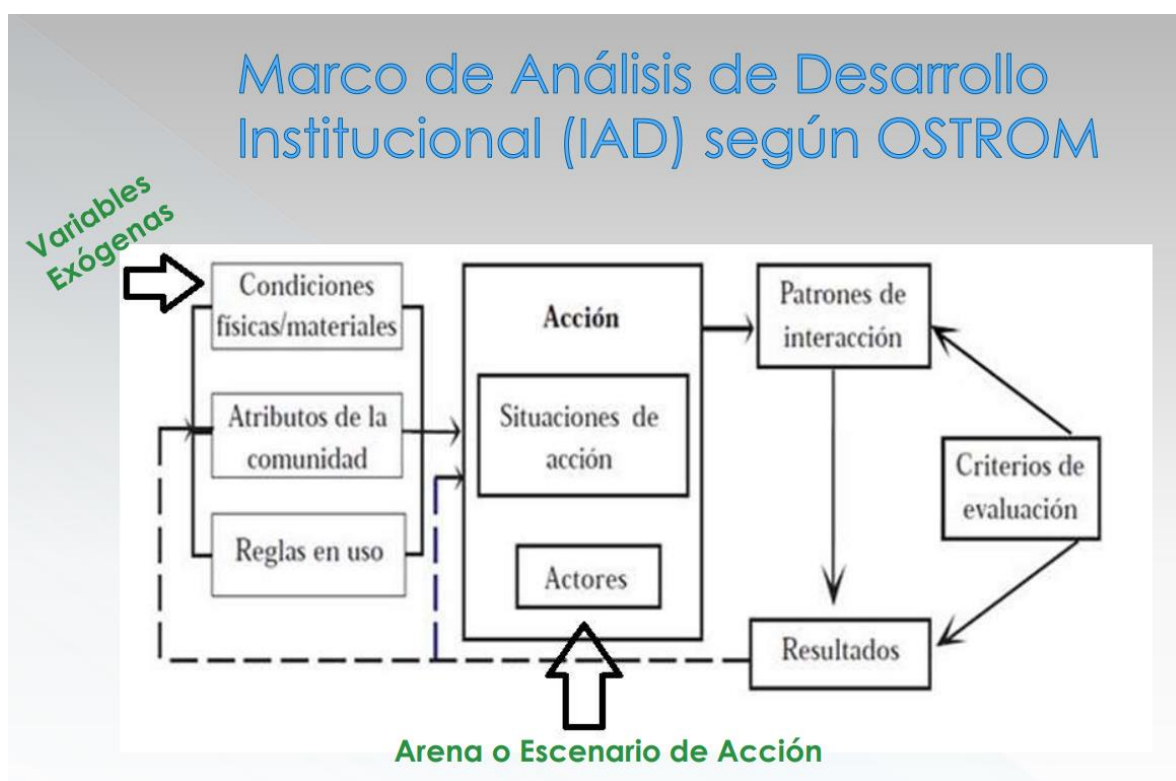
El trabajo de Tesis de José Carlos Lázaro da Silva Filho, son estudios específicos referidos a la problemática de la contaminación del agua con importantes similitudes con la problemática que trato en mi trabajo de investigación, por lo que los he tenido muy en cuenta para explorar las regulaciones, leyes, normas y protocolos de las cuencas de USA y Argentina.

El Marco de Análisis de Desarrollo Institucional (*Institutional Analysis and Development framework*), constituye un lenguaje meta-teórico para comparar teorías. De este modo el marco nos permite plantear preguntas relevantes según el estudio de caso considerado (CASTILLO BRIEVA, 2013, pg. 57). Además, permite identificar las variables que debemos utilizar en la evaluación del papel de las instituciones en la formación de las interacciones sociales y los procesos de decisiones.

La aplicación de IAD permite categorizar dos grupos de reglas: *formales* (establecidas en códigos, leyes, programas) e *informales* (determinadas por los usos, costumbres y realidades de la aplicación de las normas). El enfoque analítico del IAD se encuentra en una “arena de acción”, donde las opciones sociales y las decisiones tienen lugar. Uno de los primeros pasos que pueden tomarse en un análisis institucional usando IAD es la identificación de una arena de acción (DA SILVA FILHO, 2005, pg. 35).

Tres grandes categorías de variables (variables exógenas) se identifican sobre cómo influyen en esta arena de acción, 1) las instituciones o reglas que rigen el campo de la acción, 2) las características de la comunidad o de la unidad colectiva de interés y 3) los atributos del entorno físico en el que la comunidad actúa. La primera opción básica para proceder en la aplicación del marco IAD es la situación de acción en la que se mapean los arreglos institucionales y analizan sus impactos. Las situaciones de acción se refieren al espacio social en el cual los individuos interactúan, intercambian bienes y servicios, participan en actividades de apropiación y provisión y resuelven problemas, entre otros. La siguiente figura muestra un esquema del modelo IAD:

Figura 1: El Marco de Análisis y Desarrollo Institucional (IAD)



Fuente: elaboración propia en base a (OSTROM, 2005)

Cuando aplicamos el IAD es importante que analicemos las acciones que los individuos, que ocupan ciertas posiciones, toman (DA SILVA FILHO, 2005, pg. 38), en lugar de enfocarnos en las personalidades individuales de manera independiente a la estructura de la situación en la cual están actuando. Siempre se especifican estos siete elementos en el análisis de una situación de acción.

El IAD, además, define las características clave de situaciones de acción y actores que componen la arena de acción. En general una arena de acción contiene a participantes en posiciones definidas (actores jugando un rol específico) donde deben decidir entre diversas acciones (según sus intereses), a la luz de información (para la toma de decisiones según la información disponible) que ellos poseen, acerca de cómo las (sus) acciones están ligadas a un resultado potencial, el control que ellos tienen sobre esta relación (acción y resultado) y los costos y beneficios asignados a las acciones y resultados.

En el siguiente cuadro se puede visualizar los elementos de las situaciones de acción que como mínimo, se considera que debe contener:

Tabla 1: Elementos de las situaciones de acción

ELEMENTO	DESCRIPCIÓN
Participantes	Son los actores que participan en la situación de acción. En la Mínima situación de acción, se trata de un solo individuo. Es difícil trabajar con juegos que involucren a más de dos Participantes.
Posiciones	Las posiciones permiten asociar participantes con un conjunto autorizado de acciones (que están ligadas a resultados) en un proceso. Por ejemplo, ciudadanos, jueces, representantes electos, etcétera.
Acciones	Las acciones que pueden tomar los participantes en posiciones particulares en diferentes etapas del proceso. Por ejemplo, decisiones de pescar o no pescar durante un periodo definido de tiempo.
Resultados potenciales	Los resultados que los participantes pueden afectar potencialmente a través de sus acciones bajo ciertas condiciones. Por ejemplo, la cantidad de pescado que se captura en una cierta zona.
Funciones de mapeo entre acciones y resultados	El conjunto de funciones que enlazan participantes (o acciones aleatorias) en nodos de decisión hacia resultados intermedios o finales. En una situación de voto, la función de transformación toma las acciones simbólicas de individuos y produce una decisión colectiva.
Información	El conjunto de datos e información que se encuentra disponible para los participantes que están en una posición en cierta etapa de un proceso. Cuando la función de transformación es simple y determinante se puede generar información sobre las acciones, resultados y sus ligas. Existen situaciones con información incompleta por diversas razones.
Costos y beneficios asignados a las acciones y resultados	El conjunto de recompensas que asignan beneficios y costos a las acciones y resultados. Por ejemplo, el precio del arroz, los costos de viajar a una pesquería, las multas ligadas a las acciones ilegales o los impuestos que se pagan en diversas actividades.

Fuente: Elaboración propia en base a (OSTROM, 2005)

Estos son los componentes que definen la estructura interna de cada arena de acción. La estrategia de participación de un individuo en un entorno institucional será afectada por



esta estructura interna y también por el hecho de que ellos enfrentaran la situación una vez, por un número específico de veces o indefinidamente (juegos repetitivos).

Las reglas son prescripciones que definen las acciones (o resultados) que son requeridas, prohibidas o permitidas, y las sanciones autorizadas si las reglas no se siguen. Todas las reglas son el resultado de esfuerzos implícitos o explícitos de lograr un cierto orden en las relaciones humanas, al crear clases de personas (posiciones) a los cuales se les requiere, permite o prohíbe tomar ciertos tipos de acciones en relación con estados del mundo permitidos, requeridos o prohibidos.

Elinor Ostrom (DA SILVA FILHO, 2005, pg. 39), establece siete tipos de reglas de interacción entre los actores que pertenecen a un sistema y que operan para afectar la estructura de una situación de acción, las cuales se muestran en la tabla 2.

Tabla 2: Elementos y tipos de reglas

REGLAS	ELEMENTOS DESCRIPTIVOS
Posición	Especifican un conjunto de posiciones y cuántos participantes están ubicados en cada posición.
Límite	Especifican cómo entran o salen de estas posiciones los participantes.
Autoridad	Especifican el conjunto de acciones que se asigna a determinadas posiciones en cada nodo de un árbol de decisiones.
Agregación	Especifican la función de transformación a utilizar en un nodo particular para mapear las acciones hacia resultados finales o intermedios.
Ámbito	Especifican el conjunto de resultados que puede verse afectado, incluyendo el estatus de los resultados (intermedio o final).
Información	Especifican la información disponible para cada posición en un nodo de decisión.
Recompensa	Especifican la asignación de costos y beneficios, en materia de requerimiento, permiso o prohibición hacia los actores, basada en el conjunto total de acciones y resultados alcanzados.

Fuente: Elaboración propia en base a (OSTROM, 2005)

Las reglas alteran los conjuntos posibles de variables del análisis; la situación de acción es la intersección de estos conjuntos posibles; los valores de las variables en la arena de acción están restringidos por el tipo de condiciones físicas involucradas y también por las

reglas en uso. En la lista presentada en la tabla 2 se destaca la parte operacional de una situación de acción que afecta directamente un tipo particular de regla.

Así, conjuntamente con la variable de la maximización de beneficios, Ostrom (OSTROM, 1990) propone el análisis multidimensional de cuatro variables internas: beneficios esperados, costos esperados, normas internas y tasas de descuento; y una variable externa: la asimetría de información, que crea incertidumbre; y concluye que existen ocho principios de un diseño institucional robusto:

1.- Límites claramente establecidos
2.- Congruencia entre las reglas de apropiación y provisión y las condiciones locales
3.- Acuerdos de elección colectiva
4.- Monitoreo y reporte
5.- Sanciones graduadas
6.- Mecanismos de solución de conflictos
7.- Gobierno Reconocido
8.- Sistemas Anidados

Los casos de desempeño robusto cumplen, con detalles menores, los ocho principios anteriores, ahora bien, la mayoría de los intentos que derivan en fracasos institucionales no satisfacen la mayoría de estos principios y los casos donde se manifiesta un desempeño frágil cumplen alrededor de la mitad de los principios (OSTROM, 2005). Las diferencias entre diferentes estudios de caso pueden ser notorias, dado que cada uno de estos casos posee detalles y especificidades que pueden definir el éxito, el fracaso o la frágil estabilidad de cualquier arreglo institucional.

Así, los aspectos particulares de la estructura institucional impactan directamente. Ahora bien, los estudios etnográficos, nos permitirán indagar en las particularidades de los arreglos institucionales de cada región, de cada país.

Para interpretar la problemática de la administración de los recursos de uso común, el auxilio de la teoría de juegos es crucial, esta teoría nos permite modelar el comportamiento de los agentes económicos. La teoría de juegos resulta ser una herramienta clave para modelar el comportamiento estratégico frente a decisiones en un entorno complejo.

Por medio de juegos cooperativos y no cooperativos podemos analizar los diferentes efectos que generan estas decisiones. Recordemos que un juego cooperativo es una

situación derivada de una actividad en la que los sujetos que intervienen persiguen alcanzar un determinado objetivo mediante la colaboración entre ellos. Aquí, a diferencia de los juegos no cooperativos, no resulta necesario analizar en detalle las estrategias de los jugadores, sólo es necesario conocer los posibles resultados de cooperación y determinar los pagos asociados a cada uno de ellos.

Pero, dado que también una importante cantidad de evidencia empírica en la literatura económica reporta la no cooperación de los agentes económicos, nos encontramos entonces frente al dilema de los comunes (CASTILLO BRIEVA, 2013, pg. 20), y el marco que provee a esta problemática la teoría de juegos no cooperativos. Uno de los resultados en juegos no cooperativos, como el dilema del prisionero, es el equilibrio de Nash, que es aquel en el cual los jugadores deciden no cooperar entre ellos. Esta sería una solución subóptima socialmente, en donde la única manera de lograr cooperación sería por medio del acuerdo entre los participantes del juego o por medio de la confianza plena entre las personas que juegan.

El dilema del prisionero es un ejemplo de situación no cooperativa de enorme importancia en cuanto evidencia las dificultades existentes para establecer la colaboración en cualquier situación en la que la quiebra de los acuerdos genera un beneficio inmediato para algunas partes.

En este punto y para abordar la problemática de los recursos de uso común y a la luz de estas limitaciones explicativas de la teoría de juegos y del supuesto de racionalidad acotada, es que Ostrom (OSTROM, GARDNER y WALKER, 2006) recurre a determinados avances que se han obtenido en la Economía Experimental, estos avances, les permitieron a los autores modificar con fundamento el supuesto (clásico en la teoría de juegos) referido a las reglas externas no sujetas a modificación desde el interior del juego.

La Economía Experimental (CASTILLO BRIEVA, 2013, pg. 25), ha dedicado grandes esfuerzos a estudiar los recursos de uso común, en donde los modelos típicos han sido, el dilema del prisionero, el mecanismo de contribución voluntaria y el juego de los comunes (los jugadores cooperan para evitar altos niveles de extracción de una fuente de recursos de libre acceso). Cada uno de estos, plantea el dilema social para los participantes, en el que una estrategia lleva al óptimo social mientras que la mejor estrategia lleva a un resultado socialmente ineficiente (OSTROM, GARDNER y WALKER, 2006).

Si las predicciones teorías en juegos de individuos que interactúan dentro de un mercado competitivo tienen un fuerte apoyo empírico, en juegos de bienes públicos o recursos de

uso común estas predicciones logran un soporte empírico menor. En los experimentos de bienes públicos, en lugar de no contribuir a la provisión de un bien público, como predice la maximización individual de los pagos materiales de la teoría económica, los individuos tienden a contribuir en promedio entre un 40 a 60 % de los activos experimentales asignados en un juego sin repetición. En juegos repetidos, el nivel promedio de contribuciones comienza alrededor de un 50 %, pero sin oportunidades de comunicación, este promedio cae lentamente hacia el nivel cero. En contraste, si no se restringe la comunicación, los participantes son capaces de mantener la cooperación en los experimentos de bienes públicos por largos periodos. De igual modo, los participantes en experimentos de recursos de uso común se aproximan al nivel óptimo de extracción cuando pueden comunicarse, llegan a un acuerdo entre ellos y se comprometen a castigar si alguien se desvía del acuerdo (OSTROM, GARDNER y WALKER, 2006).

Los rechazos más claros de las predicciones teóricas se han presentado en experimentos relacionados con juegos de ultimátum y del dictador, donde el primer jugador tiende a ofrecerle al segundo jugador una fracción mucho mayor de la predicha y donde los segundos jugadores (si tienen la oportunidad) rechazan las ofertas si estas son percibidas como injustas, dada las condiciones experimentales.

El análisis de modelos de la teoría de juegos en el laboratorio ha sido también motivo de estudio y existe gran cantidad de artículos científicos experimentales en los que se estudian problemas de interacción estratégica entre varios jugadores. Las reiteradas anomalías observadas en el laboratorio han dado lugar a la convicción de que el comportamiento no siempre y solamente es impulsado por la maximización del dinero sino también, que las utilidades son afectadas por las emociones y el contexto del juego. Por lo tanto, (OSTROM, GARDNER y WALKER, 2006), el estudio del contexto de un juego es crucial, porque las instituciones afectan las decisiones de los individuos al cooperar realizando al menos tres tareas claves: (1) Las instituciones fortalecen las normas sociales que son consistentes con las reglas. (2) Estas permiten a los participantes reunir más o menos información sobre el comportamiento de los demás agentes económicos. (3) Las reglas permiten a las personas premiar o castigar ciertos comportamientos con incentivos.

Determinados aspectos de la cognición humana sustentan las preferencias, la acción y el comportamiento de los agentes. Los modelos mentales (CASTILLO BRIEVA, 2013, pg. 34), buscan capturar estos aspectos, estos modelos son esquemas que permiten tratar cognitivamente representaciones accesibles de experiencias pasadas guardadas en la

memoria del sujeto. A través de estos modelos mentales podemos organizar las clases de información que los sujetos (jugadores en este caso) pueden usar al decidir cooperar o no en un problema de acción colectiva y además podemos intentar esbozar una primera clasificación de la información que los jugadores disponen en tres niveles, el nivel de los pagos materiales del juego, el nivel de contexto grupal y el nivel de identidad. Así, los sujetos tratan de reunir y evaluar información sobre estos tres niveles, dependiendo de la estructura del juego:

**Primer Nivel (los pagos materiales del juego):** En el primer nivel de información el jugador observa la estructura de los pagos materiales y de las posibles estrategias para el juego sin repetición. El conjunto de acciones y pagos producirá posiblemente un equilibrio de Nash, que puede o no ser socialmente aceptable. La valoración del juego en este nivel es afectada por el conocimiento común del conjunto de reglas formales que son efectivamente establecidas, y que implican costos o beneficios materiales en cada decisión. La probabilidad de que los mismos jugadores se encuentren en rondas futuras crea varios efectos en la dinámica del juego. Puesto que los jugadores pueden aprender y memorizar resultados, pueden construir una reputación.

**Segundo Nivel (el contexto grupal):** Este nivel las decisiones de los jugadores también se encuentran influidas al reconocer específicamente quienes son los demás jugadores en la transacción. El conjunto de preferencias de un individuo puede incluir la importancia del nivel de bienestar de otros. En juegos repetitivos aparecen modelos evolutivos en los cuales las ganancias por cooperar o defraudar se ven afectadas por la frecuencia de cooperadores y no cooperadores en el grupo. La desigualdad y heterogeneidad son presentadas como parte del núcleo de explicaciones para la acción colectiva.

**Tercer Nivel (el nivel de identidad):** En este tercer nivel, los jugadores almacenan y procesan información sobre ellos mismos, lo que puede afectar los pagos subjetivos y por ende las estrategias seleccionadas. Los valores internos del jugador aumentarán o disminuirán los pagos subjetivos de cooperar o no, debido a la existencia de otras consideraciones o procesos relacionados con las preferencias. En este nivel podemos encontrarnos con que el egoísmo y el oportunismo no son las únicas racionalidades posibles de los sujetos y aparecen algunas explicaciones de porque se observa contribución voluntaria en bienes públicos.

En este esquema y bajo una perspectiva propia de la dinámica de sistemas (CASTILLO BRIEVA, 2013, pg. 34), el núcleo central de las relaciones entre niveles está constituido por un ciclo de realimentación que integra confianza, reciprocidad y reputación, que

finalmente se constituye en un mecanismo que da cuenta de la variación de la cooperación.

En la cooperación en dilemas sociales, se supone la posibilidad de cooperación gracias a la comunicación cara a cara entre individuos que se encuentran en múltiples ocasiones alrededor de un recurso. De esta forma los individuos construyen y conservan un registro o memoria del grado de cooperación alcanzado en los encuentros anteriores, a través de la reputación, con la que se establece a su vez la confianza necesaria para decidir cooperar. A partir de estos avances provistos por la Economía Experimental (OSTROM, GARDNER y WALKER, 2006), surge la necesidad de incorporar modelos de elección racional que den cuenta de una mayor variedad de posibilidades de comportamiento, donde los individuos cuentan con una racionalidad limitada y son capaces de desarrollar y aprender heurísticas, normas y reglas para mejorar su desempeño. Los principios de la elección racional de recursos comunes se constituyen en un marco de explicación inicial de la cooperación cuando existe la posibilidad de comunicación en múltiples encuentros alrededor de un recurso común.

Aquí el marco está conformado por un conjunto de variables situacionales y un núcleo de relaciones que articulan la reputación, la confianza y la cooperación en un ciclo de reciprocidad, en donde se asume que los individuos aplican reglas relativamente sencillas que pueden ser descritas por principios de racionalidad acotada y que procesan información distorsionada, retardada o a veces ni siquiera disponible, en un determinado contexto definido, un ecosistema (CASTILLO BRIEVA, 2013, pg. 29), definido como un Sistema Socio Ecológico (SES). En este Sistema Socio Ecológico que queda delimitado, según Ostrom, la reciprocidad implica cooperar con los que cooperan, rehusar cooperar con quienes no lo hacen y la posibilidad de aplicar castigos graduales a los infractores de los acuerdos.

La literatura al respecto (OSTROM, 2005), ofrece una buena evidencia empírica que soporta los supuestos de racionalidad limitada en la descripción del comportamiento de individuos frente a recursos de uso común. Una teoría consistente con la racionalidad limitada supone que los individuos tienden a asumir las siguientes reglas: (1) Aprender de las interacciones con otros y de que tan frecuentemente los otros usan normas de reciprocidad. (2) Aprender a reconocer y recordar miembros confiables y no confiables. (3) Cooperar con individuos que se espera que responderán con reciprocidad en aquellas transacciones de riesgo en donde se espera que se generen beneficios. (4) Construir una reputación de ser confiable tratando de resistir la tentación de obtener beneficios de corto

plazo, a expensas de perder oportunidades de beneficios mayores en el largo plazo. (5) Castigar a los tramposos o a quienes no ofrecieron reciprocidad en el pasado.

También, en un grupo es posible encontrar individuos que usan las siguientes normas de reciprocidad cuando ellos enfrentan dilemas sociales con posibilidad de múltiples encuentros: (1) Siempre coopere primero. Detenga la cooperación si los otros no hacen reciprocidad y castigue a los no cooperadores si es posible. (2) Coopere inmediata y únicamente si usted juzga que los otros son confiables. (3) Una vez que la cooperación ha sido establecida por otros, coopere. Pare de cooperar si los demás no lo hacen y castigue a los que no cooperen si es posible. Además de las normas de reciprocidad, se pueden presentar al menos tres normas más según (OSTROM, GARDNER y WALKER, 2006): (1) Siempre coopere, en algunos contextos. (2) Nunca coopere. (3) Imita las normas 1 y 2 pero deje de cooperar siempre que pueda desertar de manera exitosa.

A partir de estos elementos, Ostrom, intenta explicar por qué los niveles de cooperación varían y porque las configuraciones situacionales potencian o desalientan la cooperación en los determinados dilemas sociales. En el núcleo de su explicación de determinados comportamientos en los dilemas sociales se encuentra la confianza que los individuos tienen en los otros, la inversión que los otros hacen en reputación de confianza y la probabilidad de que los participantes usen de reciprocidad (OSTROM, GARDNER y WALKER, 2006).

De esta forma, si la situación consiste en un único encuentro alrededor del recurso y no existe posibilidad de comunicación, los resultados de la experimentación y de los trabajos de campo soportan lo previsto en la teoría de juegos no cooperativa, sin embargo, si la situación permite múltiples encuentros y existe la posibilidad de la comunicación, la cooperación aparece.

Esta cooperación, se sostiene en el tiempo, si está la posibilidad de construir reputación alrededor de la historia de cooperación en múltiples encuentros alrededor del mismo recurso, lo que permite tener confianza en el cumplimiento de acuerdo de intercambio que permiten lograr beneficios a largo plazo. Este mecanismo se hace operativo gracias a la reciprocidad, que se asume como la propensión a generar en donde se confía en que los otros cooperaran en el presente para lograr beneficios futuros.

La reciprocidad implica también la aplicación de castigos a quienes no cooperen. Al usar la reciprocidad, hay un incentivo para adquirir reputación por mantener las promesas y desempeñar acciones con costos en el corto plazo y beneficios en el largo plazo. Los individuos confían en quienes tratan de mantener reputación de cooperación. La

confianza se asume como la expectativa de una persona acerca de las acciones de otras personas que afectan las decisiones de la primera persona.

En el contexto del dilema social, la confianza cuenta, ya que gracias a ella los individuos deciden cooperar puesto que esperan que sus acciones cooperativas serán correspondidas por acciones cooperativas (OSTROM, GARDNER y WALKER, 2006). Estos resultados han sido obtenidos en configuraciones experimentales en laboratorio y en trabajo de campo.

Finalmente, y con el fin de definir de forma clara y precisa en un lenguaje común las normas, reglas y estrategias de cada caso de estudio particular, Elinor Ostrom y colaboradores desarrolla la denominada gramática de las instituciones, que ha sido presentada como parte integral del marco IAD (OSTROM, 2005) y que permite digitalizar y agrupar en una única base de datos todas las reglas formales y/o informales que constituyen la administración del recurso de uso común. En la tabla 3, podemos visualizar los componentes que integran dicha gramática:

Tabla 3: Componentes de la sintaxis de gramática institucional

Componente	Descripción
<b>Atributo (A)</b>	Se refiere a cualquier <b>valor</b> , a nivel de participante, que <b>distingue a quienes se refiere la declaración</b> . Conjuntamente reglas de posición y de límites.
<b>Objeto (B)</b>	Se define como la <b>parte</b> animada o inanimada de la declaración <b>que recibe la acción</b> descrita en el objetivo y ejecutada por el agente del Atributo.
<b>Deóntico (D)</b>	Se refiere a “ <b>puedes</b> ” (permitido), “ <b>debes</b> ” (obligación) y “ <b>no debes</b> ” (prohibición).
<b>Objetivo (I)</b>	Describe <b>acciones particulares o resultados en la situación de acción</b> para la que se asigna la deóntica.
<b>Condiciones (C)</b>	Especifican <b>cuándo, dónde y cómo una acción o resultado es permitido, obligado o prohibido</b> .
<b>De lo contrario (O)</b>	<b>Consecuencias</b> o sanciones establecidas <b>por no cumplir</b> la regla.

Fuente: Elaboración propia en base a (OSTROM, 2005)



La definición de esta gramática permite además que toda la información digitalizada, obtenida a partir de los estudios etnográficos, que permitieron indagar en las particularidades de los arreglos institucionales de cada región, sea accesible a diferentes investigadores provenientes de distintas áreas del conocimiento y sienta las bases para el desarrollo de un modelo semántico específico de estos estudios etnográficos. En la tabla 3, podemos visualizar los componentes que integran dicha gramática:

Esta forma tan específica de abordar los estudios etnográficos, por Ostrom y colaboradores, se enrola en la tendencia actual propiciada por las **humanidades digitales**, campo científico emergente del cruce interdisciplinario entre la investigación en humanidades y ciencias sociales y las herramientas y recursos propios de las ciencias de la información.

## **Apéndice I: Propuesta de experimentos de campo, en una cuenca**

Si bien he desarrollado un modelo con agentes computacionales que intentan replicar el comportamiento de agentes económicos reales, me ha quedado pendiente contrastar los resultados obtenidos con algunos experimentos de campo (JANSSEN, POTEETE y OSTROM 2010). Como posible trabajo de investigación futuro, circunscripto al área de la economía experimental, a continuación, desarrollo una propuesta de experimentos de campo, en una cuenca de Argentina, contando con grupos de habitantes autóctonos. Esta propuesta se puede inscribir en el Plan director de Gestión de los Recursos Hídricos en toda la cuenca del Carcarañá y bien puede ser adoptada como un futuro trabajo de investigación.

Tomando como base el Manual de Juegos Económicos del Profesor Dr. Camilo Cárdenas (CÁRDENAS y RAMOS, 2006), desarrollado en el ámbito del Banco Interamericano de Desarrollo (BID), describo a continuación una posible serie de experimentos de campo (Juego de Cuenca), que se podrían desarrollar en la cuenca del río Carcarañá, con el fin de capturar las decisiones económicas reales de los diversos individuos que interactúan con un recurso natural dado. Para el desarrollo de esta experiencia, tengo en cuenta los avances institucionales que se han registrado en la cuenca de estudio, ya que los mismos posibilitarían realizar este tipo de experimento social.

En este sentido, es de destacar que en el año 2006, a través de un convenio suscripto entre el Ministerio del Interior, Obras Públicas y Vivienda de la República Argentina, la Provincia de Córdoba y la Provincia de Santa Fe, se creó la Comisión Interjurisdiccional de la Cuenca del Río Carcarañá, con el objeto de aunar esfuerzos, cooperar y colaborar en la gestión de los recursos hídricos, debido a que las aguas que llegan desde Córdoba a

través de la cuenca del Carcarañá atraviesan suelo santafesino. Las acciones llevadas a cabo en el marco del mencionado convenio han resultado en la elaboración de un plan director de gestión de los recursos hídricos en toda la cuenca mencionada. El objetivo de este plan director de recursos hídricos es proporcionar los elementos de juicio hidrológicos necesarios en la toma de decisiones, para el mejor aprovechamiento de este recurso.

Ahora bien, en la formulación de un Plan Director es indispensable considerar la participación efectiva de todos los actores de la cuenca desde el inicio del estudio. En este caso se han considerado dos niveles de actores que naturaleza diferente:

- 1) Los actores ejecutivos o responsables de las organizaciones relevantes.
- 2) Organismos o entidades privadas y gubernamentales y otros usuarios relevantes que tiene relación directa o indirectas con los recursos hídricos.

En el caso de los actores ejecutivos se han organizado talleres de participación institucional donde se han presentado los avances de las actividades y se han discutido tanto los resultados y los trabajos futuros como la participación en el intercambio de información y de cuestiones técnicas.

En el caso de los usuarios relevantes se ha considerado conveniente recoger sus opiniones y puntos de vista de la manera más amplia posible mediante la realización de talleres de participación de actores locales. Específicamente estos talleres han sido organizados con la ayuda de la secretaria de recursos hídricos de la Provincia de Córdoba, en tres ciudades diferentes de esta provincia, pertenecientes a la cuenca y elegidas por cuestiones geográficas, durante el año 2018.

Se tiene previsto una serie más de talleres en la Provincia de Santa fe y estos talleres son una buena oportunidad para proponer algunos experimentos de campo, vinculados a la temática del uso de los recursos de uso común y de los cuales decidan participar en forma voluntaria algunos actores locales. Antes de detallar algunos experimentos de campo (Juego de Cuenca) posibles, desarrollo algunos conceptos importantes que dan fundamento a estos.

Un experimento económico permite modelar el comportamiento humano ante situaciones controladas. A través de la comparación y el análisis de los diferentes tratamientos o variantes, se intenta capturar las motivaciones que guían las decisiones de los individuos. Muchas de estas decisiones no se realizan en la práctica como la teoría convencional predice. En diversas situaciones los individuos se comportan también como seres cooperantes, altruistas o prosociales además de ser seres meramente racionales.

En un experimento económico se recrea un ambiente en el cual diversos individuos interactúan en una situación controlada. Para ello, los individuos participan de forma voluntaria y reciben instrucciones sobre cómo proceder en cada tratamiento. Los resultados dependen de las decisiones que tomen cada uno de los individuos y el resto. Los principales incentivos vienen en forma de pagos monetarios producto de las decisiones realizadas.

Existen dos tipos de experimentos de acuerdo con el lugar donde se realizan, los experimentos de laboratorio y los experimentos de campo. En este contexto, Ostrom y colaboradores (OSTROM, GARDNER Y WALKER, 2006), fueron unos de los primeros investigadores en diseñar y aplicar experimentos de campo en comunidades rurales que gestionaban recursos naturales, a partir de estos experimentos identificaron otros factores, además del egoísmo, que influyen en las decisiones económicas de los agentes económicos como la reciprocidad, el altruismo, la reputación y la confianza.

Los experimentos económicos aplicados a los recursos naturales se han centrado en observar cómo diversos factores influyen en las decisiones de extracción que realizan los agentes. La evidencia empírica muestra que los individuos tienen un menor incentivo a la extracción cuando encuentran alguna forma de coordinar sus actividades de apropiación que cuando actúan de forma independiente. La decisión de cooperar o no cooperar tienen consecuencias en el manejo y sostenibilidad del recurso.

Esta decisión implica sacrificar beneficios económicos individuales en aras del bienestar social. En las últimas décadas se han diseñado diferentes experimentos económicos para profundizar el análisis del uso y aprovechamiento de los recursos naturales. Estos hacen especial énfasis en las dinámicas sociales y los conflictos socioambientales derivados de la explotación del recurso.

Ahora sí, contando con esta introducción a la temática, describo la serie de experimentos de campo (Juego de Cuenca), con vistas a desarrollarse en una cuenca determinada de nuestro país (cuenca del río Carcarañá). Específicamente, estos experimentos se agruparán en tres etapas de unas diez o doce rondas cada una.

En la primera etapa se analizarán las decisiones individuales de los participantes sin posibilidad de comunicación simulando una situación de libre acceso. Es decir las decisiones serán tomadas de forma individual y sólo sabrán el total al finalizar la ronda.

En una segunda etapa se incluirá la primera variante relacionada con la incorporación de acuerdos informales entre los participantes. Esto se dará con la posibilidad de comunicación de los integrantes de los grupos antes del inicio de cada ronda.

Esta modalidad se diferencia de los acuerdos formales ya que en este caso los participantes no tienen la posibilidad de sancionar a los infractores al final de cada ronda, resaltando así el valor de la confianza.

En la tercera etapa se incluirá la segunda variante referente a la regulación externa por parte de un ente regulador gubernamental. Esto se simula a través del establecimiento de una cuota máxima de captura por individuo.

Además, se generará en forma aleatoria el monitoreo de las decisiones tomadas por los integrantes de grupo, en cada ronda. Existirá una probabilidad del 50 % (o bien otro valor a definir) de ser monitoreado por el ente estatal y en caso de que el individuo monitoreado supere la cuota establecida se le aplicará una sanción sobre los puntos obtenidos en esa ronda.

Es importante remarcar que, en cualquiera de las etapas anteriormente descritas, las recompensas o premios dependerán de las decisiones tomadas por cada uno de los participantes en forma privada y confidencial y en todo momento se prohíben los comentarios o recomendaciones con el fin de evitar algún sesgo en el experimento.

Esta serie de experimentos de campo propuestos se inscribe en la línea de trabajo de Ostrom y colaboradores, que tuvo como objetivo la comprensión más sólida de cómo las personas se comportan realmente (en base a decisiones que toman) en situaciones colectivas (OSTROM, GARDNER Y WALKER, 2006). Según las propias palabras de Elinor Ostrom, ... Roy Gardner y James Walker colaboraron conmigo en un esfuerzo extendido por construir y probar modelos teóricos de juegos, bien especificados y congruentes con el marco de IAD... Las predicciones de la teoría de juegos no cooperativos son parcialmente apoyadas solo cuando los participantes en experimentos de laboratorio no podían comunicarse entre ellos y no conocían la reputación de los demás participantes en un dilema de recursos comunes. Por otro lado, cuando los sujetos se comunican cara a cara, suelen acordar estrategias conjuntas y cumplir acuerdos, incrementando así sus retornos netos. Además, la comunicación puede decidir y diseñar sistemas de sanciones les permite a los que eligen esta opción lograr resultados casi óptimos...