



**Centro de Investigación en Alimentación
y Desarrollo A.C.**

**ESTRATEGIA PARA ESTIMAR LA CONTAMINACIÓN
DIFUSA Y SU RELACIÓN CON LOS SISTEMAS
PRODUCTIVOS DE UNA CUENCA HIDROLÓGICA**

Por:

Isaac Shamir Rojas Rodríguez

TESIS APROBADA POR LA

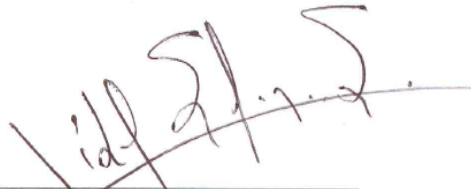
COORDINACIÓN DE DESARROLLO REGIONAL

Como requisito para obtener el grado de

DOCTORADO EN DESARROLLO REGIONAL

APROBACIÓN

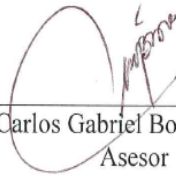
Los miembros del comité designado para la revisión de la tesis de Isaac Shamir Rojas Rodríguez la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Maestría en Desarrollo Regional.



Dr. Vidal Salazar Solano
Director de Tesis



Dr. Jesús Martín Robles Parra
Asesor



Dr. Carlos Gabriel Borbón Morales
Asesor



Dra. Alma Angelina Haro Martínez
Asesora

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en esta tesis es propiedad intelectual del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD). Se permiten y agradecen las citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial del autor, siempre y cuando se dé crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita del Director General del CIAD.

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del manuscrito en cuestión del director de tesis.



Dr. Pablo Wong González
Director General

AGRADECIMIENTOS

Primeramente, quiero agradecer al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el financiamiento brindado durante el trabajo de investigación realizado ya que, sin él, nada hubiese sido posible.

En segundo lugar, quiero agradecer al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD) y a todo el personal académico, docente, administrativo y técnico que en él labora; por brindarme todas las herramientas necesarias y hacerme sentir como en un segundo hogar durante el tiempo en el que se trabajó en la investigación.

Quiero agradecer a mi director de tesis el Dr. Vidal Salazar Solano por haberme guiado y facilitarme el entendimiento del proceso de investigación, por su tiempo y atención hacia mí y mi trabajo.

Agradezco también a mi comité de tesis integrado por los doctores: el Dr. Jesús Martín Robles Parra, la Dra. Alma Angelina Haro Martínez y al Dr. Carlos Borbón Morales por sus aportaciones, su apoyo y por guiarme en la construcción y realización de la investigación presentada.

Un agradecimiento especial a los doctores: Hugo de la Torre y Martín Preciado por su valioso apoyo en el análisis de los datos y al equipo de trabajo del que formo parte junto a Ana Velázquez y Mario Moreno Dena.

A mis profesores y compañeros de generación de los que me llevo gran aprendizaje, en especial a Marielos Romero por su apoyo y Alejandra Hurtado y Dante Solís por brindarme su amistad y simpatía.

DEDICATORIA

Para Mariana!

*A mi esposa Diana, por aguantar estos 4 años de alegrías y sin sabores.....,
te amo.*

A mis padres y mi hermano por su infinito apoyo.

RESUMEN

Los ecosistemas al conformarse por diferentes elementos generan configuraciones donde se gestan actividades económicas que dependen del medio ambiente, como proveedor de materias primas y otros servicios ambientales. La evidencia científica alrededor del mundo corrobora el deterioro de los cuerpos de agua ocasionado por la acción antropogénica y en particular de los asentamientos agrícolas, como los principales precursores de estas presiones. Los elementos biofísicos que componen los ecosistemas determinan el nivel de escorrentía de cada cuenca, en estas corrientes, las actividades productivas depositan sustancias de desecho que escurren hacia los drenes, el resultado de estos transumos agrícolas se conoce como contaminación difusa (C.D.). El objetivo de este trabajo es proponer una estrategia de análisis para estimar la asociación entre la contaminación difusa y el rendimiento de las granjas camaronícolas en la Cuenca Baja del Río Mayo. La hipótesis que guía esta investigación sostiene que, la contaminación difusa proveniente de las partes altas de las cuencas presenta asociación con las actividades productivas que dependen de los cuerpos de agua que reciben esta contaminación. Se obtuvieron dos escenarios: línea base, para conocer el aporte de C.D. sin agricultura y el escenario real, suponiendo el estricto apego de los actores agrícolas al paquete tecnológico de SAGARPA. La Junta Local de Sanidad Acuicola (JLSA) Santa Bárbara presenta asociación entre los rendimientos y los transumos generados por la agricultura como: Nitrógeno orgánico con valor de -0.68, Amonio -0.86 y Dióxido de nitrógeno con -0.76, para un valor de alfa de .10. Para la JLSA Riito la asociación de sustancias provenientes del estado natural con los rendimientos es estadísticamente significativa para: Nitrógeno orgánico con 0.98, Fósforo orgánico 0.97, Nitrato 0.96, Amonio 0.96 y Fósforo mineral 0.95, con un alfa de .05. Mostrando una relación positiva entre el aporte por el estado natural de la zona de estudio y el comportamiento del rendimiento. Se aplicó una prueba de Wilcoxon que revela diferencias estadísticamente representativas entre los escenarios de contaminación, estos resultados sugieren la pertinencia de abordar una línea de investigación sobre los posibles impactos de los contaminantes agrícolas en el proceso productivo de camarón blanco.

Palabras clave: Estrategia, modelación hidrológica, contaminación difusa, Río Mayo, agricultura.

ABSTRACT

Ecosystems, when conformed by different elements, generate configurations where economic activities depend on the environment, as a supplier of raw materials and environmental services. Scientific evidence around the world corroborates the deterioration of bodies of water caused by anthropogenic action and agricultural settlements, as the main precursors of these pressures. The elements of the ecosystems determine the level of runoff of each basin, in these streams, the productive activities deposit waste substances that drain to the drains, the result of these agricultural transmissions its known as diffuse pollution (D.P.). The objective of this work is to propose a strategy of analysis to estimate the association between diffuse pollution and the performance of shrimp farms in the Lower Basin of the Mayo River. The hypothesis that guides this research maintains that, the diffuse pollution coming from the high parts of the basins presents association with the productive activities that depend on the bodies of water that receive this contamination. Two scenarios were obtained: baseline, to know the contribution of D.P. without agriculture and the real scenario, assuming the strict attachment of agricultural actors to SAGARPA's technological package. The Local Board of Aquaculture Health (JLSA) Santa Bárbara presents an association between yields and pollutants generated by agriculture such as Organic nitrogen with a value of -0.68, Ammonium -0.86 and Nitrogen dioxide with -0.76, for an alpha value of .10. For Riito JLSA the association of substances from the natural state with the yields is statistically significant for Organic nitrogen with 0.98, Organic phosphorus 0.97, Nitrate 0.96, Ammonium 0.96 and Mineral phosphorus 0.95, with an alpha of .05. Showing a positive relationship between the contribution by the natural state of the study area and the behavior of the performance.

A Wilcoxon test was applied, revealing statistically representative differences between the pollution scenarios. These results suggest the relevance of addressing a line of research on the possible impacts of agricultural pollutants on the production process of white shrimp.

Key words: Strategy, hydrological modeling, diffuse pollution, Río Mayo, agriculture.

CONTENIDO

APROBACIÓN	2
DECLARACIÓN INSTITUCIONAL	¡Error! Marcador no definido.
AGRADECIMIENTOS	3
DEDICATORIA	5
RESUMEN	6
ABSTRACT	7
INTRODUCCIÓN	13
1. CUENCAS HIDROLOGICAS Y CONTAMINACION AMBIENTAL	17
1.1. Enfoque de Cuenca Hidrológica	17
1.2. Contaminación en Cuerpos de Agua.....	19
1.3. Principales orígenes de la contaminación difusa	21
1.3.1 Contaminación del Agua por Nitratos.....	23
1.3.2 La Contaminación del Agua Causada por Fosfatos	24
1.3.3 La Contaminación del Agua Causada por Plaguicidas	25
2. LA CONCEPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA AMBIENTAL	27
2.1. La Evolución del Pensamiento en Torno a los Recursos Naturales.....	28
2.2. Economía Ecológica	32
2.3. Componentes de los Ecosistemas	36
2.4. Servicios Ambientales; clasificaciones y usos.....	40
2.5. Conclusiones del Capítulo	43
3. LA CONTAMINACIÓN EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO MAYO	44
3.1. La Cuenca Baja del Río Mayo	45
3.1.1 Distrito De Riego 038	45
3.1.2 Características Ambientales de la Cuenca Baja del Río Mayo	48
3.2. Actividades Económicas	50
3.3. Problemática Ambiental.....	51
3.3.1 Impactos de la Contaminación en el Sistema de Producción Acuícola en el Litoral de la Cuenca Baja del Río Mayo	52
3.4. Conclusiones del Capítulo	55
4. APARTADO METODOLÓGICO	56
4.1. Estrategia propuesta	56
4.2. Tipo de Estudio	58
4.3. Etapas de ejecución.....	58
4.3.1 Etapa 1 y 2 Delimitación de la zona de estudio	59
4.3.2 Etapa 3 Selección y ejecución de un modelo de simulación adecuado para la generación de indicadores. Modelación hidrológica.....	61
4.4. Conclusiones del Capítulo	67
5. RESULTADOS	69

CONTENIDO (Continuación)

5.1. Etapa 4. Detección de áreas afectadas por los transumos.....	70
5.2. Resultados Hidrológicos	70
5.3. Validación Del Modelo Hidrológico.....	72
5.4. Indicadores de Contaminación.....	73
5.5. Georreferenciación de las Zonas Afectadas.....	75
5.6. Etapa 5 Validación de resultados	76
5.6.1 Contraste Entre Escenario Línea Base y Escenario Agrícola	76
5.6.2 Comparativo de resultados.....	80
5.6.3 Validación de la relación.....	83
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	88

LISTADO DE FIGURAS

1. Problemas ambientales.....	19
2. Relación entre el uso del agua y las causas socioeconómicas de la contaminación.....	20
3. Fuentes de contaminación.....	21
4. Enfoques de la economía.....	33
5. Enfoques de la economía ecológica.....	35
6. Funciones de los ecosistemas.....	40
7. Regiones hidrológico-administrativas de México.....	45
8. Municipios que conforman la cuenca baja del Río Mayo.....	47
9. Mapa de las actividades económicas.....	52
10. Etapas de la estrategia de análisis propuesta.....	57
11. Diseño de la investigación.....	58
12. Componentes de los ecosistemas analizados.....	60
13. Algunas de las Funciones que presta la Cuenca baja del Río Mayo.....	60
14. Proceso de simulación para el modelado hidrológico que sigue el SWAT... ..	64
15. Estructura de análisis para la caracterización de la contaminación difusa... ..	68
16. Localización de los Parques Acuícolas de la cuenca baja del Río Mayo.....	69
17. Delimitación de las unidades de respuesta hidrológica.....	70
18. Fase terrestre del ciclo hidrológico.....	70
19. Fase de enrutamiento del ciclo hidrológico.....	71
20. Comparación de los resultados de escorrentía.....	72
21. Niveles de contaminación aportados por la cuenca.....	73
22. Comportamiento del aporte de sedimentos.....	74
23. Ubicación de los drenes de los cauces principales y su proximidad con los parques camaronícolas	75
24. Nitrógeno orgánico.....	79
25. Fósforo orgánico.....	80
26. Dióxido de Nitrógeno.....	80
27. Nitrato.....	81
28. Amonio.....	81
29. Fósforo mineral.....	82

LISTADO DE ECUACIONES

1. Silogismo hipotético.....	42
2. Ecuación del modelo hidrológico propuesto.....	64
3. Ecuación de eficiencia de Nash-Sutcliffe.....	71

LISTADO DE TABLAS

1. Principales agentes contaminantes de origen antropogénico.....	22
2. Tipos de servicios ambientales.....	37
3. DDR 149: Participación de los Municipios en la Superficie Total (%)......	47
4. Cuenca Baja del Río Mayo: Uso del Suelo por Actividad Productiva Rural....	49
5. Patrón regional de Cultivos.....	50
6. Zonas camaronícolas del estado de Sonora.....	53
7. Problemas sanitarios en el ciclo 2014.....	54
8. Semáforo de la calidad del agua de la zona costera de Huatabampo.....	55
9. Resultados de los aportes de contaminantes en la cuenca baja del Río Mayo.....	73
10. Parámetros de contaminación en un escenario natural.....	77
11. Parámetros de contaminación en un escenario agrícola.....	78
12. Transformación Cox-Box para la JLSA Santa Bárbara.....	83
13. Prueba de normalidad de los datos.....	83
14. Matriz de correlación de Pearson.....	83
15. Tabla de significancia.....	84
16. Aporte de contaminantes por el escenario natural.....	85
17. Normalización de los datos mediante logaritmo base 10.....	85
18. Prueba de normalidad.....	85
19. Matriz de correlación de Pearson.....	86
20. Tabla de significancia.....	86

INTRODUCCIÓN

Históricamente en el análisis de las interrelaciones entre el hombre y su medio físico, las ciencias naturales y las económicas, se han visto desvinculadas. Por un lado, la economía se enfocó en el estudio de las decisiones de los individuos sobre los recursos escasos y las necesidades ilimitadas que estos deben cubrir y, por su parte, las ciencias naturales abonaban en la comprensión del deterioro y contaminación de los ecosistemas, sin relacionar ese daño con el bienestar humano.

Es hacia el último cuarto del siglo XX, ante la complejidad que ya implicaba para la humanidad dar respuesta al fenómeno del quebranto ambiental vinculado a la actividad antropogénica, se reconoce la necesidad de que estos campos aborden en forma interrelacionada la búsqueda de alternativas de solución.

Esta perspectiva confirmó su relevancia en el escenario mundial en la convención de Mar del Plata en 1977, donde se otorgó especial atención a la discusión de los impactos de la agricultura en los cuerpos de agua; estas preocupaciones condujeron a que, en la Cumbre de Río en 1992, se reconociera la necesidad impostergable de que los países asumieran prácticas responsables de gestión y el aprovechamiento de sus recursos hídricos.

En concordancia con estas manifestaciones, la Asociación Mundial para el Agua (AMA) confirmó a las prácticas agrícolas entre los principales precursores de contaminación en los ecosistemas propiciando saturación con pesticidas y fertilizantes, generación de gases de efecto invernadero, deforestación, cambio de uso de suelo, entre otras, haciendo énfasis de estas alteraciones a nivel de cuencas hidrológicas. Los análisis que dieron soporte al diseño de los objetivos estipulados en la “Evaluación de los Ecosistemas del Milenio” (MEA, 2005) vincularon el efecto degenerativo de la actividad agropecuaria sobre los recursos naturales a través de la escorrentía pluvial de sustancias contaminantes (Smith et al., 2017).

Los desechos provenientes de las actividades antropogénicas son reconocidos como transumos (Daly, 1991), los cuales se caracterizan por ser depositados en los ecosistemas, como materia degradada. El catálogo de transumos proveniente de la actividad agrícola, lo conforman elementos como Nitrógeno, Fósforo, nutrientes orgánicos e inorgánicos

depositados en suelos agrícolas, cuyo comportamiento resulta ser aleatorio, asimétrico e incierto (Zhou, Wu y Peng, 2012; Zhang et al., 2015).

Además de los factores climatológicos, las características de las zonas agrícolas insertas en las cuencas hidrológicas, como tipo de suelo, orografía, vegetación, resultan sustantivos para estimar el flujo de contaminación difusa hacia los lugares de deposición en tales espacios. El estudio de los ciclos biogeoquímicos que comprenden los territorios conformados por las cuencas hidrológicas conduce a la creación de su tipología, con base en la cantidad de contaminantes que pueden transportar a través de ellas. Galloway (2003) plantea que el ciclo biogeoquímico del Nitrógeno es el principal componente de contaminación de los cuerpos de agua subterráneos y superficiales (Xiao y Ji, 2007; Zhang et al., 2015).

Frente a la carencia de mecanismos para la creación de políticas en referencia a la agricultura y el medio ambiente, se pone de manifiesto la importancia de realizar análisis espaciotemporales a nivel cuenca para entender el origen y desplazamiento de la contaminación. Para tal propósito se advierte la pertinencia de incorporar enfoques que aborden ese fenómeno desde una triple dimensión: económica, social y ambiental (Turner et al., 2006; Galloway et al., 2008).

En países como México, la creación de políticas efectivas que atiendan los impactos de la agricultura en el medio ambiente se complica ante la carencia de mecanismos adecuados para la medición de la contaminación difusa a nivel de cuencas hidrológicas. El estudio de la interacción de los componentes de los ecosistemas con las actividades antropogénicas puede ser abordado de manera integrada desde el enfoque de la economía ecológica. El análisis multivalente de la interacción del hombre con los ecosistemas corrobora la concurrencia de agentes socioeconómicos cuyos sistemas productivos comprometen la calidad y cantidad de los recursos. El uso que les han dado como insumos productivos y/o receptores de residuos, deterioran la integridad de los ecosistemas en menoscabo de su utilidad presente y futura (Cotler et al., 2013; Babin, Mullendore y Prokopy, 2015)

La realización de este análisis requiere integrar los factores biofísicos que intervienen en los procesos naturales como el tipo de vegetación, suelo, rangos de pendientes, precipitación y temperatura, ya que cuando estos se relacionan en procedimientos que

involucran territorialidad pueden proporcionar información acerca del comportamiento de los procesos naturales (Haro, 2011). El estudio de estos componentes a través de una modelación hidrológica de la cuenca permitirá estimar la cantidad de escorrentía y la ubicación de sus desfuegos hacia las costas durante las distintas estaciones climáticas, obteniendo así la cantidad de diversas sustancias que son depositadas en los cuerpos de agua. La estructura de análisis propuesta, toma en cuenta la interacción que tiene la actividad agrícola con los servicios ambientales y diversos componentes de los ecosistemas, como el ciclo del agua, encargado de transportar los remanentes de esta actividad en la cuenca.

El objetivo de este trabajo es proponer una estrategia de análisis que permita estimar la asociación entre la contaminación difusa y el rendimiento de las granjas camaronícolas de la Cuenca Baja del Río Mayo.

El logro de este propósito supone cubrir los siguientes objetivos específicos:

- Diseñar una estructura de análisis de contaminación difusa a nivel cuenca hidrológica.
- Caracterizar los parámetros de contaminación difusa a nivel de cuenca hidrológica.
- Contrastar escenarios línea base de contaminación difusa versus un escenario agrícola.
- Validar la estrategia propuesta en una cuenca hidrológica seleccionada.

La hipótesis que guía esta investigación sostiene que, la contaminación difusa proveniente de las partes altas de las cuencas presenta asociación con las actividades productivas que dependen de los cuerpos de agua que reciben esta contaminación.

Para el ejercicio de validación de hipótesis se toma como referente de la concurrencia de diversos agentes económicos la cuenca baja del Río Mayo en el estado de Sonora. La diversidad de recursos le provee a este espacio hídrico de diversas vocaciones productivas cuya estrategia de aprovechamiento escapa al control de los actores locales. La toma de decisiones sobre el uso de los bienes y servicios ambientales queda a cargo de los actores externos, posicionados en los eslabones más rentables de las cadenas agroalimentarias; ellos deciden qué, cómo, cuándo y cuánto se produce. Al margen del acierto de esas decisiones en la rentabilidad de los sistemas que controlan, entran en contradicción con otros sistemas productivos y ponen en riesgo el funcionamiento sustentable de toda la cuenca. El análisis de los componentes de los ecosistemas en su interacción al propiciar escorrentía en un territorio con una intensa actividad agrícola, lo convierte en una zona

propensa a generar afectaciones ambientales en los drenes exorreicos por el aporte de contaminación difusa.

El documento está estructurado en seis apartados o capítulos, adicionales a la presente introducción general, que incorpora los antecedentes de la investigación, su justificación, objetivos e hipótesis. El primer capítulo expone a *grosso modo* los resultados de la revisión bibliográfica especializada en el fenómeno de la contaminación de los cuerpos de agua, y sus vínculos con la actividad antropogénica. En el segundo se examina la evolución de la ciencia económica en el análisis de la interacción humana con su medio ambiente. Luego de abordar los cambios de perspectiva suscitados desde las posturas fisiocráticas a las Walrasianas, se describe el posicionamiento de la economía ecológica para el análisis de los ecosistemas en su relación con la actividad económica.

En la tercera sección se caracteriza contextualmente el territorio de la Cuenca baja del Río Mayo. Se enfatiza en los componentes de sus ecosistemas y los servicios ambientales utilizados en las operaciones antropogénicas que compiten por esos recursos, como la agricultura cerealera y la acuicultura de camarón blanco. En el cuarto capítulo se expone la estructura de análisis diseñada para realizar una aproximación al estudio de la contaminación difusa, generada por la interacción de las actividades antropogénicas en combinación con los elementos de los ecosistemas de una cuenca hidrológica y su relación con los sistemas productivos involucrados y sus actores. La quinta sección corresponde a la presentación de los resultados de la validación del modelo hidrológico en la cuenca baja del Río Mayo, para determinar la relación que existe entre los contaminantes encontrados y su relación con la producción de las granjas camaronícolas. Posteriormente se incorporan las conclusiones donde se destaca el enfoque eco integrador de la economía ecológica y su capacidad para abordar el estudio de los elementos del ecosistema y su relación con la acción antropogénica.

1 CUENCAS HIDROLOGICAS Y CONTAMINACION AMBIENTAL

1.1 Enfoque de Cuenca Hidrológica

El objetivo de esta sección es exponer la revisión de literatura especializada en el análisis y caracterización de la contaminación de cuencas hidrológicas, así como las iniciativas para su mitigación y control, de igual manera, se destacan los resultados de su tratamiento en México. Lo anterior, con el fin de establecer los vacíos detectados en la literatura en el abordaje de los problemas de contaminación ambiental en estos espacios, derivados de la interacción ser humano / ecosistemas, así como de la relevancia que cobran los propósitos de esta investigación en atención a esa área del conocimiento.

Una cuenca está conformada por un sistema interrelacionado de clima, suelos, cobertura vegetal, hábitats, red de drenaje, sistemas de producción y actividades antropogénicas que interactúan en espacio y tiempo. La conjunción de estos factores hace posible identificar y caracterizar el funcionamiento hidrológico de una cuenca, el cual determina la capacidad de retención hídrica y escorrentía de un territorio (Gaspari et al., 2013).

El análisis del daño ambiental en un territorio, originado por la acción antropogénica, requiere de su regionalización con base a las propiedades del medio físico y químico entre otros aspectos; el enfoque de cuencas es consignado en la literatura académica como el más adecuado para tal efecto (Reddy, Saharawat y George, 2017). Ishida y Kavvas (2017) han utilizado este enfoque para analizar el impacto espacio/temporal del cambio climático sobre las precipitaciones y la gestión del presupuesto hídrico. Luego de implementar diferentes modelos de medición, en un grupo de cuencas alrededor del mundo, establecieron que, en cada caso, el comportamiento de las variables utilizadas resulta incierto, lo cual confirma que la variación de sus elementos es condicionante de la diversidad característica en cada espacio.

Las cuencas son áreas delimitadas que, con base en sus características orográficas, drenan el agua que captan de las lluvias hacia una red de colectores (ríos o arroyos) que desembocan en lagos (cuencas endorreicas) y/o aguas continentales (cuencas exorreicas).

Los sucesos que determinan el desplazamiento del agua sobre la superficie terrestre condicionan su calidad al infiltrarse hacia cuerpos receptores. Generalmente los problemas que presenta un cuerpo hídrico como: aguas turbias, maleza acuática, espuma verde, mortandad de fauna por hipoxia, entre otros, son reflejo de fenómenos que se presentan por la interacción entre los elementos de la cuenca (Holdren, Jones y Taggart, 2001)

La pertinencia del enfoque de cuenca se confirma en los procesos de gestión del territorio, al tomar en consideración el desempeño de sus actores desde su posición en las partes altas hasta las desembocaduras y costas en las partes bajas. De esta manera se logra considerar los impactos de las actividades antropogénicas a la integridad de los diversos subsistemas inscritos dentro de una cuenca hidrológica (Cotler et al., 2013).

Gaspari et al., (2013), describen dentro de las cuencas hidrológicas tres subsistemas básicos:

- El Subsistema biológico conformado por la flora y la fauna.
- El Subsistema físico, integrado por los tipos de suelo y subsuelo, precipitaciones, radiación solar, evaporación, temperaturas, humedad, entre otros factores.
- El subsistema económico, formado por las actividades productivas que se gestan en el territorio, como las agropecuarias, extractivas, transformadora y de servicios, básicamente.

La actividad humana generalmente afecta al balance natural de los elementos del ciclo del agua en las cuencas, la caracterización de los factores determinantes de su equilibrio hace posible clasificarlas de acuerdo con sus funciones sustantivas (Global Water Partnership, 2011), o servicios ambientales que son aprovechados por la acción antropogénica:

- Hidrológica: captar agua de las fuentes de precipitación para formar el escurrimiento de manantiales, ríos y arroyos, almacenamiento del agua en sus diferentes formas y tiempos de duración, al tiempo que genera descarga del agua como escurrimiento.
- Ecológica: proveer de hábitat para la flora y fauna al integrar los elementos biológicos del ecosistema y mantener las interacciones entre los componentes físicos y químicos del agua.
- Ambiental: regular la recarga hídrica y los ciclos biogeoquímicos, conservar la biodiversidad, constituir sumideros de CO₂, albergar bancos de germoplasma,

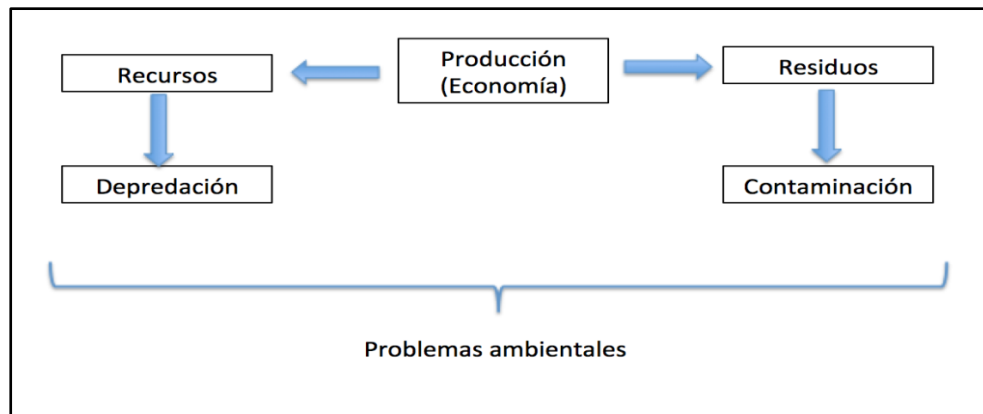
mantener la integridad y la diversidad de los suelos.

- Socioeconómica: suministra recursos naturales para el desarrollo de actividades económicas además de proveer a la población de espacios de desarrollo sociocultural.

1.2 Contaminación en Cuerpos de Agua

El enfoque de cuencas hidrológicas se incorpora al análisis de los problemas ambientales vinculados a la generación de desechos de la acción antropogénica, así como su efecto en la cantidad y calidad de los recursos naturales. La génesis de los problemas ambientales se centra en dos acciones (Figura 1): la primera, asociada al consumo los recursos naturales a ritmo que supera la velocidad con que estos se reproducen; la segunda se presenta en función de la capacidad humana de emitir desperdicios al medio ambiente a una tasa superior a la de su resiliencia (Tommasino et al., 2005).

Figura 1 Problemas ambientales.

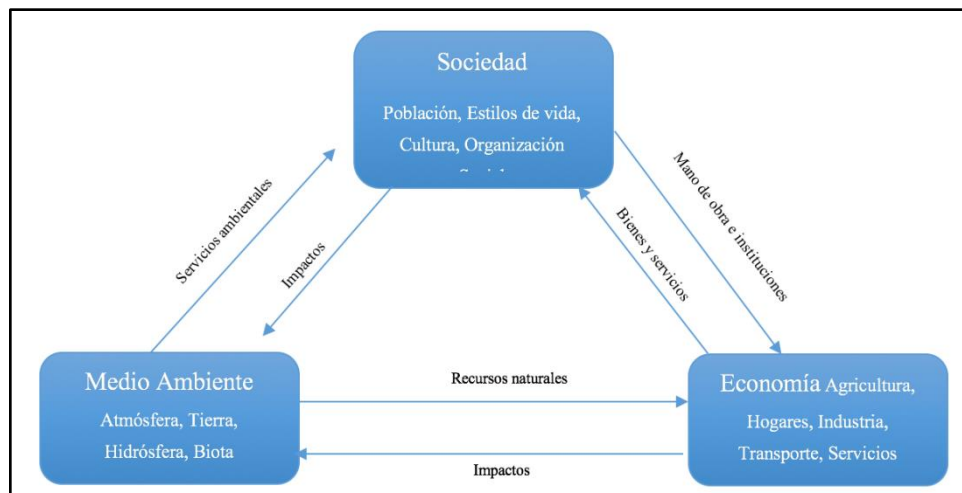


Fuente: Elaborado con base en Tommasino, Foladori y Taks (2005).

La expresión *polución*, del latín *pollu're* (degradar), alude a la alteración de la integridad la calidad del agua. De acuerdo con *The Clean Water Act* de 1987 el término *contaminación* significa la alteración química, física, biológica y radiológica inducida

y/o causada por el hombre. Novotny (2003) resalta que los problemas de contaminación del agua son generados por las actividades que los seres humanos realizan, ya sean económicas o sociales en interacción con el medio ambiente, lo que genera daños a los servicios ambientales que los ecosistemas prestan a la sociedad (Figura 2). Al mismo tiempo, las actividades económicas generan impactos al medio ambiente haciendo uso de los recursos naturales, al grado de sobrepasar los niveles de recuperación de los ecosistemas.

Figura 2 Relación entre el uso del agua y las causas socioeconómicas de la contaminación



Fuente: Traducido de Novotny (2003). P. 51.

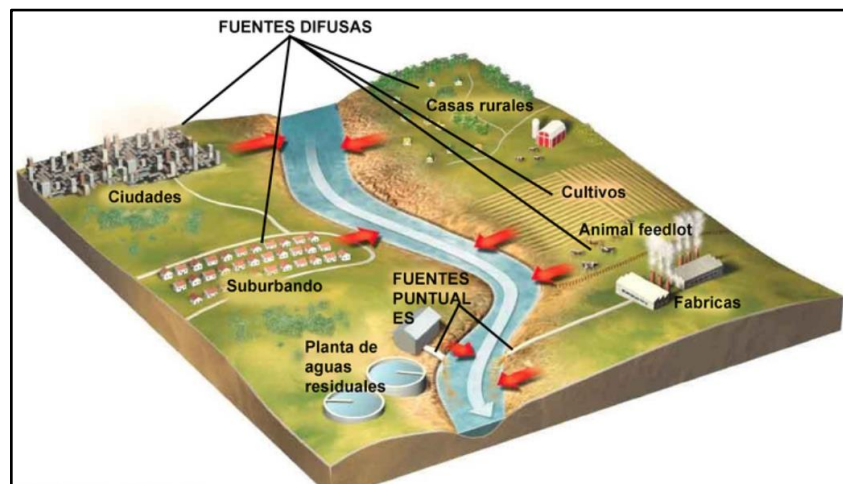
Entre los principales problemas ambientales derivados de la interacción humana con su medio ambiente, se presenta el fenómeno de la contaminación de los cuerpos de agua en cuencas hidrológicas. Los procesos que definen la forma en que la contaminación se incorpora en los cuerpos receptores se clasifican en contaminación puntual y difusa.

La contaminación puntual es comprendida como las descargas localizadas de desechos en los cuerpos de agua, las cuales pueden provenir de fuentes industriales, municipales, urbanas, entre otras. Se caracterizan por su fácil ubicación y medición (Huang et al., 2017). Por el contrario, la contaminación no puntual o difusa comprende una combinación de

elementos más allá de una simple descarga localizada. Este proceso implica la interacción de las actividades antropogénicas con diferentes componentes de los ecosistemas (Huang et al., 2017).

La compleja interacción de factores convergentes a escala territorial que acompaña a la contaminación difusa es lo que determina la pertinencia del enfoque de cuenca hidrológica en el abordaje de su análisis. La calidad de las descargas difusas está estrechamente ligada al uso del suelo de los terrenos circundantes a los cuerpos receptores (aguas superficiales y subterráneas); ello establece la importancia de caracterizar el entorno natural de esos espacios, con base en las propiedades físicas y químicas del suelo, niveles de pendientes, volumen de precipitaciones, entre otras (Figura 3) (Aguilar, 2010; Cotler et al., 2013; Xiao y Ji, 2007).

Figura 3 Fuentes de contaminación



Fuente: Tomada de slideshare.com

1.3 Principales Orígenes de la Contaminación Difusa

Además de ser el principal componente de los organismos vivos, el agua es el insumo fundamental de las actividades primarias agroalimentarias y su calidad incide directamente en la inocuidad de los productos los cuales deben permanecer libres de la bioacumulación en tejidos y fluidos de las plantas y animales, considerados alimento humano (Tobón-Marulanda, López-Giraldo y Paniagua-Suárez, 2010).

Han, Currell y Cao (2016) reportan que la contaminación difusa generada principalmente por la agricultura afecta sensiblemente la calidad del agua subterránea a escala nacional. Sin embargo, aún no han sido determinados los parámetros adecuados que permitan el diseño de paquetes tecnológicos para controlar la dispersión de fertilizantes y pesticidas químicos. En los últimos años, países como China han puesto énfasis en la detección de sistemas complejos de dispersión para analizar la contaminación de cuerpos de agua subterráneos y superficiales.

Además de su origen antropogénico, la contaminación es potenciada por la presencia de fenómenos naturales (como la precipitación pluvial) sobre la diversidad de espacios industriales, urbanos, mineros, agropecuarios, entre otros; cada uno caracterizado por cierto tipo de contaminante (Tabla 1). En las áreas industriales el escurrimiento de las aguas arrastra sustancias y fluidos relacionados a la presencia vehicular e industrial. En las zonas mineras, además de residuos pétreos y metálicos, el escurrimiento conduce los remanentes de agentes químicos utilizados en el proceso de extracción (Vigil, 2003; Aguilar, 2010; Smith et al., 2017). Asimismo, en los campos agrícolas y/o pecuarios, el deslizamiento de las aguas va lavando pesticidas, fertilizantes y desechos animales (Cotler et al., 2013).

En México la agroindustria ofrece un referente excepcional en la génesis de contaminación en el agua. Su elevado consumo energético se combina con enormes descargas de agua a elevada temperatura y gran contenido de materia orgánica (bagazo, cachaza y vinazas). Es responsable del 28% de la descarga residual a escala nacional, superando las aportaciones de la industria petrolera (con 19%) y de la actividad agropecuaria en su conjunto (17%) (SEMARNAT, 2013).

Tabla 1 Principales agentes contaminantes de origen antropogénico

Contaminante	Génesis	Impacto ambiental
Fósforo	Erosión del suelo, fertilizantes agrícolas, contaminación de escorrentía urbana (detergentes y materiales orgánicos).	Eutrofización de las aguas dulces, degradación ecológica, incremento en el costo del tratamiento de agua potable, crecimientos de algas nocivos.
Nitrógeno	Fertilizantes agrícolas, emisiones vehiculares, deposición atmosférica.	Eutrofización (especialmente de aguas costeras), contaminación de fuentes de agua potable, acidificación.

Tabla 2 Principales agentes contaminantes de origen antropogénico (Continuación)

Sólidos suspendidos	Escorrentía de tierra de labrado, erosión en zonas altas, acumulación de sólidos en superficies urbanas impermeables, construcción.	Dstrucción de la zona de rápidos, sedimentación en estanques naturales, transportador de nutrientes y compuestos tóxicos.
Grasas y aceites e hidrocarburos	Mantenimiento vehicular, disposición de aceites al agua, derrames por almacenamiento y manejo, emisiones vehiculares y escorrentía de carreteras, emisiones industriales.	Toxicidad, contaminación de sedimentos de ríos urbanos, contaminación de agua subterránea, nocivo (en aguas Superficiales), sabor (en aguas de abastecimiento humano).

Tabla 3 Principales agentes contaminantes de origen antropogénico (Continuación)

Microorganismos fecales	Falla en sistemas de tanques sépticos, heces animales en pueblos y ciudades, conexiones cruzadas ilegales de sistemas separados de alcantarillado.	Riesgo a la salud, incumplimiento con los estándares recreativos (cerrado de playas).
-------------------------	--	---

Contaminante	Génesis	Impacto ambiental
Metales pesados	Escorrentía urbana, aplicación en el suelo de agua y lodos residuales.	Toxicidad.
Pesticidas	Aplicación municipal para controlar las malezas cercanas a las carreteras, agricultura, mantenimiento privado de pastos.	Toxicidad; contaminación a las fuentes de agua potable; afectación de la biodiversidad en ríos, lagos y mares.
Desechos orgánicos biodegradables	Desechos agrícolas, lodos residuales, disposición de efluentes en el suelo.	Toxicidad; contaminación a las fuentes de agua potable; afectación de la biodiversidad en ríos, lagos y mares.

Fuente: Novotny (2003).

La literatura académica especializada destaca entre los principales residuos contaminantes de los cuerpos de agua los sedimentos de nitratos, fosfatos y plaguicidas.

1.3.1 Contaminación del Agua por Nitratos

La contaminación del agua causada por nitratos es producida por el exceso de fertilización de las tierras agrícolas, tanto a nivel de países en vías de desarrollo como desarrollados. Las emisiones excesivas de nutrientes al agua causan la eutrofización, caracterizada por la proliferación de floraciones de algas que son estéticamente poco atractivas y reducen la

claridad del agua e implican cianobacterias tóxicas, que amenazan la salud humana y la de especies de plantas y animales. Los efectos de la eutrofización están presentes en todos los ecosistemas, sin embargo, los niveles excesivos de nitrato cobran mayor relevancia en la degradación de las aguas estuarinas y costeras (Rahmati et al., 2014).

La solubilidad del Nitrato le provee de movilidad desde la zona saturada hasta el agua subterránea (Lasagna, Luca y Franchino, 2016) además puede persistir en las aguas subterráneas durante décadas y acumularse a niveles elevados (Wellman y Rupert, 2016). Por lo tanto, esta sustancia es particularmente persistente en la contaminación de aguas subterráneas y superficiales. Estudios previos establecieron que la contaminación hídrica por nitratos puede provenir tanto de fuentes puntuales (tales como sistemas sépticos, efluentes de aguas residuales y ganadería intensiva) como no puntuales (fertilizantes, pesticidas, aplicación de estiércol, metales pesados, entre otros) (Almasri, 2007; Chen et al., 2007; Arauzo y Martínez-Bastida, 2015). La cantidad de fertilizante nitrogenado aplicado está fuertemente correlacionada con altas concentraciones de nitratos en las aguas subterráneas. Este uso excesivo de productos químicos y fertilizantes en el área agrícola ha aumentado el riesgo de contaminación de aguas superficiales y subterráneas, lo que conlleva un impacto adverso en la salud humana y el medio ambiente (Rahmati et al., 2014).

1.3.2 La Contaminación del Agua Causada por Fosfatos

El excedente de Fósforo en los cuerpos de agua indica problemas ambientales potenciales, que resulta de su uso excesivo en las tierras agrícolas, generando contaminación del agua subterránea y la eutrofización de las aguas superficiales. Un déficit persistente puede perjudicar la sostenibilidad de los recursos de los suelos agrícolas a través de su degradación, lo que resulta en una disminución de la fertilidad en las áreas bajo producción de cultivos o forrajes (Huang et al., 2017).

El uso de forma sostenible el Fósforo dentro de la actividad agrícola, es necesario, para reducir los impactos negativos del desperdicio de recursos naturales en el medio ambiente.

Algunas medidas a tomar son: prácticas apropiadas de fertilización, reducción en los insumos del elemento para los suelos agrícolas y recuperación de Fósforo de las aguas residuales para la fertilización (Lavie et al., 2010).

1.3.3 La Contaminación del Agua Causada por Plaguicidas

Los plaguicidas se usan para controlar plagas, hierbas invasivas y enfermedades en la agricultura y son esenciales en el mantenimiento o incremento de los rendimientos productivos. Entre sus características están el ser persistentes (lentamente degradados), bioacumulables (concentración aumenta en la biota), bio concentrados (la concentración en la biota aumenta a través de la cadena alimentaria) y móviles en el medio ambiente (alta solubilidad en agua y baja absorción al suelo). La legislación establece que estos productos sean sometidos a evaluaciones rigurosas antes de ser aprobados para su comercialización, su uso inadecuado produce efectos nocivos en los organismos no objetivo, como los ecosistemas acuáticos en las cuencas hidrológicas (Rousis et al., 2017). Además de los efectos tóxicos agudos y crónicos en la biota no objetivo, se ha demostrado que una amplia gama de plaguicidas posee propiedades potencialmente perturbadoras del sistema endocrino, además de causar alteraciones en el sistema nervioso y enfermedades como el cáncer (Colosio, Rubino y Moretto, 2017).

Los plaguicidas utilizados en la agricultura son transportados por vías difusas a las aguas superficiales y subterráneas. Las descargas puntuales también son importantes, sin embargo, ocurren por derrame accidental, carga, almacenaje o disposición inapropiados. La contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por plaguicidas deteriora la calidad y restringe su uso como agua potable. En los ecosistemas acuáticos, concentraciones elevadas de plaguicidas pueden resultar en una reducción de la densidad de población y pérdida de biodiversidad. En la actualidad los cuerpos de agua están expuestos al riesgo de contaminación difusa por plaguicidas (Aguilar, 2010).

Con el rápido desarrollo de la agricultura, el aumento continuo de la población, la aceleración de la industrialización, el ritmo de urbanización y la creciente demanda social

de recursos hídricos, tanto las aguas superficiales como subterráneas están constantemente expuestas a la intrusión múltiple de sustancias contaminantes. Un problema sustantivo que afecta la calidad en aguas subterráneas y superficiales es la lixiviación de nutrientes del suelo y la percolación en el acuífero hasta el sistema de aguas subterráneas, esto es particularmente evidente en espacios agrícolas (Fu et al.,2011; Rahmati, Samani, Mahmoodi y Mahdavi, 2014 ; Shrestha, Semkuyu y Pandey, 2016).

El análisis de las cuencas hidrológicas a nivel mundial, se ha desarrollado con diferentes objetivos, especialmente para estudiar el balance hídrico del territorio con la finalidad estimar presupuestos hídricos y avenidas de agua. El problema de la contaminación difusa ha cobrado relevancia en la revisión bibliográfica en los últimos 10 años. El principal problema del deterioro de los servicios ecosistémicos además del entendimiento de su génesis, es el estudio de las repercusiones que causan al bienestar humano, de ahí es que se desprende esta propuesta de investigación a nivel de cuencas hidrológicas.

2 LA CONCEPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA AMBIENTAL

Este apartado presenta las principales perspectivas teóricas que indagan en el análisis del deterioro de los ecosistemas como efecto de la actividad humana; su propósito es establecer la pertinencia del enfoque de la economía ecológica, el cual ha cobrado relevancia en las últimas décadas gracias a que apuesta por el abordaje de los problemas ambientales desde diversas disciplinas. Entender cómo interactúan los elementos de los ecosistemas, para generar bienes y servicios ambientales utilizados en las actividades antropogénicas, es un paso necesario para el estudio de los problemas ambientales, sin embargo ello requiere del uso de herramientas que coadyuven al monitoreo de datos sobre el grado de dependencia que el ser humano tiene de los ecosistemas, la vinculación de estas herramientas con el estudio económico y social de los territorios establecidos por las cuencas hidrológicas se muestra débil o insuficiente para su implementación.

Fromm (2011) considera al mercado como el principal detonante de los problemas ambientales; advierte que este no puede civilizarse o de cierto modo adquirir algún grado de conciencia. Los esquemas tradicionales de producción no han mantenido el ritmo que demanda el consumo de los mercados ni la apertura de otros nuevos. Por lo tanto, la organización de la producción ha evolucionado de tal suerte que se ha logrado optimizar al grado que hace posible la división y la automatización del trabajo.

La lógica de la producción capitalista, en su propósito de optimizar la inversión, otorga gran relevancia a la creación de productos al menor costo posible, de tal forma que le asegure la ganancia máxima. Esto supone consecuencias tanto para el sector social como para la naturaleza. Por un lado, el uso de recursos naturales tanto como insumos de la producción y como receptores de los desechos de las sociedades, por otra parte, la inclusión de maquinaria que replazce al obrero y genere mayor volumen de producción (Salazar, Núñez y Moreno, 2014). En este punto, ¿cuál es el rol de los límites que impone la naturaleza? De acuerdo con la evidencia que se presenta a escala mundial, parece ser que ninguno, ya que, en su afán de incrementar la acumulación de riqueza, el ser humano infringe quebrantos al medio ambiente, esto en detrimento de los recursos naturales.

El estudio de los problemas ambientales no sólo debe basarse en la cantidad de recursos

que se obtiene de la naturaleza, ni en la cantidad de emisiones que generan las actividades antropogénicas; sino que merece especial atención el entendimiento de los ciclos biogeoquímicos y su relación con la producción humana, ello permitiría conocer la capacidad que cada uno de los diferentes ecosistemas del planeta tiene para auto regenerarse. El grado de utilización o de exposición de los ecosistemas a las actividades humanas debe estar relacionado a su resiliencia, de lo contrario los problemas ambientales siempre estarán presentes (Tommasino, Foladori y Taks, 2005).

2.1 La Evolución del Pensamiento en Torno a los Recursos Naturales

Desde la época identificada como *mercantilismo* por los estudiosos de la ciencia económica se puso de relieve la discusión de los mecanismos de los que disponían las naciones para crear riqueza. Se constituía como una alternativa el restringir la importación de materias primas y fomentar la exportación de los productos nacionales, lo que promovería el ingreso de metales preciosos. Estas ideas se mostraban congruentes con las políticas intervencionistas de los estados absolutistas, empeñados en impulsar el comercio internacional como la estrategia central para el incremento de la renta nacional (Roncaglia, 2006; Zuberman, 2013)

En la escuela del mercantilismo se admite la noción de que la acumulación de riqueza es adecuada, tanto para las naciones como entre los individuos. Asimismo, cobra importancia el estudio de los procedimientos más eficientes para fomentarla. Sobre este aspecto a mediados del siglo XVII, William Petty sustentó que el mejor medio para generar riqueza era comerciar con lo que la tierra produce (agricultura), de esta forma el incremento en la posesión de tierras fértiles para su cultivo cobraba importancia en la creación de riqueza (Roncaglia, 2006).

Estos planteamientos fueron incorporados en la posterior configuración del pensamiento económico. François Quesnay, líder del pensamiento fisiocrático, expuso en 1758 en su *Tableau économique*, que la única actividad capaz de generar riqueza era la producción de la tierra. Este enfoque clasifica al trabajo en dos niveles, ya sea como una actividad que

puede ser estéril o productiva. En ese orden de ideas el trabajo agrícola es valorado como el único capaz de crear riqueza, el resto de las ocupaciones son improductivas, por lo tanto, sus actores conformaban una clase estéril incapaz de forjar riqueza (Viñas, 1974).

En este replanteamiento del pensamiento económico, la acumulación de metales preciosos a través del comercio ya no era la base para la creación de riqueza, en su lugar, se incorpora el enfoque de la llamada *economía de la naturaleza*, a partir del cual toma forma el cuestionamiento en torno a los recursos naturales. Ello ocurre al margen de la controversia sobre los propósitos del pensamiento fisiocrático, ya sea en su compromiso con la preservación de los recursos naturales, o bien, si solo alineaba su visión al interés del Estado por incrementar las fronteras de producción agrícola.

Es a partir de las aportaciones de Adam Smith en su obra “Acerca de la Naturaleza y Causa de la Riqueza de las Naciones” (1776) y la desaparición del Estado absolutista, que fueron superados los posicionamientos del pensamiento económico precedente, para dar paso a una perspectiva que colocó en el primer plano de importancia la operación de las fuerzas del mercado como eje del quehacer económico y a la división del trabajo como fuente de la productividad.

El razonamiento de Adam Smith, en su crítica a la defensa que hacían los mercantilistas a la intervención del Estado absolutista en las decisiones económicas, consistía en argumentar el impacto pernicioso sobre las fuerzas que regulan el mercado, ya que, al trabar su operación, disminuyen la consecución del óptimo social. Para Smith, el Estado debía abstenerse de intervenir en la economía ya que, si los hombres actuaban libremente en la búsqueda de su propio interés, existiría una “mano invisible” que convertía sus esfuerzos en beneficios para todos (Cole, 1995).

Los economistas clásicos separaron la idea de los bienes naturales (respaldada por los fisiócratas) en su razonamiento económico del mundo físico. De esta forma, el andamiaje teórico posterior a las argumentaciones sobre la consolidación de un Estado liberal soslayó la importancia del capital natural y se instauró en un plano central a la libre operación de las fuerzas del mercado y la división del trabajo en la creación y distribución de la riqueza. A casi un siglo del surgimiento del enfoque científico de la economía aportado por Adam Smith, Walras, inspirador de la escuela de la economía neoclásica, argumentó que los

recursos naturales sólo aportaban utilidad potencial a la economía, por lo que su análisis no formaba parte medular de la ciencia económica.

“Hay en el mundo cierto número de cosas útiles que, desde el momento en que no faltan totalmente, se encuentran a nuestra disposición en cantidades ilimitadas. Por ejemplo, el aire, la luz y el calor solar, el agua de los Lagos, Corrientes y Ríos, se encuentra en tal cantidad que nadie puede faltarle; cada uno puede tomar toda la que quiera. Estas cosas, que son útiles, no son generalmente escasas y por lo tanto no forma parte de la riqueza social; sólo excepcionalmente pueden escasear y por ello, formar parte la riqueza social” (Walras 1987: 156).

Aunque Walras no consideraba limitada la disposición de los bienes naturales, contemplaba la eventualidad de que su acceso se volviera restringido. En tal escenario juzgó pertinente cuantificar los bienes naturales, con la finalidad de otorgarles un valor de cambio. El modelo Walrasiano construye una visión de largo plazo; en ella, los precios de los bienes son estables, los consumidores racionales, los mercados completos y la información perfecta, por lo que no se prevé el surgimiento de externalidades. En tal escenario, el ejercicio de cuantificar los bienes naturales y asignarle precios o valores de cambio sería poco probable. Un ejemplo de esto ocurre cuando las actividades de un agente económico afectan las posibilidades de actividad de otro agente y quien provoca este efecto no paga por ello. Ello ocurre con frecuencia, con el uso destructivo de recursos naturales, menoscabando las posibilidades de su posterior utilización, particularmente para las generaciones futuras, quienes sufren esta pérdida de riqueza.

¿Cómo considerar al medio ambiente natural, dentro del análisis de Walras? Un bien escaso, un bien ilimitado, útil o inútil. ¿En qué clasificación del análisis de este autor se puede situar el aire que se respira, el agua de los mares, los ríos y los lagos? Si bien no consideraba a los bienes naturales como algo limitado para disponer de ellos, si contemplaba la posibilidad de que los recursos naturales por alguna circunstancia inesperada se convirtieran en bienes limitados. Bajo este supuesto es posible establecer el análisis situacional de los bienes naturales, de esta manera podrían ser apropiados con la finalidad de otorgarles un valor de cambio. Pero este análisis resulta infructuoso realizarlo sin mencionar antes el surgimiento de las externalidades propuestas por (Pigou, 1920)

Pigou describió en su obra, la situación en la cual el funcionamiento de una fábrica perturbaba a los vecinos por el humo que despedían sus chimeneas, afectaciones que no se veían reflejadas en el sistema de costos de la fábrica, y sin embargo producían molestias o pérdidas a los vecinos. Esto es lo que se concibe como “externalidades”, y comprende todos los costos o beneficios que recaen sobre la sociedad y el medioambiente a consecuencia de una actividad económica y que no están incluidos en el precio del producto que los ocasiona. “Los costes externos o externalidades no repercuten en los costes y beneficios del empresario, pero si suponen un coste para la sociedad, generalmente en forma de efectos medioambientales y socioeconómicos” (Martínez de Anguita, 2004, pág. 87)

Este nuevo andamiaje ideológico, proclive a la consolidación de un Estado liberal, deja de lado la importancia del capital natural. Los economistas neoclásicos terminaron por separar el estudio económico del mundo físico; no apoyaban la idea de los bienes naturales de los fisiócratas.

Para Naredo, (2001) el desarrollo que presenta el pensamiento económico desde fines del siglo XVIII hasta nuestros días, lo que él denomina economía convencional o estándar, deja fuera del análisis económico al medio ambiente natural, al centrar su objeto de estudio en el sistema de producción y particularmente en estimaciones de procesos de valor que obvian los recursos naturales implicados en cada sistema de producción económica. A la postre, tal situación lleva a la ciencia económica a un aislamiento dónde lo único importante a valorar es el aspecto económico más no el ambiental. Predomina el análisis económico convencional enfrentado a otras visiones de tipo transdisciplinar que abogan por integrar a tal análisis factores ambientales, sociales y políticos, entre otros.

El predominio de estudios desde la ciencia económica ha llevado a la comprensión de los procesos productivos como una especie de sistema de calderas, sin pérdidas energéticas, 100% eficiente, que no emite desperdicio alguno y hace un buen uso de sus recursos, una maquina perfectamente funcional, incapaz de generar daño, creadora de crecimiento y acumulación.

Existe una fuerte crítica a la ciencia económica convencional porque en su arsenal metodológico no considera al principal proveedor de bienes y servicios de las empresas productoras y generadoras de riqueza; el medio ambiente. Esta separación de la

producción y el análisis del medio ambiente tiene su origen en la preocupación de que el progreso caería preso en un “estado estacionario” al llegar al máximo permitido de la explotación de los recursos naturales que generaban riqueza, cosa que incomodaba a los economistas de la época (Daly, 1991).

2.2 Economía Ecológica

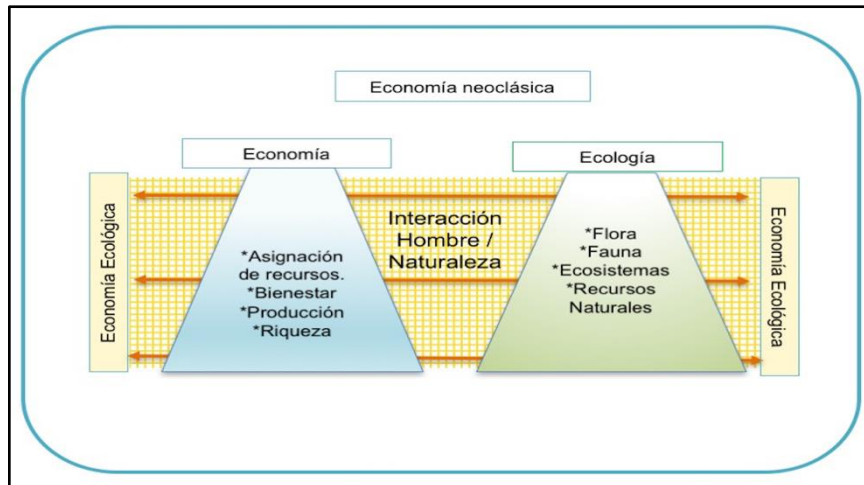
Uno de los dilemas que detonaron el estudio de la relación entre las actividades humanas y los recursos naturales, fue “la tragedia de los comunes” establecida por Garret Hardin en 1968, donde explicaba la acción racional de maximizar ganancias de cada actor económico, sin tomar en cuenta el uso que se diera al ecosistema donde llevara a cabo su actividad, mucho menos el detrimento que pudiera causar en otros usuarios del mismo, debido a la falta de la definición de los derechos de propiedad. La carencia del estudio de esas relaciones dentro de la economía convencional fue catalizador en el surgimiento de la economía ecológica.

Daly (1991) planteaba que la tierra había perdido la capacidad de proveer fuentes de materias primas y era incapaz de seguir funcionando como sumidero de desechos de una economía creciente como la actual. Consideraba insostenible continuar con el afán productor de las actividades económicas, debido a que la tierra había llegado a un punto muerto donde el crecimiento económico ya no era una opción, lo que eventualmente conduciría a una economía de estado estacionario.

Entre las críticas más consistentes emanadas de las visiones emergentes de la economía a la ciencia económica convencional, se encuentra la puntualización de que su arsenal metodológico excluye al principal proveedor de bienes y servicios de las entidades generadoras de riqueza, el medio ambiente. A partir de las aportaciones de Nicholas Georgescu-Roegen (1986), es que se incorpora al análisis económico el accionar de las leyes de la termodinámica. Con ello es posible reinterpretar a la economía como un subsistema abierto y complejo, generador de desechos, cuyas implicaciones deberían ser objeto de su análisis. Dentro de este subsistema, se concibe a las actividades económicas

como entidades, con entradas, procesos y salidas, las cuales generan transumos (desechos) que, al no ser valorados dentro del sistema económico estándar, requieren de un modelo de análisis alternativo apoyado en un nuevo marco metodológico para su estudio (Daly y Farley, 2004) (Figura 4).

Figura 4 Enfoques de la economía.



Fuente: Elaborado con base en Costanza, 1991; Naredo, 2001; Martínez-Allier y Muradian 2015.

El enfoque neoclásico de la economía deja de lado el estudio de los elementos de la naturaleza, ignorando las repercusiones de la incorporación de los efectos negativos producidos por la presión que ejercen la actividad económica en los ecosistemas. La economía ecológica presenta herramientas metodológicas y conceptuales para dar respuesta a las relaciones de causalidad de los fenómenos que surgen de la interacción del hombre y la naturaleza.

Con la introducción del uso de las leyes de la termodinámica propuesta por Georgescu-Roegen (1986), explicando el uso de los recursos naturales como un proceso de intercambio de energía, es que la economía ecológica tiene sus bases en tres principios fundamentales¹:

- A. Ley de conservación de la materia y la energía. La materia y la energía ni se crean ni se destruyen, solo se transforman. Todo material utilizado en las actividades humanas, al ser transformado mediante procesos energéticos, es convertido en material de desecho al no poder ser reutilizado en el proceso que lo generó.

¹ Explicados a detalle en Rifkin, 1980.

- B. Ley de la entropía. La materia y la energía se degradan de manera continua e irreversible de una forma utilizable a otra no utilizable. Esta premisa establece que todos los sistemas tienen cierto grado de entropía, la cual tiende a aumentar con el tiempo.
- C. El tercer fundamento presenta una dicotomía:
 - a. Resulta insostenible generar residuos en una proporción que supere la capacidad de asimilación de los ecosistemas receptores.
 - b. Es imposible extraer recursos naturales más allá de la capacidad de recuperación de los ecosistemas, sin que ello conduzca al agotamiento de sus servicios.

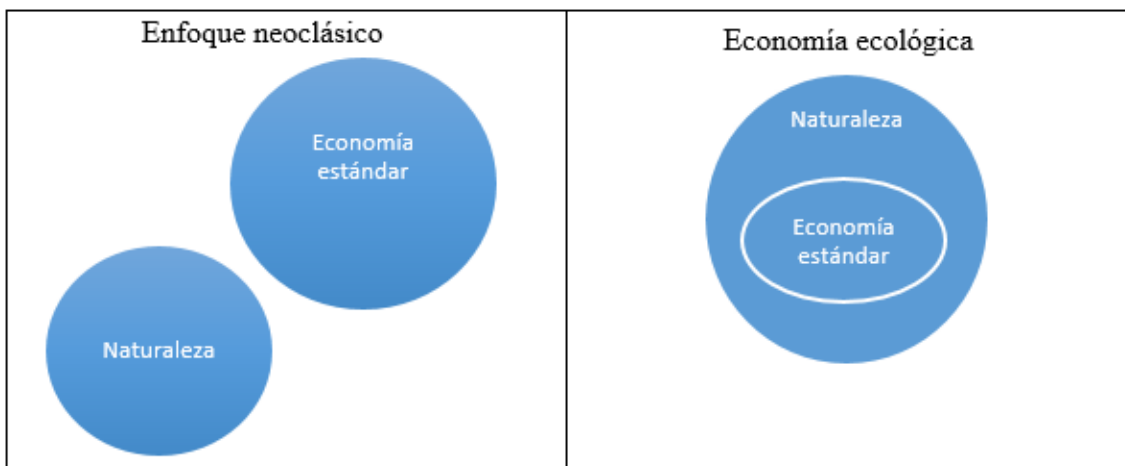
La actividad humana (incluida la económica) se encuentra limitada por las capacidades de producción, asimilación y resiliencia de los ecosistemas; es por ello que se requiere del conocimiento sistémico de los procesos de afectación y regeneración de las estructuras de los ecosistemas utilizadas por las actividades humanas. El despliegue de cualquier accionar económico, más allá de los límites de la naturaleza, implica el deterioro de los sistemas naturales de manera irreversible, impidiendo la permanencia de la actividad que los origina, además, de impactar a los servicios ambientales suministrados a otros usuarios (Martínez-Alier y Roca, 2013).

La ley de la conservación de la materia es esencial para la comprensión del uso, transformación y degradación de los elementos de la naturaleza. Estas acciones se llevan a cabo en los procesos de producción de bienes y servicios de consumo. Las actividades económicas se encuentran condicionadas a la interacción del *homo economicus* con los ecosistemas.

Con los aportes de Georgescu-Roegen, quien introdujo al análisis económico las leyes de la termodinámica, donde explica que la materia degradada por la aplicación de energía no es valorada por el sistema económico, es que surge la reinterpretación de la economía como un sistema abierto y complejo, generador de materia degradada que debiera ser incorporada al análisis económico. Con estas nuevas ideas el esquema analítico económico adopta un enfoque transdisciplinario al estudiar las relaciones que existen entre el sistema natural y los subsistemas económicos que se gestan dentro de él. Como Herman Daly lo expone en su trabajo “Economía de Estado Estacionario” todos los proceso

productivos deben de ser vistos como un sistema con entradas, procesos y salidas, los cuales derivados de las actividades de los procesos generan “transumo” lo que entiende este autor como el desperdicio de estos procesos, desperdicios que no pueden ser valorados dentro del sistema económico estándar, por lo que es necesario un nuevo marco metodológico que nos permita incluir estos “transumos” dentro del sistema económico (Daly, 1991). El contenido de la figura 5 sintetiza el redimensionamiento alternativo que describe la relación entre las actividades económicas y los recursos naturales.

Figura 5 Enfoques de la economía ecológica



Fuente: Elaboración propia con base en: Daly (1991) y Naredo (2003).

Este enfoque admitido por la economía ecológica permite proponer nuevas estrategias para el estudio de las actividades económicas y su relación con el entorno natural. Con una visión transdisciplinaria, es como se puede entender las interacciones que se dan entre estos dos objetos de estudio.

Para comprender la complejidad en la cual se desarrollan los problemas ambientales, es necesario avanzar en la generación de conocimiento que incluya diversos aportes disciplinarios destinados para analizar la integridad de los elementos que conforman el fenómeno del deterioro ambiental. Para ello han surgido enfoques transdisciplinarios como el de la economía ecológica, en ella se han incorporado conceptos de escuelas de pensamiento precedentes, pero replanteados hacia la inclusión de aspectos ambientales, como son; ecología, ecosistemas, flujos de energía, sociedad, política, crisis globales, entre otros (Delgado, Gispert y Beristain, 2015).

La economía ecológica, conforma una propuesta alterna a las incipientes soluciones que

ofrece la perspectiva de una economía neoclásica “reverdecida” denominada *economía ambiental*. La primera se opone a la postura de la economía neoclásica, la cual sostiene que el crecimiento de las actividades económicas puede ser infinito, sin embargo, el sistema en el cual se encuentran inmersas (la biósfera) no tiende a crecer. Como consecuencia, la economía presiona peligrosamente la capacidad de sustentación de los ecosistemas, arriesgando los procesos de preservación de la vida, haciendo que los niveles totales de utilización de recursos sean ya insostenibles (Daly y Farley, 2004).

2.3 Componentes de los Ecosistemas

El planteamiento expuesto por la economía ecológica exige comprender la composición de los ecosistemas, los cuales están conformados por estructuras interactuantes, que proveen bienes y servicios ambientales indispensables para la existencia humana y su accionar económico; algunos de ellos son: la regulación del caudal de los ríos, el mantenimiento de los regímenes hidrológicos, el suministro de agua dulce, la respuesta a eventos naturales extremos, entre otros (De Groot, Wilson y Boumans, 2002; Wallace, 2007; Gómez-Baggethun et al., 2010). Su permanencia está condicionada por la operación de la segunda ley de la termodinámica “la cantidad de entropía del universo tiende a incrementarse en el tiempo”.

El uso de los recursos naturales, incluso en niveles sustentables, causa detrimento de los servicios que pueden prestar los ecosistemas. La interacción entre actividades económicas y servicios ambientales es el objeto de estudio de la economía ecológica. Esta disciplina identifica tres tipos de servicios ambientales fundamentales (Daly y Farley, 2004): Recursos renovables, Servicios de los ecosistemas y Capacidad de absorción.

Gómez-Baggethun y de Groot (2007) presentan la siguiente clasificación de servicios ambientales (Tabla 2).

Tabla 4 Tipos de servicios ambientales

Funciones	Componentes y procesos de los ecosistemas	Ejemplo de bienes y servicios
Función de Regulación		
Regulación Atmosférica	Mantenimiento de los ciclos biogeoquímicos (equilibrio CO ₂ /O ₂ , capa de ozono, etc.)	Protección del ozono frente a los rayos UVA y prevención de enfermedades Mantenimiento de la calidad del aire Influencia en el clima
Regulación Climática	Influencia sobre el clima ejercida por coberturas de suelo y procesos biológicos (ej. Producción de dimetilsulfato)	Mantenimiento de un clima adecuado (temperatura, precipitaciones) para la salud, agricultura, etc.
Amortiguación de perturbaciones	Influencia de las estructuras ecológicas en la amortiguación de perturbaciones naturales	Protección frente a tormentas (Ej. Arrecifes de coral) o inundaciones (Ej. Bosques y marismas)
Regulación hídrica	Papel de la cobertura del suelo en la regulación de la escorrentía mediante cuencas de drenaje	Drenaje e irrigación natural
Disponibilidad hídrica	Percolación, filtrado y retención de agua dulce (Ej. Acuíferos)	Disponibilidad de agua para usos consuntivos (bebida, riego, industria)
Sujeción del suelo	Papel de las raíces de la vegetación y fauna edáfica en la retención del suelo	Mantenimiento de zonas roturadas Prevención de la erosión Control del balance sedimentario
Formación del suelo	Meteorización de la roca madre y acumulación de materia orgánica	Mantenimiento de la productividad de los cultivadas Mantenimiento de la productividad natural de suelos
Funciones	Componentes y procesos de los ecosistemas	Ejemplo de bienes y servicios
Regulación de los nutrientes	Papel de la biodiversidad en el almacenamiento y reciclado de nutrientes (ej. N, P y S)	Mantenimiento de la salud del suelo y de los ecosistemas productivos
Procesado de residuos	Papel de la vegetación y la fauna en la eliminación y procesado de nutrientes y contaminantes orgánicos	Detoxificación y control de la contaminación Filtrado de aerosoles (calidad del aire) Atenuación contaminación acústica
Polinización	Papel de la fauna en la dispersión de gametos florales	Polinización de especies silvestres Polinización de cultivos y plantaciones
Control biológico	Control de poblaciones mediante relaciones tróficas dinámicas	Control de pestes, plagas y enfermedades Reducción de la herbívora (control de daños a cultivos)
Función de Hábitat		
Función de refugio	Provisión de espacios habitables a la fauna y flora silvestre	Mantenimiento de la biodiversidad (y por tanto de la

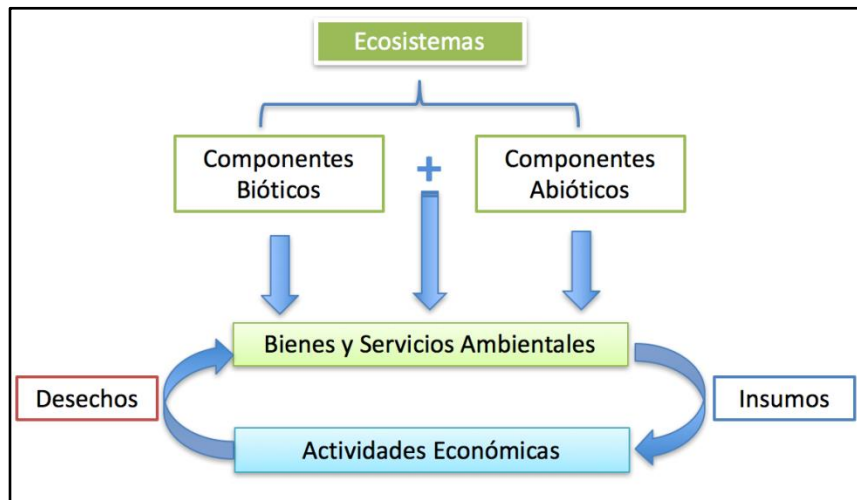
		base de la mayor parte de las funciones restantes)
		Mantenimiento de especies de explotación comercial
Criadero	Hábitats adecuados para la reproducción	Mantenimiento de la biodiversidad (y por tanto de la base de la mayor parte de las funciones restantes)
		Mantenimiento de especies de explotación comercial
Funciones	Componentes y procesos de los ecosistemas	Ejemplo de bienes y servicios
Funciones de Producción		
Comida	Conversión de energía solar en animales y plantas comestibles	Caza, recolección, pesca Acuicultura y agricultura de subsistencia y pequeña escala
Materias primas	Conversión de energía solar en biomasa para construcción y otros usos	Material para construcciones y manufacturas Combustibles y energía Piensos y fertilizantes naturales
Recursos genéticos	Material genético y evolución en animales y plantas silvestres	Mejora de cultivos frente a plagas y agentes patógenos Otras aplicaciones (Ej., saludos)
Recursos medicinales	Substancias biogeoquímicas	Medicinas y otras drogas Modelo y herramientas químicas
Elementos decorativos	Especies y ecosistemas con usos decorativos potenciales	Materias para artesanía, joyería, adoración, decoración, pieles, etc.
Funciones de información		
Información estética	Oportunidades para el desarrollo cognitivo, características estéticas de los paisajes	Disfrute paisajístico
Función recreativa	Variedad de paisajes con uso recreativo potencial	Ecoturismo
Información artística y cultural	Variedad de características naturales con valor artístico	Expresión de la naturaleza en libros, películas, cuadros, folclore, arquitectura
Información histórica	Variedad de características naturales con valor histórico y espiritual	Uso de la naturaleza con fines históricos o culturales (herencia cultural memoria acumulada en los ecosistemas)
Ciencia y educación	Variedad de características naturales con valor científico y educativo	Naturaleza en lugar para la educación ambiental Usos con fines científicos
Funciones de Sustrato		
Vivienda		Espacio para vivir, ya sea en pequeños asentamientos o ciudades
Agricultura	Provisión de un sustrato adecuado para el desarrollo de actividades e infraestructuras humanas.	Comida y materias primas provenientes de cultivos agrícolas y acuícolas
Conversión energética		Energías renovables como la eólica, solar o la hidráulica

Minería	Dependiendo del uso específico del suelo, se requerirán distintas cualidades ambientales (Ej., estabilidad del suelo, fertilidad, clima, etc.)	Minerales, petróleo o metales preciosos
Vertedero		Vertedero de residuos sólidos
Transporte		Transporte por agua y tierra
Facilidades turísticas		Actividades turísticas (turismo de playa, deporte al aire libre, etc.)

Fuente: Gómez-Baggethum y de Groot, 2007: Páginas.7-9.

Los ecosistemas están conformados por componentes bióticos y abióticos que (en su interacción o de manera individual) proveen bienes y servicios ambientales utilizados por las actividades económicas, que a su vez que generan desperdicios. Estos desperdicios al ser vertidos en los ecosistemas son neutralizados a través del servicio de “función de regulación”. De esta forma la capacidad de regeneración de los ecosistemas propicia que las actividades económicas, sean condicionadas por los servicios ambientales (Figura 6). Por ello Daly y Farley (2004) y Tetreault, (2008) sostienen que los ecosistemas sirven de proveedores de materia prima de baja entropía y son receptores de materia con alta entropía, proveniente de los desechos de las actividades productivas.

Figura 6 Funciones de los ecosistemas



Fuente: Elaboración propia con base en, Daly y Farley, (2004); Tetreault (2008).

Las leyes de la termodinámica consignan que, una vez utilizados los recursos naturales como insumos en los procesos económicos, son degradados y reintegrados al ecosistema como desechos. Algunos desperdicios son asimilados por procesos de absorción y regeneración de los ecosistemas. Las “funciones de regulación” es una de las más importantes de los ecosistemas, pero a su vez de las más riesgosas para su integridad. La descarga de residuos más allá de la capacidad de absorción de los ecosistemas puede propiciar la reducción de su tasa de absorción y afectar otras funciones, que no siempre pueden ser pronosticadas (Daly y Farley, 2004).

2.4 Servicios Ambientales; Clasificaciones y Usos

Los ecosistemas proporcionan una amplia variedad de servicios ambientales que contribuyen al desarrollo del bienestar y la calidad del ser humano; sin ellos la vida no sería posible. Sin embargo, la mayor parte de la sociedad solo está consciente de aquéllos de los cuales obtiene algún beneficio directo; por esta razón es que el ser humano se ha encargado de explotarlos, contaminarlos, modificarlos y a veces transformarlos de manera irreversible, lo cual ha afectado su bienestar. Debido a esto, su buen manejo es clave para continuar recibiendo los beneficios que los ecosistemas proporcionan; por ello se requiere

de herramientas que coadyuven al entendimiento de la dependencia que el ser humano tiene de los ecosistemas.

El discurso sobre los “servicios de los ecosistemas” o “servicios ambientales” aparece a principios de los años 80 como una forma de estructurar y sintetizar la comprensión biofísica de los procesos de los ecosistemas en términos de bienestar humano (Brauman et al., 2007). En la actualidad el concepto ha evolucionado por lo que existen diversas definiciones; sin embargo, si se utilizan las clasificaciones de Groot, Wilson y Boumans (2002) o de Millenium Ecosystem Assessment (2005), usualmente se incluye en el término no solo a los servicios sino también los bienes producidos por los ecosistemas. Cuando los componentes son apropiados con fines de uso se le denomina bienes (como la madera y los frutos); cuando estos interactúan con energía y producen flujos a lo largo del tiempo, proporcionan servicios (como la purificación del agua y regulación del clima).

Los ecosistemas se caracterizan por tener un límite en su capacidad de asimilación a los problemas que le generan las poblaciones que dependen de ellos y al flujo de energía y desechos que estas generan. La necesidad de los sistemas agroproductivos modernos de maximizar sus rendimientos es preocupante ecológicamente, debido al incremento en el uso de pesticidas y fertilizantes. Estos escenarios ponen a prueba la capacidad de adaptación de los servicios que los ecosistemas proveen a los seres vivos (Holdren y Ehrlich, 1974).

Un servicio ecosistémico es definido como “los beneficios que proporcionan” de acuerdo con lo establecido en los *Ecosistemas del Milenio*, (2005), pero definirlos con exactitud requiere de un análisis extenso. La comunidad científica se ha dado a la tarea de construir tipologías de ellos, reconociendo cuatro amplios tipos de servicios: a. los que cubren el material de aprovisionamiento; b. aquellos que cubren la forma en que los ecosistemas regulan otros medios o procesos ambientales; c. aquellos relacionados con las necesidades culturales o espirituales de las personas; y finalmente d. los servicios de apoyo que sustentan los otros tres tipos (Haines-Young y Potschin, 2010).

Además de la interacción de las actividades humanas con los ecosistemas, es necesario estudiar los procesos clave que incluyen ciclos y flujos de energía, nutrientes, oxígeno y agua. Una distinción importante entre los elementos del ecosistema (tanto bióticos como abióticos) y sus servicios, es que los primeros son generalmente entidades tangibles

descritas en términos de cantidad, mientras que las segundas son operaciones y reacciones y generalmente se describen en términos de tasas (cambio o producción por unidad de tiempo, entre otros) (Daly y Farley, 2004).

La economía ecológica se centra en tres servicios fundamentales: recursos renovables, servicios de los ecosistemas y la capacidad de absorción. Todas las actividades económicas al depender de estos, les ocasionan impactos inevitables, fundamentado por lo establecido en la segunda ley de la termodinámica (Georgescu-Roegen, 1986).

Por lo expuesto en esta sección, se puede aseverar que el estudio de la integridad de los componentes de los ecosistemas proveerá mayor certidumbre en el logro de decisiones cimentadas en datos concretos sobre el impacto que tiene el uso de ecosistemas deteriorados en las actividades humanas. La aplicación de estrategias transdisciplinarias en el análisis de los recursos naturales proporciona información valiosa para analizar las decisiones y evaluar oportunidades de gestión, pero existen limitaciones en el enfoque de la economía neoclásica en la inclusión de dichas variables ambientales, lo que lleva a la adopción del enfoque que propone la economía ecológica (Martínez-Allier, 1992 y 2000; Naredo, 2001 y 2004).

Por lo tanto, como resultado de la revisión teórica se sostiene que las Actividades Económicas (A.E.) están condicionadas por los Ecosistemas (E), los cuales, a su vez, son configurados por la combinación de ciertos Componentes de los Ecosistemas (C.E.); se genera un silogismo hipotético que sostiene que los Componentes de los Ecosistemas condicionan a las Actividades Económicas (ecuación 1).

Ecuación 1 Silogismo hipotético

$$\boxed{C.E. \rightarrow E; E \rightarrow A.E.}$$

\therefore

$$\boxed{C.E. \rightarrow A.E.}$$

Fuente: Elaboración propia

2.5 Conclusiones del Capítulo

La evolución del pensamiento económico en torno a los problemas ambientales ha tratado de incorporar diferentes herramientas al enfoque económico neoclásico para el análisis de esta problemática. Diferentes teorías han surgido con el objetivo de dar explicación a los impactos generados por la actividad antropogénica en los ecosistemas, desde la economía de los recursos naturales hasta el metabolismo social. Dentro de estas, resalta el enfoque propuesto por la economía ecológica, la cual incorpora en su explicación el actuar de las leyes de la termodinámica y el análisis de los componentes de los ecosistemas afectados por la actividad humana. Este enfoque se ha constituido como un referente en las últimas dos décadas para la explicación de los problemas ambientales ocasionados por la interacción hombre/medio ambiente.

3 LA CONTAMINACIÓN EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO MAYO

La contaminación hídrica comprende 57.2% (2093 de los 3660) de los puntos de control del territorio nacional mexicano (CONAGUA, 2015). Entre las principales fuentes contaminantes se incluyen junto a las prácticas agrícolas inadecuadas, las políticas públicas que estimulan la producción alimentaria y sesgos en la percepción de los agricultores acerca del uso de ciertos insumos a un elevado costo ambiental (Pérez Espejo, y otros, 2012)

La estrategia denominada *Ríos Limpios*, incluida en la *Agenda del Agua* establece explícitamente entre los desafíos económico-ambientales de mayor envergadura²: “lograr que todos los arroyos, ríos y cuerpos de agua del país recuperen la salud, se mantengan limpios de basuras, sin descargas de aguas residuales urbanas, industriales y agrícolas que los contaminen y afecten más allá de su capacidad natural de asimilación y dilución... lograr y mantener Ríos Limpios.” (SEMARNAT, 2012: 40).

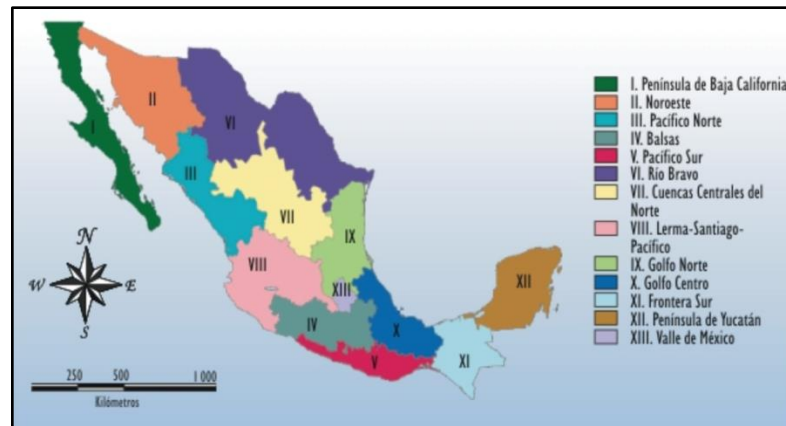
En ese documento se subraya, que se deben generar instrumentos efectivos en la localización de las fuentes emisoras de contaminantes, ello propicia la realización de trabajos de identificación para el control de las fuentes de contaminación de los cuerpos de agua. Es en tal orientación que este apartado tiene como propósito describir las características de la cuenca baja del Río Mayo en el estado de Sonora, como un espacio que escenifica actividades antropogénicas generadoras de contaminación difusa que, además de impactar sus ecosistemas, limitan su capacidad de proveer servicios ambientales necesarios para el desempeño socioeconómico de las generaciones futuras. Este territorio ha sido seleccionado por sus características para implementar un ejercicio de verificación de la estructura de análisis propuesta para esta investigación.

² La *Agenda del Agua 2030*, está disponible para su consulta en <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Temas/AgendadelAgua2030.pdf>

3.1 La Cuenca Baja del Río Mayo

En 2010 se publicó en el Diario Oficial de la Federación el acuerdo por el cual se determina el ordenamiento de los Organismos de Cuenca que integran la CONAGUA. Su campo de operación son las trece regiones hidrológico-administrativas conformadas por agrupaciones de cuencas, consideradas unidades básicas para la gestión de recursos hídricos (Figura 7).

Figura 7 Regiones hidrológico-administrativas de México



Fuente: CONAGUA (2015)

3.1.1 Distrito de Riego 038³

La Cuenca Baja del Río Mayo (CBRM) está adscrita a la Región Hidrológica Administrativa II, su espacio de captación se extiende a 11,300 kilómetros cuadrados, determinados por las aportaciones y escurrimientos que a lo largo de 350 km alimentan el Río Mayo. Este espacio integra el territorio de los municipios de Navojoa, Etchojoa y Huatabampo, Sonora, que a su vez son parte del distrito de riego 038 (DR 038).

³ Información obtenida del sitio, <http://www.drrmayo.mx/>

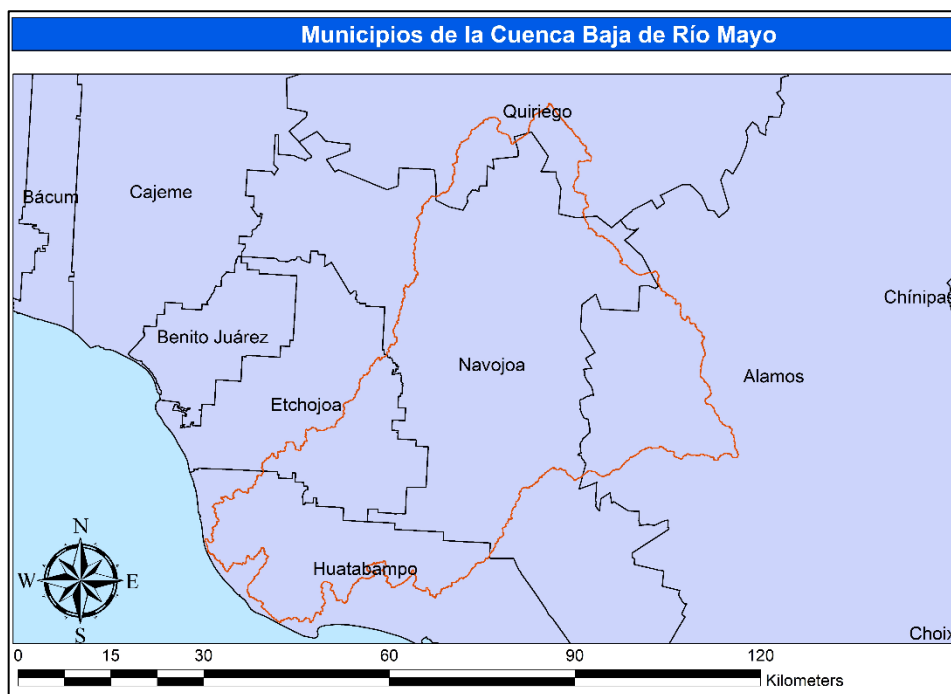
El DR 038 es administrado por la Sociedad de Usuarios del Distrito de Riego del Río Mayo, organismo permisionado por Comisión Nacional del Agua para fomentar el desarrollo de la infraestructura hidroagrícola con la participación social y privada de las 16 asociaciones o módulos de riego, dotados de autonomía administrativa y financiera para operar los servicios y mantenimiento de la presa Adolfo Ruiz Cortines.

Este complejo hidráulico tiene capacidad de almacenamiento para 1,386.0 millones de m³ aportados por escurrimientos medios anuales del Río Mayo y afluentes estimados en 1,004.0 millones de m³ desde su fundación en 1955 al 2010. Su potencial de explotación acuífera es de 210.0 Millones de m³ soportada en una batería de 110 pozos; 72 (65%) son particulares y 38 (35%) públicos, una red de canales de 1,248 km y un sistema de drenes extendido a 809 km. Además, en este distrito opera la presa "El Veranito" con una capacidad de almacenamiento de 9 millones de m³.

Los municipios suscritos a la Cuenca Baja del Río Mayo suman una superficie total de 3,224 km², equivalente al 1.79% del territorio estatal, los cuales se distribuyen espacialmente de la siguiente forma: Álamos 8.11%, Etchojoa, 37.61 %, Huatabampo 28.68%, Navojoa 58.79 % y Quiriego 4.55% (Figura 8).

Las principales actividades antropogénicas de orden económico desarrolladas en este espacio están lideradas por el sector agropecuario donde la agricultura es el eje central de la economía. Sin embargo, también comprende un importante componente pecuario basado principalmente en la cría de becerros de exportación.

Figura 8 Municipios que conforman la cuenca baja del Río Mayo



Fuente: Elaboración propia (2017).

El Distrito de Desarrollo Rural 149 (Navojoa) ocupa el primer lugar en extensión, su superficie corresponde al 67.7% del total regional. La agricultura y la agroindustria son las actividades económicas más importantes. Huatabampo y Etchojoa ocupan el 15.6% del territorio con 1,170 y 923 km² respectivamente. De base económica preponderantemente agrícola, en Huatabampo se destaca la actividad pesquera (CIAD, 2006). Los datos de superficie se sintetizan a continuación (Tabla 3).

Tabla 5 DDR 149: Participación de los Municipios en la Superficie Total (%)

Municipio	Superficie en km ²	Distribución de la Superficie regional (%)	Participación a la Superficie Estatal (%)
ESTADO	184,934.00		
Región	6474	100	3.5
Etchojoa	923.00	14.2	0.5
Huatabampo	1,170.00	18.1	0.6
Navojoa	4,381	67.7	2.4

Fuente: Elaboración propia con base en SIAP, 2017.

3.1.2 Características Ambientales de la Cuenca Baja del Río Mayo ⁴

Clima. Por las características de los municipios que integran la Cuenca Baja del Río Mayo y de acuerdo a la clasificación de Koppen (García, 2004)⁵, el clima se considera del tipo *bso (h') w (e)* en un 95% que corresponde a climas secos muy cálidos con temperatura media anual mayor a 22° c ,y la del mes más frío mayor a 18°c, con régimen de lluvias de verano por lo menos 10 veces mayor cantidad en el mes más húmedo de la mitad caliente del año, que en el más seco y un porcentaje invernal entre 5 y 10 de la total anual. El 5% complementario es de clima templado- húmedo con temperatura media anual del mes más frío entre 3° y 18°c y la del mes más caliente mayor de 6°c, con lluvias en verano con una relación precipitación-temperatura de 43.2.

Tipos de suelo. Los tipos de suelo predominantes son tres:

- Cambisoles: Con una superficie de 782,824 hectáreas, cuyas características principales son suelos profundos de color café rojizo, de textura media permeabilidad moderada, con buen drenaje interno, relieve plano suavemente ondulado con pendientes menores al 5% son los potencialmente más aptos para la agricultura.
- Vertisoles: Con una superficie de 103,607 hectáreas con las siguientes características: son suelos de color café rojizo claro de textura muy arcillosa la permeabilidad es muy lenta y drenaje interno pobre, que favorecen la salinización al aplicar agua de riego de mala calidad sin embargo tienen un alto potencial agrícola bajo condiciones de riego.
- Xerosoles: Con una superficie de 370,318 hectáreas y sus características son suelos de color rojo amarillento fuertemente compactados con abundantes concreciones de carbonato de calcio (CaCO_3), estos tienen un alto potencial agrícola.

⁴ Esta sección está basada en: SAGARPA. Programa especial Concurrente 2017. Disponible en:

<http://www.sagarpa.gob.mx/SRC/Catalogos/Paginas/2017/SRC,-2016.aspx>

SAGARPA, 2007. Programa Especial Concurrente para el Desarrollo Rural Sustentable en Sonora 2005-2006 CIAD A.C.

SEMARNAT, 2008. SNIARN. <http://www.semarnat.gob.mx/Pages/inicio.aspx>

Orografía. Por su orografía los suelos presentan tres características de relieve:

- Zonas Accidentadas: Se localizan la porción que corresponde al área de la Sierra Madre Occidental, que presenta fuertes pendientes, propia para aprovechamientos hidroeléctricos, asimismo existe selva baja caducifolia y bosques de pino para la explotación forestal, la altura sobre el nivel del mar varía de 500 –1,800 metros.
- Zonas Semiplanas: Cubren el 20% de la superficie total y se localizan en pequeñas porciones del área territorial del distrito, formada por pequeños cerros, lomeríos y planicies, siendo en parte aptas para la agricultura y casi en su totalidad para la ganadería. En estas zonas, la altura sobre el nivel del mar varía de 100-500 metros.
- Zonas Planas: Abarcan el 15% de la superficie, y se localizan al Oeste de la cuenca y están formadas por mesetas y valles con pendientes suaves y propias para la agricultura, la altura está entre el nivel del mar y los 100 metros.

Tipos de vegetación. La vegetación está compuesta por seis tipos según la clasificación realizada por la Comisión Técnico-Consultiva para la determinación de Coeficientes de Agostadero en el Estado de Sonora (COTECOCA): matorral arborescente, matorral arbocrasicaulescente, selva baja caducifolia, bosque aciculifolio, bosque escleroaciculifolio y bosque latifoliado esclerofilo caducifolio.

Uso del suelo. El espacio territorial de los municipios que integran la Cuenca baja del Río Mayo asciende a una superficie de 539,700 Has. 1,298,834 Has., de las cuales 135,052 se utilizan para la actividad agrícola, distribuidas en 106.354 Has. de riego y 28,398 Has. de temporal. 321,144 Has. se dedican al agostadero, básicamente para el desarrollo de ganadería extensiva de bovinos. La superficie restante se emplea en todos los demás usos, como suelo urbano, terrenos federales, servicios públicos, suelo sin ninguna utilización, etc. (Tabla 4).

Tabla 6 Cuenca Baja del Río Mayo: Uso del Suelo por Actividad Productiva Rural
(Según municipio)

Municipio	Superficie Municipal	Agricultura en Hectáreas			Agostadero	Otros usos
		Riego	Temporal	Total		
Navojoa	325,000	28,036	2,450	30,486	210,529	83,985
Etchojoa	96,830	30,852	0	30,852	39,051	26,927
Hutabampo	172,650	46,766	1,700	48,466	71,564	52,620
Region	569,480	105,654	8,300	83,164	321,144	162,852

Fuente: Elaboración propia con base en SIAP (2017).

3.2 Actividades Económicas

Los principales municipios que integran la cuenca se encuentran especializados en una agricultura altamente tecnificada, que tiene como soporte la utilización intensiva del recurso hídrico bajo sistemas de riego por gravedad. En este espacio se identifica un área empadronada de 97,891 hectáreas en el DDR 149, con una superficie irrigable de 92,000 has. El patrón de cultivos es liderado por la producción triguera extendida en el 58.22 % de la superficie de siembra disponible, seguida en orden de importancia por el cártamo con el 11.15 % de la superficie sembrada (Tabla 5).

Tabla 7 Patrón regional de Cultivos

Cultivo	2012	2013	2014	2015	2016	2016-2012
Trigo	49,018	79,559	82,550	93,798	89,136	78,812
Cártamo	35,619	4,822	14,708	9,889	10,440	15,097
Sorgo	14,150	15,109	12,627	10,487	11,878	12,850
Ajonjolí	6,000	6,000	8,268	7,130	5,308	6,541
Papa	5,932	4,898	4,764	5,385	5,400	5,275
Maíz	4,887	7,194	3,662	3,849	3,593	4,637
Superficie Sembrada	126,569	127,871	136,431	142,216	143,663	135,350

Fuente: Elaboración propia con base en SIAP, 2017.

En la Cuenca baja del Río Mayo se lleva a cabo la actividad pesquera y la acuicultura del camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*). La agricultura y ganadería son competidores “naturales” por el consumo de los recursos ambientales con la pesca y acuicultura; sin embargo, también se detectan conflictos entre áreas de acuicultura con las zonas turísticas, ya que estas últimas consideran que la instalación de granjas acuícolas en esos espacios afecta negativamente la preferencia de los turistas por estos lugares (Martínez-Córdova, Martínez-Porchas y Cortés-Jacinto, 2009).

La pesquería se desarrolla en un litoral de 110 kilómetros y un espejo de agua de aproximadamente 3,245 hectáreas distribuidas en las Juntas Locales de Sanidad Acuícola de AQUIROPO, RIITO, Santa Bárbara y AGIABAMPO. El equipamiento para la pesca de altura en 2015 estaba conformado por 32 barcos, propiedad de Sociedades Cooperativas de Producción Pesquera, permisionarios e industria sardinera. En ese año la estructura de las capturas en Huatabampo, la principal zona pesquera del litoral de la cuenca baja del Río

Mayo fue 58% pesca de escama y 42% de camarón, que conjuntamente representan el 32 % de la pesca sonoreña.

Por su parte, la acuicultura de camarón blanco es de gran relevancia en las actividades productivas regionales, particularmente en Huatabampo, Sonora, donde para su desarrollo cuenta con una vasta extensión de terrenos de zona federal marítimo terrestre. En efecto, a lo largo del litoral de Huatabampo se han construido 24 granjas para el cultivo de camarón, en terrenos de zona federal aledaños a esteros y bahías. La superficie afectada por estas granjas asciende a 3,245 hectáreas de estanquería construida y la mayoría se encuentra en operación.

3.3 Problemática Ambiental⁶

Análisis realizados en el Valle del Mayo han corroborado quebranto ambiental vinculado a su agricultura de riego (Sánchez y Contreras, 1998; CIAD, 2006)⁷ en ellos se destaca entre otros factores:

- La aplicación por dispersión aérea de 15,000 toneladas de fertilizantes y 100 de insecticidas, con técnicas tradicionales con efectos directos incidentes en la salud humana.
- Contaminación provocada por el deficiente sistema de drenaje de desechos líquidos y sólidos, provenientes de los centros urbanos, la agricultura y la porcicultura; ello además de impactar en la contaminación de suelo en áreas urbanas actúa principalmente en esteros y las bahías del litoral a través del sistema de drenes.
- Operación de medio centenar de descargas de agua residuales a través de drenes al cauce del Río Mayo; generalmente estas no cuentan con sistemas de tratamiento de agua. Provenientes en su mayoría de la actividad pecuaria e industrial del área urbana de Navojoa, estas descargas son colectadas por los servicios de

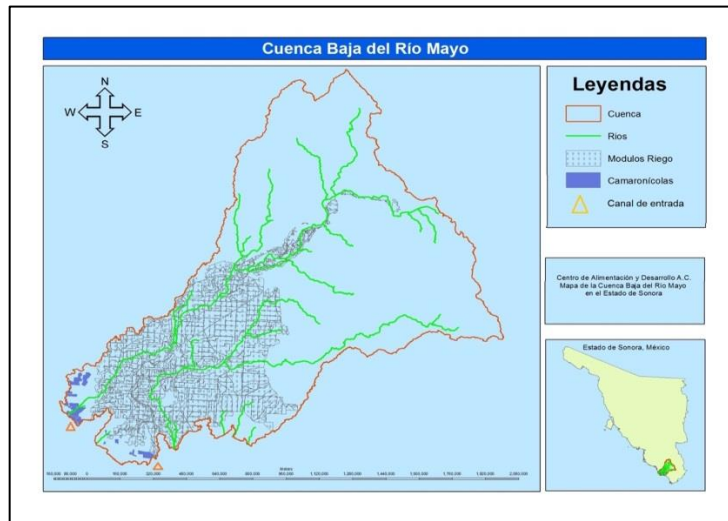
⁶ Este apartado está sustentado en los resultados de talleres participativos desarrollado en el marco del Programa Especial Concurrente (SAGARPA, 2007)

⁷ Conclusiones del Taller de diagnóstico para capacitación agrícola regional desarrollado en Huatabampo” (1999), Estudio Visión Sur (CIAD, 2003), y SANCHEZ, P Y M. CONTRERAS (1998)

alcantarillado para ser vertidas al Río Mayo. Asimismo, las localidades que no están equipadas con infraestructura de drenaje depositan los desechos en fosas sépticas y letrinas que los filtran hacia los mantos freáticos.

La Figura 9 Mapa de las actividades económicas plasma la dispersión de actividades productivas y principales corrientes de agua en la cuenca, destacando aquellas superficies en que tienen efecto las actividades agrícolas y la acuicultura del camarón.

Figura 9 Mapa de las actividades económicas



Fuente: Elaboración propia (2017)

3.3.1 Impactos de la Contaminación en el Sistema de Producción Acuícola en el Litoral de la Cuenca Baja del Río Mayo

Con relación a las afectaciones de la actividad antropogénica en los cuerpos de agua se destaca la contaminación en la Bahía de Yavaros. Ahí desembocan cinco drenes agrícolas que vierten aguas residuales (pesticidas y fertilizantes) deslizadas desde la mitad la superficie de cultivo del Valle del Mayo; a esto se le suma la conducción de aguas negras provenientes del parque industrial y drenado urbano de Navojoa, Etchojoa y Huatabampo, así como las aportaciones residuales de las plantas industriales (harineras, enlatadoras o descabezadoras de sardina) establecidas en el puerto de Yavaros.

Estos escurrimientos presentan impactos directos en la actividad acuícola que han sido documentados por el Comité de Sanidad Acuícola del estado de Sonora COSAES. La representación de las operaciones de las Unidades productoras de camarón en el estado de Sonora está estructurada en tres zonas (Tabla 8 Zonas camaronícolas del estado de Sonora)

Tabla 8 Zonas camaronícolas del estado de Sonora

Juntas Locales de Sanidad Acuícola		
Zonas		
Norte	Centro	Sur
Caborca	Guaymas	Mélagos
Bahía de Kino	Cruz de Piedra	Atanasia
Cardonal	Lobos	Tobari
Tastiota		Siari
		Aquiropo
		Riito
		Santa Bárbara
		Agiabampo

Fuente: COSAES (2017)

En 2014 esta estructura reportó en su conjunto una superficie total de 26,610.5 has. de estas el 99.7% operaban con base en sistemas semi intensivos de producción; el resto lo hizo bajo un esquema intensivo. El rendimiento del sistema productivo se estimó 1.35 toneladas promedio por ha en ese año, con crecimiento promedio de un gramo por semana y mortandad del 73%. En total fueron cosechas 32,616.03 toneladas con tallas promedio de 16.22 gramos por unidad.

En la aportación a la producción en la estructura regional en 2014, la zona norte contribuyó con 74.36%, la Centro con 8.02% y la aportación de la zona Sur fue 17.63%. Las afectaciones sanitarias detectadas en ese año impactaron 19,215 ha (78%) con la problemática expuesta en la Tabla 9 Problemas sanitarios en el ciclo 2014

Tabla 9 Problemas sanitarios en el ciclo 2014

Enfermedad	Granjas afectadas
Bacteriosis	98
EMB	13
IHHNV	42
NHP	38
Parásitos	62

Fuente: COSAES (2017)

La CONAGUA implementa un sistema estimativo de calidad del agua a partir de una escala estandarizada de parámetros para expresar la relación entre la existencia de varios contaminantes y el grado de impacto en sus diferentes usos, desarrollado por *National Science Foundation* (NSF). Este sistema se denominó Índice de Calidad del Agua (ICA) y define el grado de contaminación expresado como un porcentaje de agua pura. De esta forma el agua muy contaminada tendrá un ICA aproximado o igual a 0% y de 100% para el agua en excelentes condiciones (CONAGUA, 2015). En el presente, la CONAGUA considera cinco parámetros, para evaluar la afectación por la presencia de centros urbanos e industriales que producen desechos líquidos de calidad diferenciable:

1. Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días (DBO5)
2. Demanda Química de Oxígeno (DQO)
3. Sólidos Suspendidos Totales (SST)
4. Coliformes Fecales (CF)
5. Toxicidad

En la zona costera de Huatabampo Sonora, el Semáforo de la Calidad del Agua de CONAGUA reporta 8 de 20 puntos de medición con niveles de contaminación que van desde amarillo a rojo (Tabla 8) donde la presencia de diversos contaminantes puede generar condiciones adversas para el logro de los servicios ecosistémicos.

Tabla 10 Semáforo de la calidad del agua de la zona costera de Huatabampo

SITIO	LONGITUD	LATITUD	SEMÁFORO
Humedales De Yavaros-Moroncarit 4	-109.44162	26.71182	Amarillo
Humedales De Yavaros-Moroncarit 1	-109.43602	26.68074	Verde
Humedales De Yavaros-Moroncarit 2	-109.49041	26.68198	Verde
Humedales De Yavaros-Moroncarit 5	-109.57809	26.72099	Amarillo
Humedales De Yavaros-Moroncarit 6	-109.598	26.72269	Verde
Humedales De Yavaros-Moroncarit 3	-109.57776	26.70207	Verde
Humedales De Yavaros-Moroncarit 7	-109.48377	26.73913	Verde
* Sistema Lagunar 2	-109.20431	26.36729	Verde
* Sistema Lagunar 4	-109.26033	26.32015	Verde
* Sistema Lagunar 1	-109.16325	26.32886	Verde
* Sistema Lagunar 5	-109.12273	26.35449	Amarillo
Sistema Lagunar Agiabampo 6	-109.20165	26.40326	Verde
Sistema Lagunar Agiabampo 5	-109.18453	26.39273	Verde
Laguna Yavaros 3	-109.53416	26.69173	Verde
Laguna Yavaros 2	-109.51184	26.70578	Amarillo
Laguna Yavaros 1	-109.57795	26.75058	Amarillo
Rh9-1 Sonora Sur	-109.68159	26.77828	Rojo
Río Mayo 1	-109.7828	26.73923	Rojo
Sistema Lagunar Agiabampo 4	-109.12356	26.30426	Amarillo
Desembocadura Rio Mayo	-109.72278	26.72931	Verde

Nota: *Sistema Lagunar Agiabampo-Bacrehuis-Rio Fuerte Antiguo

Fuente: CONAGUA, (2015)

3.4 Conclusiones del Capítulo

La configuración de servicios ambientales que presta la cuenca baja del Río Mayo, en combinación con las principales actividades económicas que ahí se llevan a cabo como la agricultura y camaronicultura, presenta el escenario adecuado para estudiar el impacto que la actividad agrícola genera a los cuerpos de agua y como este detrimento repercute en el desempeño acuícola de la región.

4 APARTADO METODOLÓGICO

4.1 Estrategia Propuesta

En las últimas décadas, el análisis del quebranto ambiental ha sido abordado con la incorporación de disciplinas diferentes a las ciencias naturales. El reconocimiento de los aspectos específicos en los que problemas ambientales encuentran explicación en el campo de las ciencias naturales y económicas ha propiciado el surgimiento de propuestas teóricas que profundizan en la interacción humana y sus repercusiones en la preservación y/o remediación ambiental.

El análisis de los impactos ambientales de la actividad antropogénica involucra la instrumentación de estrategias adecuadas de manejo de residuos y el aprovechamiento óptimo de las zonas rurales productivas con un mínimo nivel de impacto ambiental. En México estas iniciativas incluyen (CONAGUA, 2012):

- 1) Reforzar los mecanismos institucionales disponibles para desincentivar las conductas contaminantes de los diferentes usuarios.
- 2) Desarrollar una normatividad específica para la evaluación, monitoreo y control de la contaminación difusa.
- 3) Promover y reforzar los programas de reforestación intensiva asociada a la conservación de suelos en cuencas hidrográficas prioritarias.

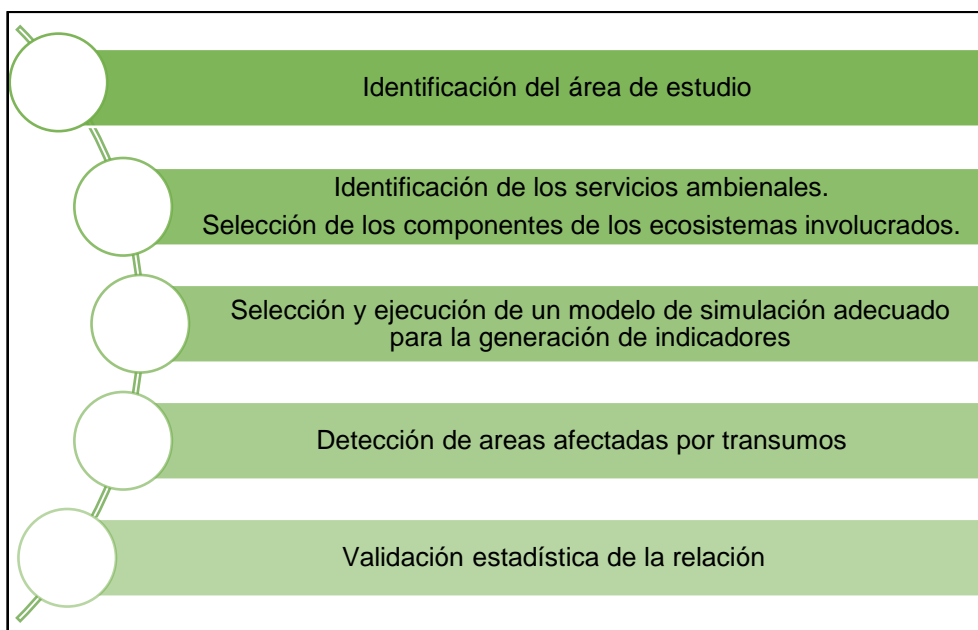
Sin embargo, la localización precisa de estas fuentes de contaminación en el espacio circundante al cuerpo receptor implica además de tiempo, importantes recursos financieros, humanos y técnicos que no siempre están disponibles en los territorios. *La Agenda del Agua 2030* (CONAGUA, 2012) estima que, en la atención de los problemas de contaminación en sus cuencas, México requiere de una inversión estimada de 114 mil millones de pesos al 2030.

La inexistencia de respuestas puntuales a esa interrogante condujo a proponer una estrategia que hiciera posible determinar el aporte de contaminantes de la actividad agrícola a nivel de una cuenca hidrológica.

Para ello se identificó la pertinencia de contar con una estructura de análisis de contaminación difusa a nivel cuenca hidrológica que permita la caracterización de sus parámetros. El cumplimiento de este condicionante proveería de los elementos para a) establecer el contraste entre escenarios línea base de contaminación difusa versus un escenario agrícola, y b) realizar un ejercicio de validación del procedimiento metodológico en una cuenca hidrológica seleccionada. La debilidad de vínculos entre las disciplinas que analizan el fenómeno de la contaminación de en un espacio hídrico, donde convergen elementos naturales y antropogénicos, pone de manifiesto la necesidad de diseñar de herramientas analíticas basadas en visiones interdisciplinarias para su comprensión.

El objetivo de este capítulo es exponer la estrategia propuesta para análisis de la compleja red de impactos surgidos de la interacción antropogénica con los recursos del medio ambiente en cuencas hidrológicas, específica para el caso de la contaminación difusa, generada por la interacción de las actividades económicas con los elementos de los ecosistemas y su impacto en otros actores económicos (Figura 10).

Figura 10 Etapas de la estrategia de análisis propuesta

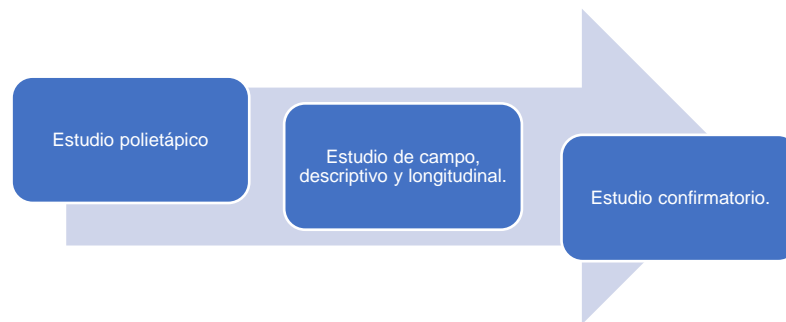


Fuente: Elaboración propia (2017)

4.2 Tipo de Estudio

La investigación definida para este trabajo, de acuerdo con Sabino, (2014) parte de un enfoque cuantitativo de tipo confirmatorio, ya que trata de correlacionar los rendimientos acuícolas en función de la presencia del fenómeno de contaminación difusa, a fin de confirmar la hipótesis propuesta. No sin antes, realizar el trabajo descriptivo del comportamiento hidrológico longitudinal de la región (estudio de campo, no experimental), para caracterizar los aportes de contaminación difusa. Dejando en resumen lo presentado en la figura 11

Figura 11 Diseño de la investigación



4.3 Etapas de Ejecución

Las etapas que conformaron la ejecución de este trabajo fueron:

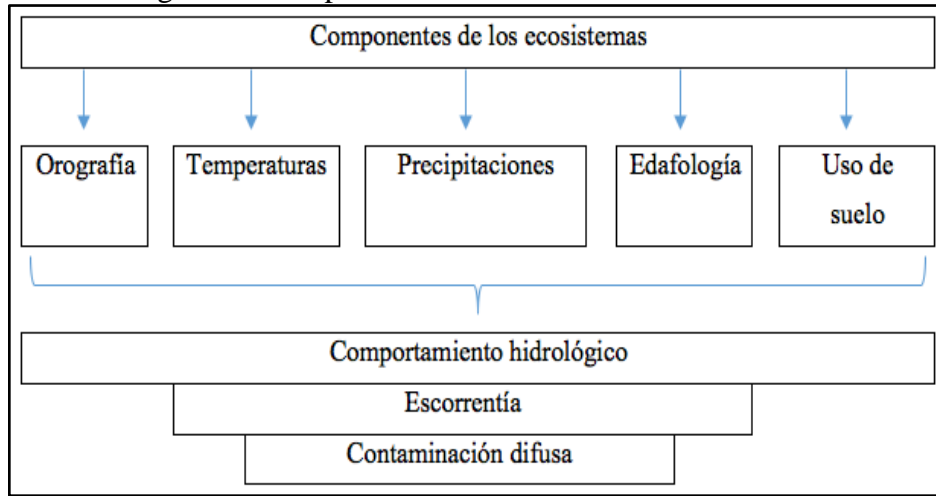
1. Identificación del área de estudio. Dentro de este paso se contempla realizar la identificación de los actores económicos y sociales inmersos en el territorio a estudiar, así como las relaciones que guardan con los servicios ambientales, además de realizar las actividades de análisis remoto de la zona de estudio mediante el manejo de diversas técnicas de percepción remota, con apoyo de herramientas como los Sistemas de Información Geográfica.

2. Identificación de los servicios ambientales y componentes de los ecosistemas involucrados. Mediante el soporte teórico propuesto por la economía ecológica es que se pueden identificar los componentes ecosistémicos que integran los diferentes servicios ambientales que presta la zona de estudio, así como los actores antropogénicos que hacen uso de los servicios.
3. Selección y ejecución de un modelo de simulación adecuado para la generación de indicadores. Una vez seleccionados los servicios ambientales y los actores que hacen uso de ellos es preciso seleccionar dentro de la bibliografía especializada el modelo de simulación que permita estudiar el catálogo de transumos que se producen en la configuración de servicios seleccionada.
4. Detección de áreas afectadas por los transumos. Los resultados de los modelos de simulación nos brindarán información sobre las características de los transumos y su comportamiento y dispersión dentro de cierto espacio geográfico. Delimitando así las posibles zonas afectadas además de ubicar potenciales actividades, sectores o grupos sociales afectaros.
5. Validación estadística de la relación. En esta etapa se realizarán las pruebas estadísticas pertinentes para probar la relación entre las variables seleccionadas.

4.3.1 Etapa 1 y 2 Delimitación de la Zona de Estudio

El espacio biofísico antropológico de referencia para este análisis es la cuenca baja del Río Mayo. Ahí fueron identificados y analizados los factores asociados a la interacción de sus sistemas de producción agrícola (liderados por el trigo) y la acuicultura del camarón blanco. Alentada por las condiciones climatológicas prevalecientes en esa cuenca, la actividad agrícola es responsable del uso de aproximadamente 63% del suelo. Por otro lado, la conjunción característica de elementos del ecosistema como las curvas de pendiente, tipos de suelo, temperaturas y esencialmente la precipitación pluvial, se combinan adecuadamente para favorecer la incidencia del fenómeno de escorrentía de remanentes de la actividad agrícola desde las partes más elevadas hacia los cuerpos de agua en las partes bajas y la zona costera (Figura 12).

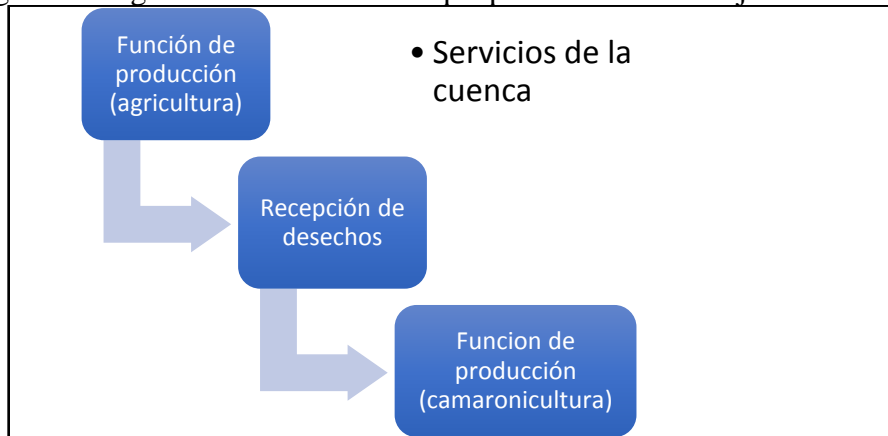
Figura 12 Componentes de los ecosistemas analizados



Fuente: Elaboración propia (2017)

La orografía del territorio, en combinación con los elementos identificados en la figura 12, explican su clasificación como “cuenca hidrológica exorreica”, toda vez que sus ríos desembocan en aguas continentales y que el arrastre de los remanentes agrícola, inducidos por la precipitación, son captados por las aguas costeras consumiendo el servicio ambiental de “recepción de desechos” que la cuenca presta a la actividad agrícola. Sin embargo, la zona costera receptora de transumos agropecuarios, al mismo tiempo que ofrece el servicio de “recepción de desechos” provee de un hábitat adecuado o “función de producción”, de camarón blanco (Figura 13).

Figura 13 Algunas de las Funciones que presta la Cuenca baja del Río Mayo



Fuente: Elaboración propia (2017)

La especial configuración que presenta la cuenca baja del Río Mayo delineada en sus características naturales, le permite proveer servicios ambientales a dos principales actividades económicas, estas interrelaciones a lo largo de la cuenca son el objeto de análisis de este trabajo. Con base en la configuración de los servicios ambientales de la cuenca es que surge la interrogante acerca de la manera en que la contaminación difusa en las aguas costeras repercute en la productividad del sistema productivo acuícola, en este caso del camarón blanco.

4.3.2 Etapa 3 Selección y Ejecución de un Modelo de Simulación Adecuado para la Generación de Indicadores. Modelación Hidrológica

La hidrología estudia el ciclo del agua, su ocurrencia, circulación, distribución, propiedades químicas, físicas y su reacción con el medio ambiente, incluyendo su relación con los seres vivos (Linsley Jr, Kohler y Paulhus, 1975). Como respuesta al dinamismo de la urbanización e industrialización, incluyendo la deforestación y el cambio de cobertura de la tierra, se han producido varios cambios en los sistemas hidrológicos. Junto con el cambio climático, la heterogeneidad del suelo también tiene un impacto directo en las descargas de muchos ríos alrededor del mundo.

Diferentes fenómenos hidrológicos además del ciclo del agua deben ser estudiados a fondo para conocer estas variaciones. En la actualidad es posible disponer de diversos modelos desarrollados para caracterizar el impacto que generan al balance hídrico de las cuencas; el clima, uso del agua y la relación de las propiedades del suelo sobre la hidrología en las cuencas, entre otras. Aunque cada modelo presenta características únicas coinciden en la selección de los insumos que se utilizan: la lluvia, temperatura, características del suelo, topografía, vegetación, hidrogeología y otros parámetros físicos.

Frente a la problemática económica y tecnológica que supone la implementación de acciones de base científica para la atención de estos fenómenos ambientales, el uso de modelos matemáticos se ha convertido en una herramienta indispensable. Su valor radica en su capacidad de contribuir al análisis del comportamiento hidrológico de las cuencas y

en la determinación del movimiento y transportación de elementos como Nitrógeno, Fósforo y otros agroquímicos presentes en las tierras de cultivo (Frissel y Van Venn, 1981 y 1982), así como para la predicción de la lixiviación de esas sustancias y su desplazamiento hacia los reservorios de agua (Neitsch et al., 2009).

Para el modelado de las cuencas hidrológicas es necesaria gran cantidad de información como son los datos hidrometeorológicos que constan de información como: precipitaciones, nevadas, temperaturas, radiación, humedad, evapotranspiración, entre otros. También son necesarios datos edafológicos como; tipo de suelo, textura, tamaño de las partículas del suelo, porosidad, humedad, además es necesario conocer el uso de suelo que tienen las diferentes zonas dentro de las cuencas hidrológicas. Para seleccionar el modelo más adecuado en la gestión de los recursos hídricos es importante considerar la disponibilidad de datos, la capacidad del modelo para simular las variables de diseño, la precisión y las escalas temporales y espaciales (Singh y Frevert, 2010).

El Software para la modelación hidrológica se constituye como una herramienta importante en el manejo de los recursos hídricos, además de estimar la carga de contaminación unitaria. La carga de contaminación unitaria es un coeficiente de exportación cuyo valor representa la tasa de generación de contaminación por unidad de área en cierto tiempo definido, para cada clase de uso de la tierra o por microcuencas. Las cargas de contaminación unitaria son específicas de cada sitio y dependen de factores demográficos, geográficos e hidrológicos (Novotny, 2003).

El análisis del fenómeno de la contaminación de las cuencas hidrológicas, no solo se debe de tratar desde el punto de vista de la hidrogeología con la finalidad de determinar la carga de contaminantes que se genera. Es necesario integrar al análisis del problema, distintas aristas, como son los elementos de los ecosistemas, los usuarios de los servicios ambientales, repercusiones sociales, económicas, entre otras.

Un modelo es una representación simplificada de un sistema del mundo real. El mejor modelo es el que da resultados cercanos a la realidad con el uso de los parámetros mínimos. Son utilizados principalmente para predecir el comportamiento del sistema hidro edáfico y para comprender diversos procesos hidrológicos (Sorooshian et al., 2008).

Un modelo de escorrentía puede definirse como un conjunto de ecuaciones que ayudan en la estimación de la escorrentía como una función de varios parámetros utilizados para

describir las características de la cuenca. Los dos insumos importantes requeridos para todos los modelos son datos de lluvia y área de drenaje. Junto con estos, también se consideran las características de la vertiente del agua, las propiedades del suelo, la cobertura vegetal, la topografía de la cuenca, el contenido de humedad del suelo y las características de los acuíferos. Los modelos hidrológicos son considerados como una herramienta importante y necesaria para el manejo de los recursos hídricos y ambientales (Sorooshian et al., 2008).

En modelos agrupados, toda la cuenca hidrológica se toma como una sola unidad, donde la variabilidad espacial es ignorada y por lo tanto los resultados se generan sin considerar los procesos espaciales. Caso contrario, un modelo distribuido dinámico, puede hacer predicciones que se distribuyen en espacio y tiempo dividiendo la cuenca entera en unidades pequeñas (generalmente células), de modo que los parámetros, entradas y salidas puedan variar espacialmente. Otra clasificación son los modelos estáticos y dinámicos basados en el factor tiempo. El modelo estático excluye el tiempo mientras que el modelo dinámico incluye el tiempo (Moradkhani y Sorooshian, 2009).

Metodología del Soil and Water Assessment Tool (SWAT)⁸ En el contexto académico el modelo SWAT constituye una herramienta multicitada. Entre sus características está el efectuar: simulaciones dinámicas en diversas temporalidades (diarias, mensuales o anuales), la predicción de impactos específicos como el de uso y manejo del suelo en el agua, sedimentos y rendimientos agrícolas en las cuencas hidrológicas. El modelo (basado en procesos) es capaz de efectuar simulaciones de largos periodos de tiempo. Sus insumos son el clima, precipitación, temperatura, propiedades del suelo, crecimiento de plantas, nutrientes, plaguicidas, y uso del suelo, entre otros.

En el SWAT, una cuenca se divide en múltiples subcuencas, que luego se subdividen en Unidades de Respuesta Hidrológica, consistentes en unidades que presentan arreglos homogéneos característicos en uso de la tierra, manejo, topografía y características del

⁸ Para mayor referencia puede consultar el libro, Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009 de Neitsch y colaboradores, 2011.

suelo. Las URH se representan como un porcentaje del área de la cuenca. El balance hídrico es la fuerza impulsora detrás de todos los procesos en el Modelo porque afecta el crecimiento de las plantas y movimiento de sedimentos, nutrientes, pesticidas y patógenos. Este modelo puede leer los datos de entrada directamente desde archivos o generar datos simulados en tiempo de ejecución a partir de la información introducida. Los procesos hidrológicos simulados incluyen: Almacenamiento de agua de la vegetación, escurrimiento superficial, infiltración, evapotranspiración, flujo lateral, láminas de drenaje, perfil del suelo, el consumo por medio del bombeo (si existe), retorno de flujo y recarga por filtración desde la superficie, cuerpos de agua, estanques y canales tributarios. Además de modelar el movimiento y la transformación de varias formas de Nitrógeno, Fósforo, plaguicidas y sedimentos en la cuenca.

El balance hídrico de los embalses incluye: Entrada, flujo de salida, lluvia en la superficie, evaporación, filtración desde el fondo del depósito y desviaciones. Una vez que se concluye la fase relacionada al modelado hidrológico, se obtienen los datos referentes a la cantidad de agua que escurre por los canales de la cuenca, los cuales son datos simulados y deberán ser contrastados con los medidos por las estaciones hidrométricas de la cuenca para determinar la eficiencia del modelo. El objetivo del modelo es el de reproducir el movimiento del agua subterránea en la zona en estudio. La ecuación que rige el comportamiento hidrológico estudiado por el modelo es la siguiente:

Ecuación 2 Ecuación del modelo hidrológico propuesto

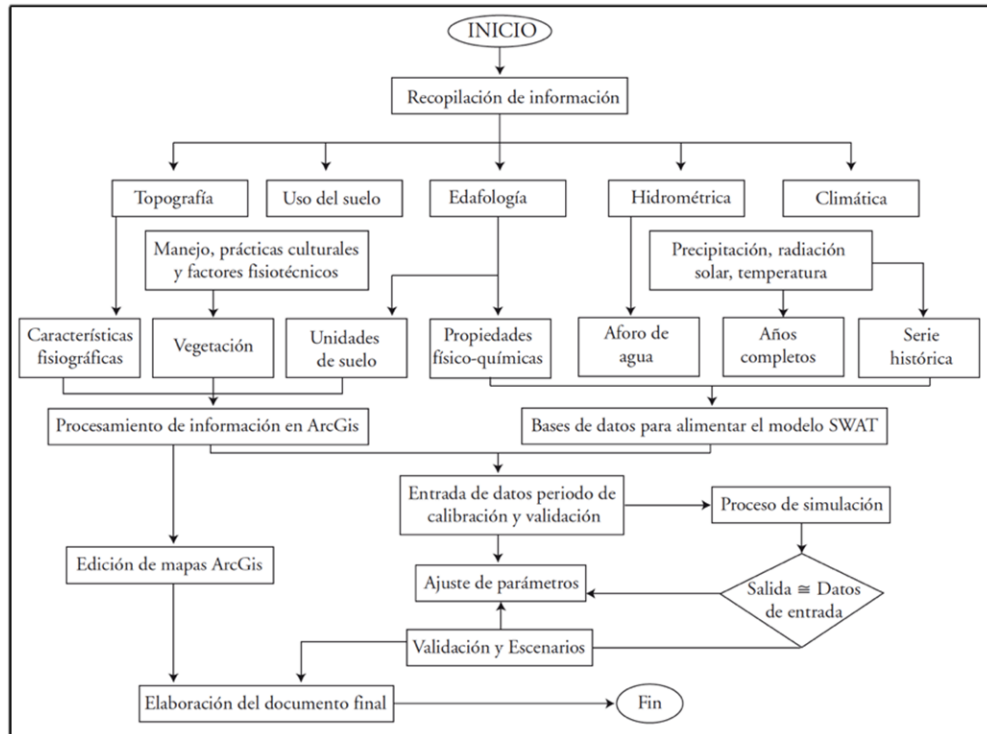
$$SWt = SW0 + \sum_{i=0}^n (Rday - Qsurf - Ea - wseep - Qwg)$$

Fuente: Neitsch et al.,(2009).

Diagrama de Información Utilizada⁹ En este trabajo se utilizó el modelo SWAT, como *plug in* del *software ArcGis* versión 10.3 (Figura 14).

⁹ La información de esta sección fue obtenida de las cartas descriptivas de las capas de información descargadas del portal de INEGI y CONABIO.

Figura 14 Proceso de simulación para el modelado hidrológico que sigue el SWAT.



Fuente: Neitsch et al.,(2009).

Topográfica. El Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (CEM 3.0) es un producto que representa las elevaciones del territorio continental mexicano, mediante valores que indican puntos sobre la superficie del terreno, cuya ubicación geográfica se encuentra definida por coordenadas (X, Y) a las que se le integran valores que representan las elevaciones (Z) (INEGI, 2016).

Uso de Suelo y Vegetación. Los conjuntos de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación, escala 1:250 000 - serie V, contiene la información obtenida a partir de la aplicación de técnicas de fotointerpretación con imágenes de satélite Landsat TM5 seleccionadas del año 2011. Esta interpretación está apoyada con trabajos de campo realizado de abril a junio de 2012. Los conjuntos de datos contienen la ubicación, distribución y extensión de diferentes comunidades vegetales y usos agrícolas con sus respectivas variantes en tipos de vegetación, de usos agrícolas, e información ecológica relevante.

La información geográfica digital contiene datos estructurados en forma vectorial codificados de acuerdo con el diccionario de datos vectoriales de uso del suelo y

vegetación serie IV para la escala 1:250 000 aplicables a las unidades ecológicas (comunidades vegetales y usos antrópicos) contenidos en el conjunto de dato. Asimismo, aporta los tipos de vegetación por su afinidad ecológica y composición florística, agrupados en dos niveles jerárquicos.

Los tipos de vegetación están definidos con base al sistema de clasificación de los tipos de vegetación de México del INEGI y ordenados por grandes grupos de vegetación.

1. Estado sucesional actual de la vegetación según el grado de cambio o alteración de la cubierta vegetal (Vegetación Secundaria).
2. Distribución de las comunidades vegetales con base en el reconocimiento de sus variantes definidas por elementos ecológicos, florísticos y fisonómicos distintivos.
3. Tipos de agricultura por disponibilidad de agua durante el ciclo agrícola y duración del ciclo de cultivo.
4. Información puntual sobre especies vegetales representativas de los tipos de vegetación representados.
5. Información puntual sobre cultivos presentes en las áreas agrícolas.
6. Información puntual y vectorial-lineal de comunidades vegetales con importancia ecológica excepcional, pero con distribución restringida y/o muy dispersa.
7. Información sobre la altura relativa de las comunidades vegetales.
8. Información sobre la cobertura relativa del dosel superior de las comunidades arbóreas.
9. Información puntual sobre actividades pecuarias.
10. Información puntual sobre actividades forestales.
11. Información puntual sobre otras actividades varias (CONABIO, 2016).

Suelos. El Servicio de Conservación de Recursos Naturales de los Estados Unidos (NRCS) clasifica los suelos en cuatro grupos hidrológicos basados características de infiltración de los suelos. NRCS define un grupo hidrológico como grupo de suelos con un potencial de escorrentía similar bajo condiciones de tormenta y cubierta similares. Los conjuntos de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación, escala 1:250000 - serie V, contienen la ubicación, distribución y extensión de diferentes comunidades vegetales y usos agrícolas con sus respectivas variantes en tipos de vegetación, de usos agrícolas, e información ecológica relevante. La información geográfica digital contiene datos estructurados en

forma vectorial codificados de acuerdo con el Diccionario de Datos Vectoriales de Uso del Suelo y Vegetación Serie IV para la Escala 1:250 000 aplicables a las diferentes unidades ecológicas (comunidades vegetales y usos antrópicos) contenidos en el conjunto de dato (CONABIO, 2016).

Clima. La información referente al clima para la alimentación del modelo se obtuvo de la base de datos *CLimate COMputing project CLICLOM* (CICESE, 2015). Dentro de la zona de estudio se encuentran 6 estaciones climatológicas de las cuales se obtuvieron datos diarios de precipitación, temperaturas máximas y mínimas correspondientes distintos periodos que van desde 1980 a 2010. Estos datos fueron adecuados dentro de una base de datos para ser ingresados al modelo, los cuales, contienen las coordenadas con el fin de georreferenciar los puntos donde se encuentran ubicadas estas estaciones, además de contar con los datos promedio de temperatura, rangos máximos y mínimos.

Datos Hidrométricos. Del portal del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS) (CONAGUA; 2017), se obtuvieron los aforos mensuales de producción de agua (gastos medios y máximos) de la estación hidrométrica 09018 para el período 1961-1992. De esta serie de datos se seleccionó el periodo correspondiente de 1970 a 1974, en el cual se presenta la serie mensual más completa de datos. Los cuales fueron utilizados para la validación del modelo.

4.4 Conclusiones del Capítulo

El uso del enfoque eco integrador de la economía ecológica permite la creación de estrategias de análisis que estudien de manera sistémica, las interrelaciones entre los componentes de los ecosistemas y las actividades antropogénicas, ayudando así al entendimiento de la génesis de los problemas ambientales. Como resultado de esta sección se obtiene estrategia de análisis que incluye el uso de herramientas para cuantificar la

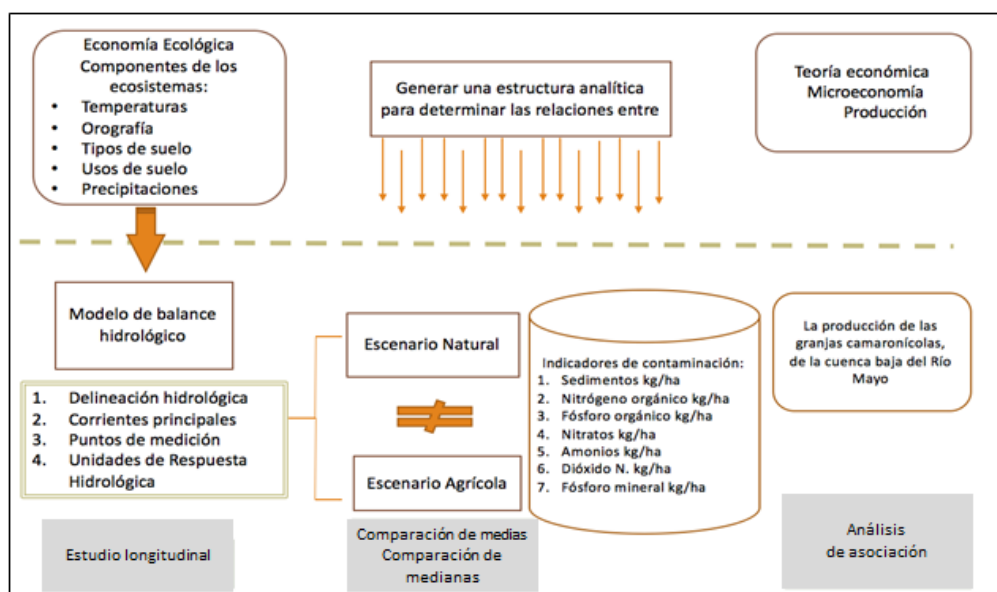
contaminación difusa, así como la aplicación de procedimientos para determinar su relación con las actividades económicas.

5 RESULTADOS

En esta sección se exponen los resultados generados con base en la estrategia propuesta dentro de los que destacan, la magnitud de los aportes de contaminación difusa, el análisis de correlación y el comparativo de los escenarios natural vs. agrícola. Para el análisis estadístico de los datos, se llevaron a cabo pruebas de correlación a fin de establecer la relación entre la presencia de contaminación difusa y la variabilidad de los rendimientos de las granjas camaronícolas.

Con la información ingresada al modelo de simulación, la cual comprende los elementos de los ecosistemas, se realizó una modelación hidrológica con el objetivo de obtener la delineación de las partes que conforman la cuenca en estudio. De esta información se obtuvieron datos como los aportes de escorrentía de cada una de las secciones conocidas como Unidades de Respuesta Hidrológica (URH). La modelación hidrológica permitió la simulación de dos escenarios, uno sin la presencia de la agricultura dentro de la cuenca y otro considerando la producción agrícola, produciendo dos escenarios de aporte de contaminantes, estos fueron contrastados con los rendimientos de las granjas camaronícolas de la región para determinar las sustancias que se asocian a la variabilidad de sus rendimientos (Figura 15).

Figura 15 Estructura de análisis para la caracterización de la contaminación difusa

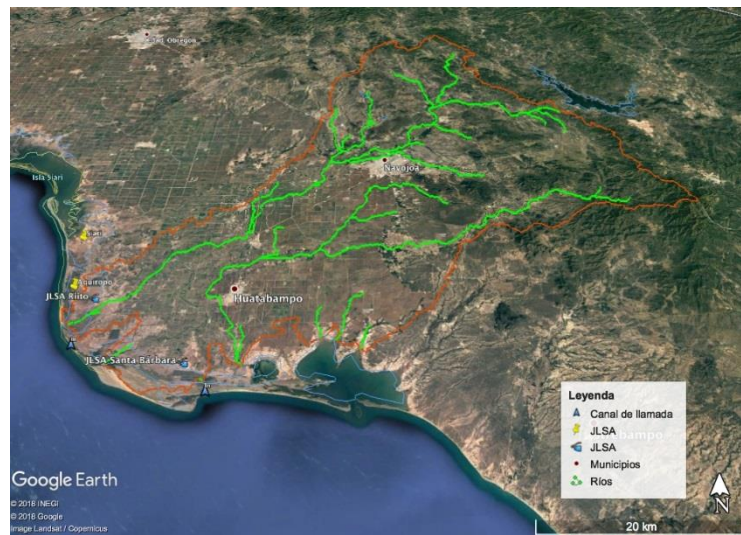


Fuente: Elaboración propia (2017).

5.1 Etapa 4. Detección de Áreas Afectadas por los Transumos.

Dentro del territorio que conforma la cuenca baja del Río Mayo, se encuentran localizadas cuatro Juntas Locales de Sanidad Acuícola (JLSA), estas reciben las descargas provenientes de los drenes exorreicos de la cuenca (Figura 16). Para efectos de la aplicación de la estrategia propuesta se seleccionaron las JLSA Riito y Santa Bárbara por su ubicación dentro de la delimitación hidrológica de la Cuenca del Río Mayo, el terreno aguas arriba sobre la línea costera presentan mayor proximidad a los drenes correspondientes a la cuenca del Río Yaqui, cuya modelación hidrológica no fue objeto de análisis en este trabajo.

Figura 16 Localización de los Parques Acuícolas de la cuenca baja del Río Mayo

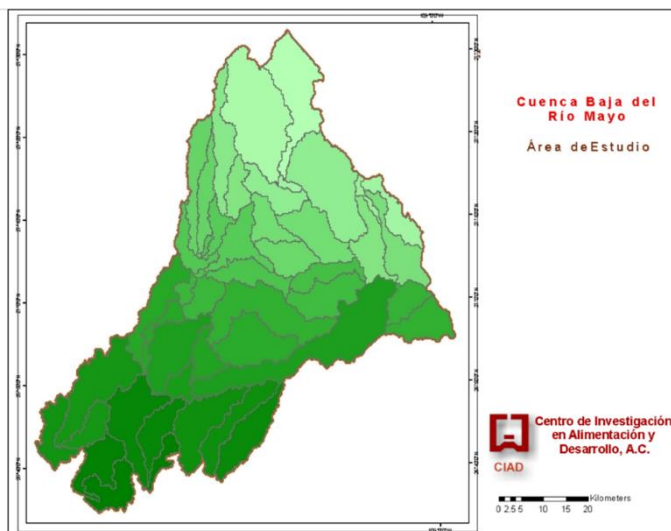


Fuente: Elaboración propia (2017).

5.2 Resultados Hidrológicos

En su modelización, a partir de la simulación de sus procesos físicos la cuenca hidrográfica, fue dividida en unidades de respuesta hidrológica (Figura 17). Estas constituyen agrupaciones de espacios integrados por combinaciones únicas de cubierta terrestre, suelo y manejo.

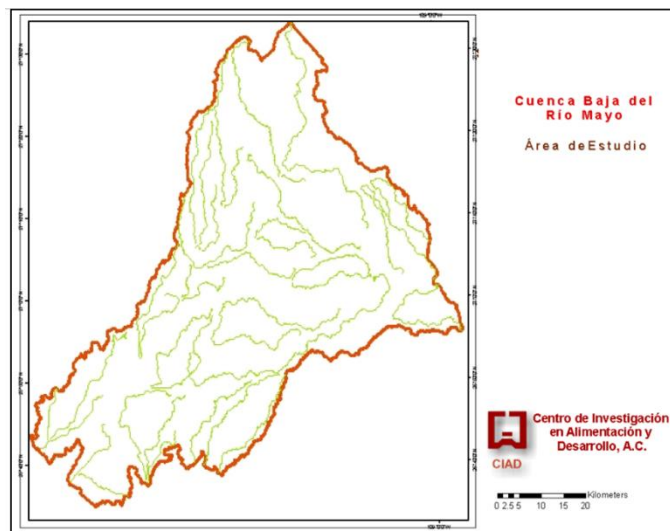
Figura 17 Delimitación de las unidades de respuesta hidrológica.



Fuente: Elaboración propia (2017).

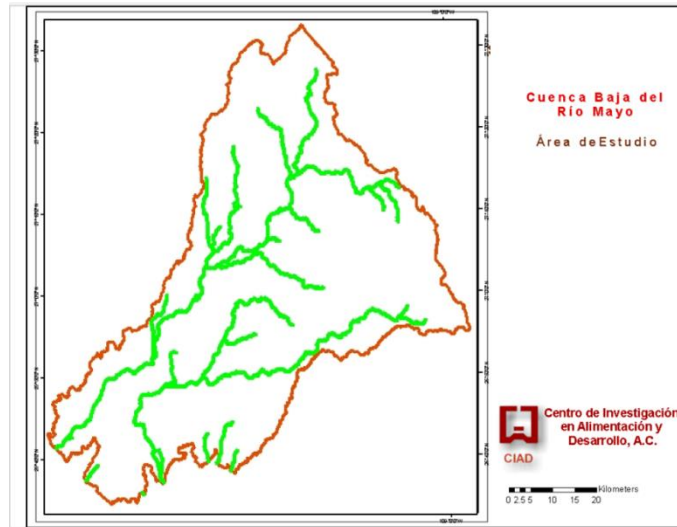
Para predecir con exactitud el movimiento de sustancias, el ciclo hidrológico, tal como lo simula el modelo, debe ajustarse a lo que está ocurriendo en la cuenca. La simulación de la hidrología de una cuenca se dividió en dos áreas principales. La primera es la fase terrestre del ciclo hidrológico (figura 18) la cual controla la cantidad de carga de agua, sedimentos, nutrientes y pesticidas al canal principal de cada URH. La segunda es la fase de enrutamiento (figura 19) del ciclo hidrológico que puede definirse como el movimiento de agua, sedimentos, etcétera, a través de la red de canales de la cuenca hasta la salida.

Figura 18 Fase terrestre del ciclo hidrológico



Fuente: Elaboración propia (2017).

Figura 19 Fase de enrutamiento del ciclo hidrológico



Fuente: Elaboración propia (2017).

5.3 Validación Del Modelo Hidrológico

La eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) es una estadística normalizada que determina la magnitud relativa de la varianza residual (ruido). En comparación con la varianza de los datos medidos (información) (Nash y Sutcliffe, 1970). NSE indica cuán bien el conjunto de datos observados contra los simulados se ajusta a la línea 1: 1. NSE es calculado como se muestra en la ecuación 3.

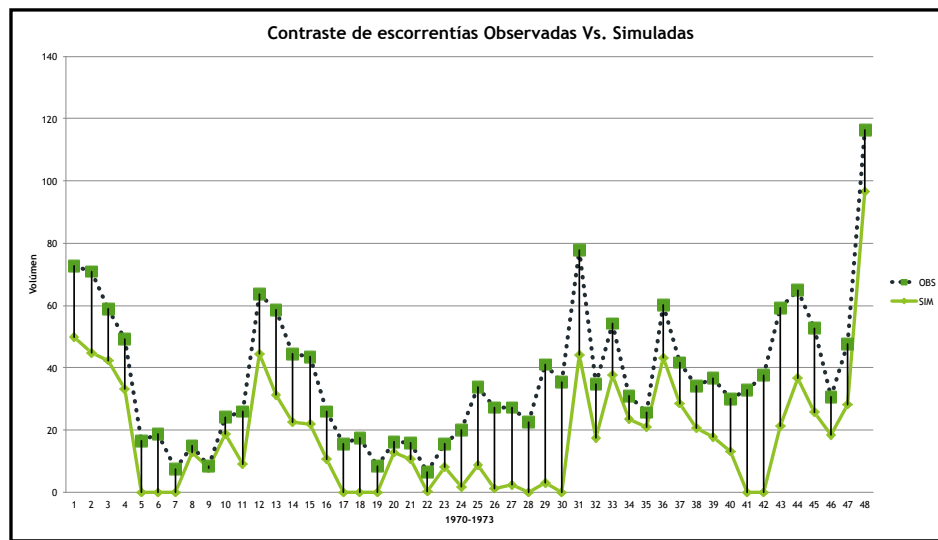
Ecuación 3 Ecuación de eficiencia de Nash-Sutcliffe

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y^{mean})^2} \right]$$

Fuente: Nash y Sutcliffe (1970).

Donde $Y_i obs$ es la i -ésima observación para el dato observado, $Y_i sim$ es el i -ésimo valor simulado, $Ymean$ es la media de los datos observados y n es el número total de observaciones. NSE oscila entre $-\infty$ y 1,0 (1 inclusive), con NSE = Siendo 1 el valor óptimo. Valores entre 0.0 y 1.0 son generalmente considerados como niveles aceptables de desempeño, Mientras que valores <0.0 indica que el valor observado medio Es un mejor predictor que el valor simulado, lo que indica eficiencia inaceptable (Nash y Sutcliffe, 1970; Moriasi et al., 2007). La cantidad de esorrentía que se simuló en el modelo para los años 1970 a 1973, fueron comparadas con los datos reportados por la estación 09018 de la red del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS), dando como resultado .9361 en el coeficiente de Nash y Sutcliffe, lo cual representa una alta eficiencia en el poder de simulación de los datos analizados (Figura 20).

Figura 20 Comparación de los resultados de esorrentía



Fuente: Elaboración propia (2017).

5.4 Indicadores de Contaminación

La información simulada para la cuenca baja del Río Mayo en el estado de Sonora presenta el siguiente aporte de sustancias contaminantes hacia las aguas costeras.

Tabla 11 Resultados de los aportes de contaminantes en la cuenca baja del Río Mayo

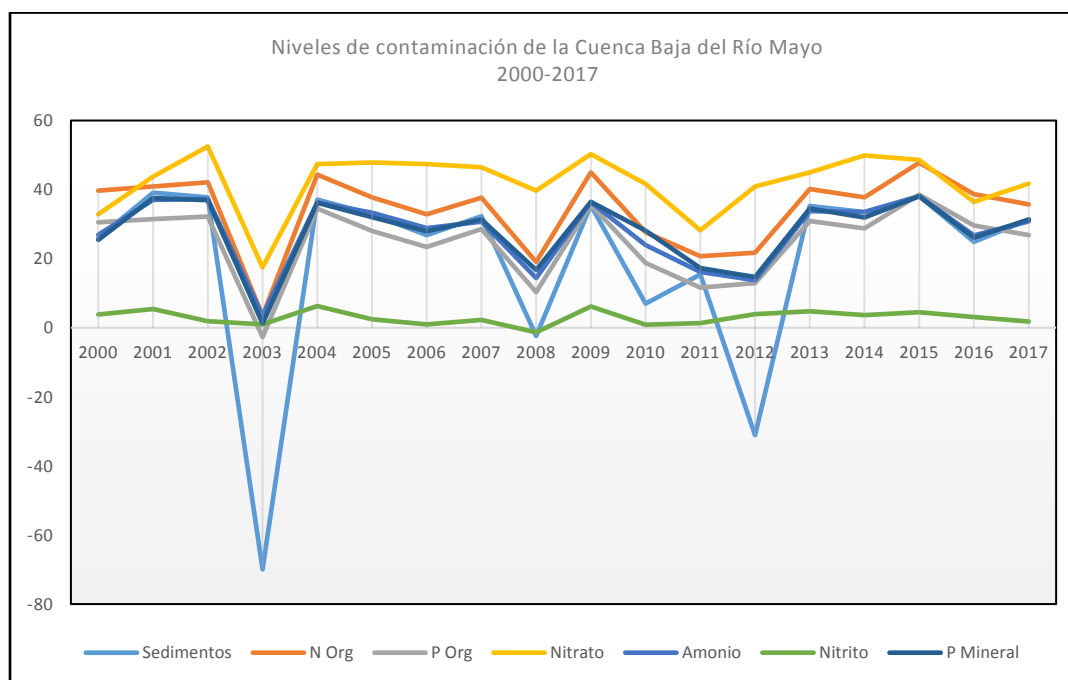
Año	Sedimentos	N. Orgánico	P. Orgánico	Nitrato	Amonio	NO ₂	P. Mineral
2007	53,787.18	14,856.53	3,268,268.00	25,689.60	8,001.64	15,772.22	24,578.06
2008	140,658.31	35,709.09	4,048,038.40	51,183.30	12,855.88	31,995.46	37,436.15
2009	331,070.20	123,684.74	4,452,206.00	181,230.00	37,011.59	98,009.98	35,087.23
2010	77,077.06	19,298.78	3,843,196.30	33,691.40	9,050.00	20,513.16	40,400.63
2011	331,105.84	78,102.77	4,931,357.00	117,227.30	32,473.55	80,402.20	45,030.24
2012	298,757.71	68,051.01	21,050,734.00	93,970.90	23,747.69	63,178.85	85,403.18
2013	205,432.43	46,072.67	8,781,927.00	77,526.30	24,694.62	49,834.25	45,307.79
2014	91,141.09	22,120.19	3,096,628.70	31,670.20	8,208.60	22,228.47	28,611.54
2015	389,113.77	90,785.17	3,352,195.50	156,402.00	52,218.85	117,139.20	143,875.97
2016	176,579.40	41,919.53	5,880,617.00	56,795.70	13,544.48	38,552.04	39,470.95

Nitrógeno (N), Fósforo (P), Dióxido de Nitrógeno (NO₂), Datos en Kilogramos

Fuente: Elaboración propia (2017).

En la Figura 21 se aprecia el aporte de las salidas o drenes naturales de la cuenca, por medio de los cuales deposita la escorrentía en las aguas costeras, llevando con ellas las cantidades de contaminantes expresados en la Tabla 9. Se observan visibles decaimientos en los aportes de contaminantes los años 2003, 2008 y 2012.

Figura 21 Niveles de contaminación aportados por la cuenca



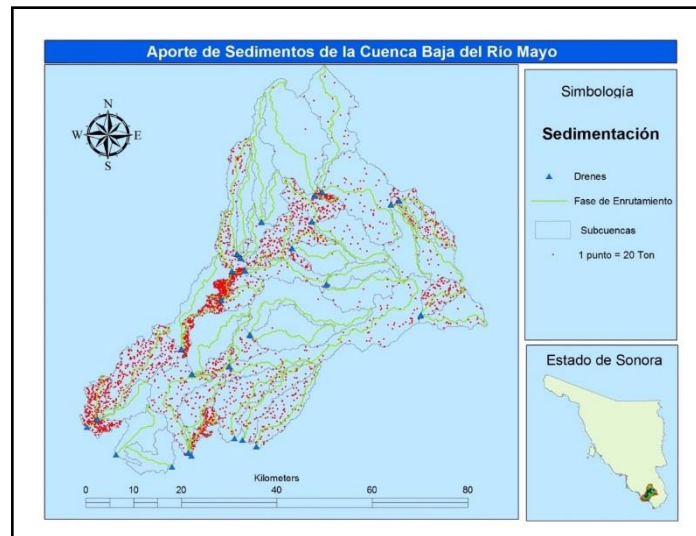
Fuente: Elaboración propia (2017)

Como resultado de la estimación de escorrentía por el modelo hidrológico se obtuvo el aporte de sedimentos por cada una de las Unidades de Respuesta Hidrológica, donde se

detectaron las zonas con mayor incidencia en pérdida de tierra por erosión hídrica. Esta información tiene un gran potencial para establecer planes de conservación y remediación de las zonas afectadas. Estos datos proporcionan un marco para delimitación de las zonas con prioridad espacial para la solución del problema de sedimentación.

Además, la teoría y el análisis presentado en este estudio ilustran que la modelación hidrológica es útil para las evaluaciones cuantitativas de las URH. Esta herramienta proporciona una visión importante para aplicar estrategias de remediación que deberían construirse principalmente en tierras agrícolas que son las áreas donde se presenta una marcada pérdida de sedimentos (Figura 22).

Figura 22 Comportamiento del aporte de sedimentos

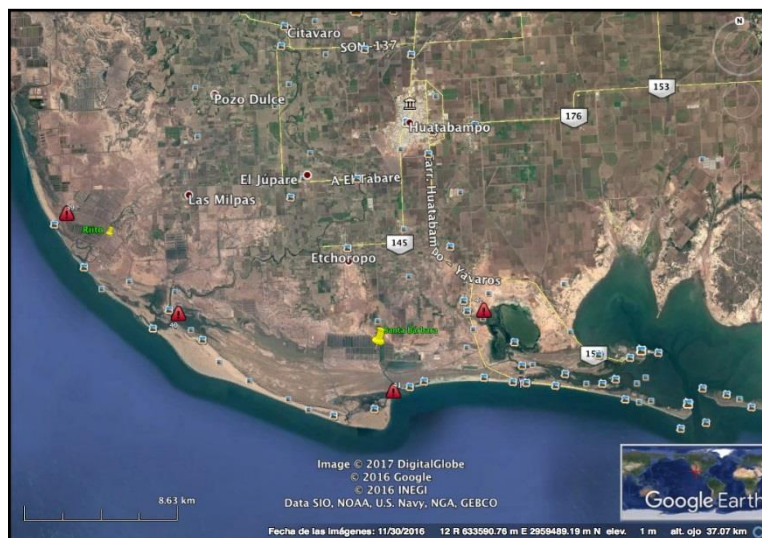


Fuente: Elaboración propia (2017)

5.5 Georreferenciación de las Zonas Afectadas

Como resultado del análisis hidrológico de la cuenca baja del Río Mayo, se obtuvieron los drenes exorreicos 39,40,41 y 42 (Figura 23), los cuales son colindantes con las Juntas Locales de Sanidad Acuícola, Riito y Santa Bárbara, con los que se analizó la relación existente entre el aporte de contaminantes por la cuenca hacia las aguas costeras y repercusión en la producción, debido a la cercanía que presentan.

Figura 23 Ubicación de los drenes de los cauces principales y su proximidad con los parques camaronícolas.



Fuente: Elaboración propia (2017).

5.6 Etapa 5 Validación de Resultados

5.6.1 Contraste Entre Escenario Línea Base y Escenario Agrícola

La función principal de los estudios de línea base ambiental es recopilar información que pueda ser utilizada para detectar cambios en los ecosistemas. Frecuentemente se recurre a modelos estadísticos para estimar la variabilidad ante la presencia de efectos que alteran el comportamiento normal de los indicadores de referencia. La detección de indicadores y sus parámetros, relacionado al estado que prevalece en el medio ambiente es una acción crítica para la elaboración de programas de monitoreo ambiental. Las actividades antropogénicas requieren de constante monitoreo debido a que son desarrolladas dentro de diversos ecosistemas.

Los datos de monitoreo de contaminación pueden ser utilizados para desarrollar y aplicar una evaluación línea base a fin de establecer información de referencia del indicador ecológico. Para crear programas de monitoreo, los indicadores deben ser generados y

evaluados con modelos para desarrollar estándares que cuantifiquen los efectos antropogénicos en el medio ambiente. Las alteraciones en los ecosistemas son resultado del inicio, fin o variación en la intensidad de las actividades humanas, como son las actividades industriales, la agricultura o el cambio climático (Large et al., 2013; Andrews et al., 2015; Linder, Horne y Ward, 2017).

Como herramientas para realizar estudios de línea base se ha identificado el uso potencial de biota genéticamente susceptible a la presencia de contaminantes ambientales. La identificación de cierto tipo de fitoplancton ha sido utilizada como indicadores ecológicos para detectar cambios en los nutrientes, las floraciones de algas nocivas y la calidad general del agua. Instrumentos como los Sistemas de Información Geográfica (SIG), conformados por hardware y software especializados en medición remota, se han convertido en herramientas utilizadas para la generación de indicadores ecológicos, gracias a su capacidad de recopilar información y desplegarla dentro de un análisis espaciotemporal. La potencia en el manejo de diferentes bases de datos ha dado paso al surgimiento de la bioinformática, esta técnica, con la combinación de información recopilada en campo ha demostrado gran eficacia en la detección de cambios en los diversos ecosistemas del planeta, como son: alteraciones en la biodiversidad, migraciones de animales, pérdida de territorios forestales, entre otras (Niemi y McDonald, 2004).

Con los resultados de la aplicación del modelo de simulación, se generaron dos escenarios; uno de línea base, es decir, sin la intrusión de la actividad agrícola dentro de la zona de estudio y otro donde se ingresaron los datos del manejo de los cultivos realizados en la zona con base en la información proporcionada por los paquetes tecnológicos de SAGARPA. Como primer resultado se presentan las tablas 10 y 11, las cuales contienen los datos de los diferentes contaminantes simulados por el modelo SWAT. Mediante un análisis descriptivo de la información se logró hacer una comparación de las medianas donde para todos los casos exceptuando el comportamiento mostrado por los aportes de Amonio y Fósforo Mineral, los resultados de la simulación agrícola superaron los parámetros obtenidos del escenario línea base.

Resalta la pertinencia de realizar estudios a nivel de cuencas hidrológicas, que caractericen el comportamiento entre la interacción de las actividades antropogénicas con los componentes de los ecosistemas en la generación de contaminantes. La falta de estos tipos

de estudios de acuerdo en lo establecido por, (Martínez-Yrizar, Álvarez-Sánchez y Maass, 2017) ha llevado al desconocimiento de las aportaciones de sustancias como nitrógeno y fósforo dentro de los ecosistemas mexicanos.

Los resultados confirman el deterioro que genera llevar a cabo la actividad agrícola. Acciones de mejores prácticas y manejo agrícola, deben de ser implementadas y monitoreadas para medir los beneficios de estas acciones. El uso de Sistemas de Información Geográfica ayuda a la simulación de estas prácticas con las cuales se pueden parametrizar los efectos de su implementación a escala geográfica. Es necesario establecer los parámetros máximos permitidos para cada una de las sustancias simuladas por el modelo hidrológico.

Tabla 12 Parámetros de contaminación en un escenario natural

Año	N. Orgánico	P. Orgánico	Nitrato	Amonio	NO ₂	P. Mineral
2000	7,422.52	1,172.06	5,554.96	1,810.43	838.25	724.90
2001	3,832.32	495.12	16,504.92	1,980.17	986.17	2,233.06
2002	4,565.97	555.15	46,120.27	2,287.96	887.37	2,015.39
2003	5.61	1.78	2,256.11	85.75	33.85	26.71
2004	4,757.16	599.34	23,060.55	2,285.27	1,379.89	1,974.69
2005	1,760.22	223.16	27,334.64	1,033.69	395.55	841.66
2006	382.91	56.08	36,519.68	459.90	141.60	491.50
2007	1,533.27	246.59	30,844.85	943.38	226.77	810.97
2008	48.89	8.87	4,404.88	113.31	38.79	81.55
2009	4,534.34	654.52	65,228.98	2,016.08	890.76	1,715.22
2010	144.85	25.09	15,172.24	149.77	48.33	713.80
2011	52.47	8.62	4,349.64	104.83	35.79	159.37
2012	163.95	28.47	17,538.29	223.19	76.34	174.72
2013	2,325.98	343.29	35,777.37	1,135.45	418.91	1,259.41
2014	2013.61	309.84	139,023.96	1,196.38	370.13	851.17
2015	14,690.53	2265.25	62,776.38	4,952.01	1,286.10	3,076.56
2016	4,678.07	760.36	5,902.10	1,147.89	241.48	462.53
2017	1,063.87	165.56	11,602.14	630.18	253.56	678.85

Nitrógeno (N), Fósforo (P), Dióxido de Nitrógeno (NO₂)

Fuente: Elaboración propia (2017).

Tabla 13 Parámetros de contaminación en un escenario agrícola.

Año	N. Orgánico	P. Orgánico	Nitrato	Amonio	NO ₂	P. Mineral
2000	1,315.10	219.15	12,775.80	1,013.96	305.90	358.52
2001	378.28	124.47	33,930.00	860.66	321.20	700.25
2002	474.53	152.62	33,986.00	937.77	318.30	582.46
2003	2,333.63	375.79	8,066.70	452.08	311.90	202.69
2004	55,908.00	8,792.80	34,842.00	1,387.78	3911.00	880.24
2005	953.17	197.68	31,915.00	882.60	332.30	449.86
2006	570.33	137.26	27,908.00	963.13	323.00	433.26
2007	1,001.86	239.70	31,474.00	1,154.82	356.00	475.03
2008	2,921.40	463.70	9,299.70	801.24	492.30	381.87
2009	2,393.80	456.52	51,934.00	1391.09	575.20	694.50
2010	4,422.00	721.50	17,089.00	1,112.71	517.40	451.32
2011	434.42	79.17	1,1967.70	626.51	172.90	227.40
2012	3,738.20	611.77	23,009.00	886.52	579.20	391.51
2013	1,020.16	239.38	39,686.00	926.20	308.80	548.52
2014	1,812.18	353.08	53,107.00	1,231.09	499.10	604.20
2015	3,392.20	644.10	92,889.00	1,892.14	625.10	998.63
2016	6,993.00	1,170.40	17,557.90	1,513.01	524.50	618.82
2017	2,087.90	384.50	26,469.00	1,110.54	426.90	562.34
Shapiro Wilk	<0.0001	<0.0001	0.009	0.637	<0.0001	0.632
Normalidad	No	No	No	Si	No	Si
Mediana	1,886.92	278.22	20,299.42	1,084.57	311.85	767.94
Wilcoxon P-Value	0.632	0.139	0.033	0.571	0.002	0.001
Alfa	.05	.05	.05	.05	.05	.05
Resultado	No	No	Si	No	Si	Si

Nitrógeno (N), Fósforo (P), Dióxido de Nitrógeno (NO₂)

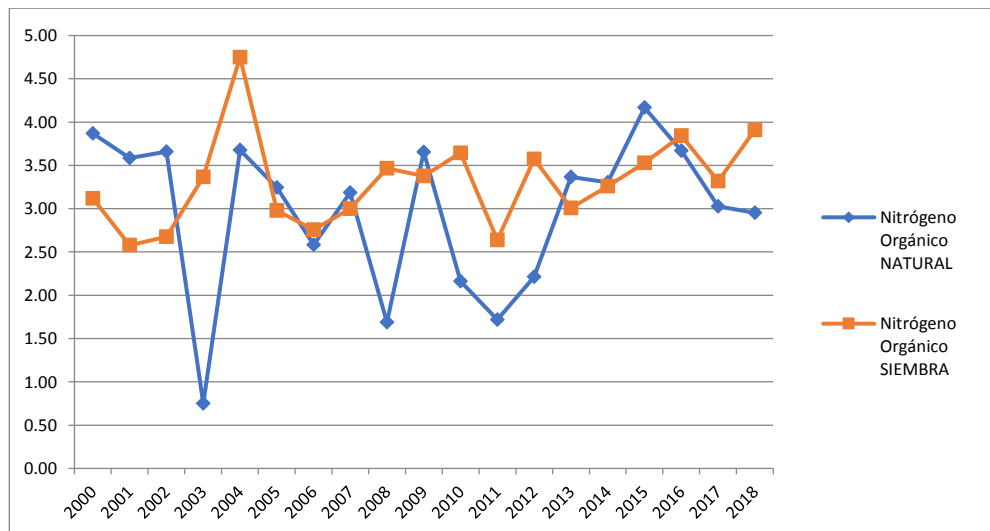
Fuente: Elaboración propia (2017).

Como resultado del estudio comparativo de las medianas de las variables, se comprueba que tres de ellas cumple con la diferencia establecida por el resultado de Wilcoxon: Nitrato, Dióxido de nitrógeno y Fósforo mineral presentan diferencias estadísticamente representativas.

5.6.2 Comparativo de Resultados

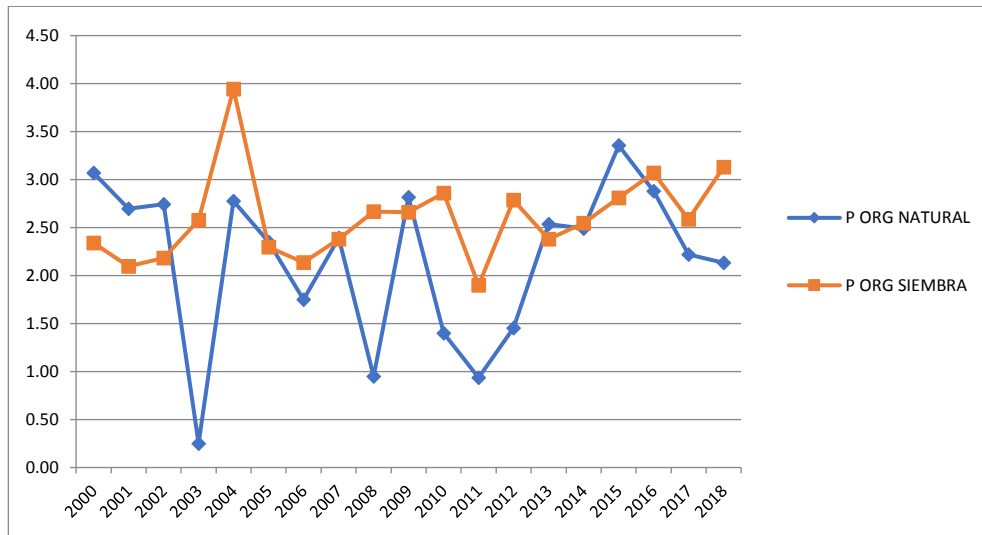
En esta sección se muestran los resultados de la comparación de las sustancias que se obtuvieron en la simulación de ambos escenarios. Para lograr la graficación ilustrativa de los comparativos, fue necesario aplicar una función logarítmica base 10 a los resultados obtenidos. Dentro de las figuras comparativas mostradas en esta sección se manifiesta una variación que va desde 0.5 hasta 4.8 puntos en los datos analizados. Se recalca la presencia de marcadas variaciones en los parámetros de: Nitrógeno orgánico, Fósforo orgánico, Dióxido de Nitrógeno, Amonio y Fósforo mineral, en los años donde las JLSA, presentan problemas sanitarios. Se pone en evidencia el incremento de aporte de contaminantes durante los años 2003 y 2004 años en donde la actividad camaronícola del estado de Sonora, principalmente en el sur de la entidad manifestó pérdidas económicas por el surgimiento de la enfermedad conocida como mancha blanca.

Figura 24 Nitrógeno orgánico



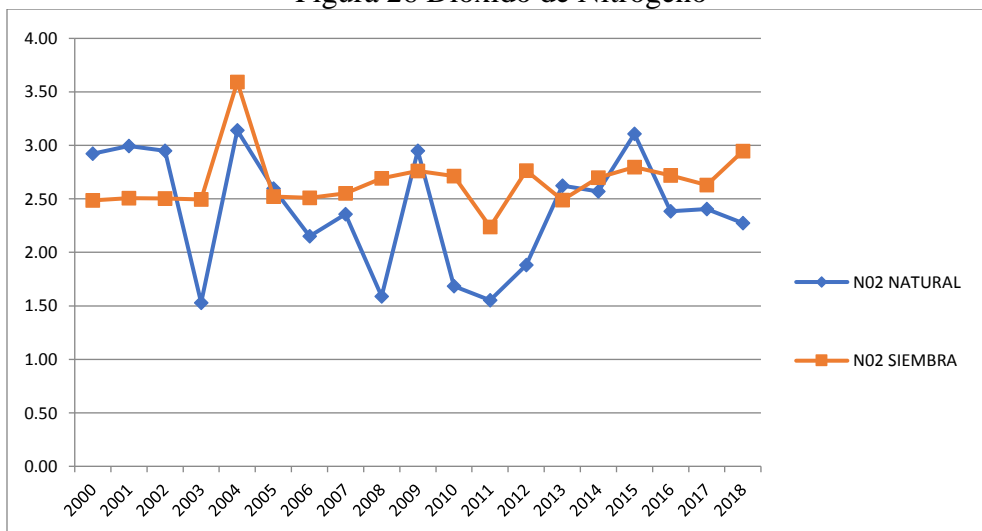
Fuente: Elaboración propia (2017).

Figura 25 Fósforo orgánico



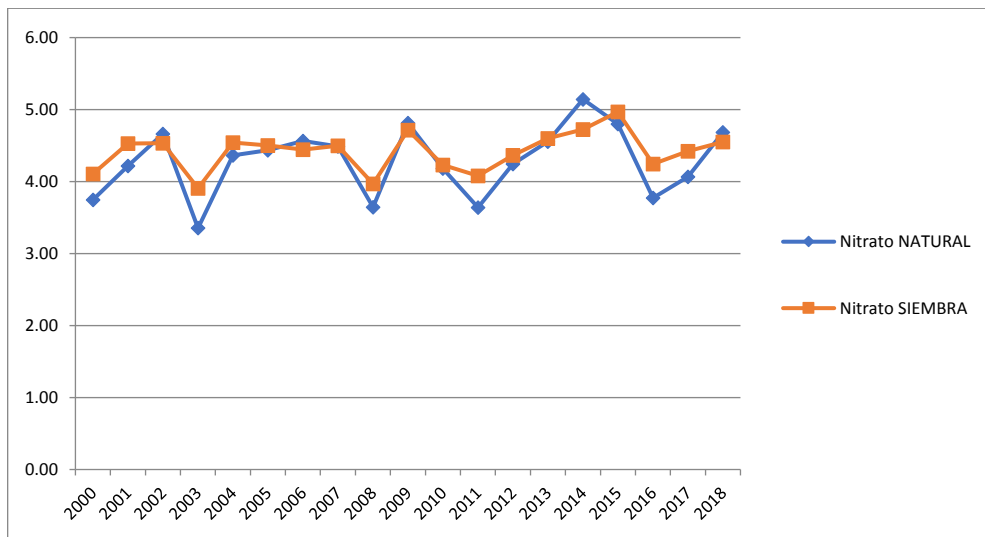
Fuente: Elaboración propia (2017).

Figura 26 Dióxido de Nitrógeno



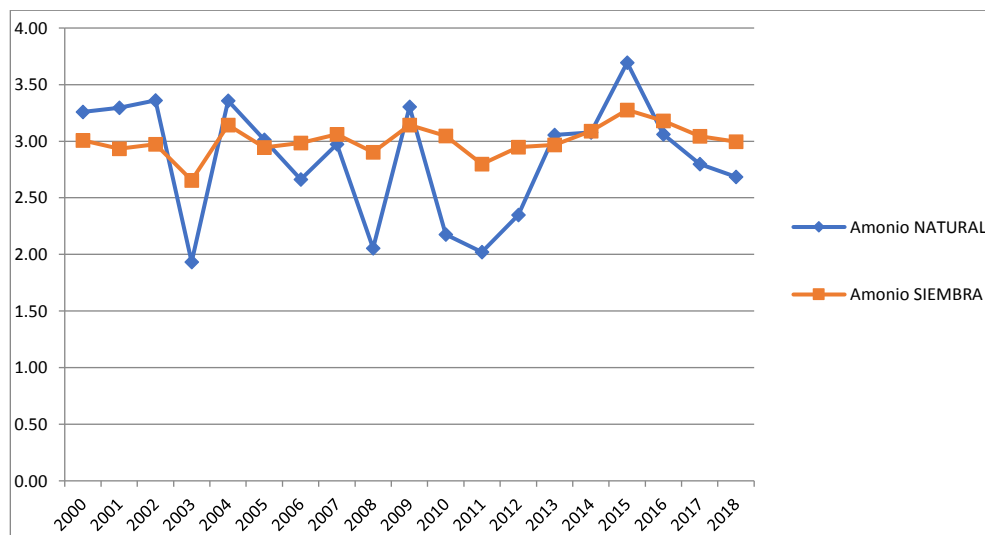
Fuente: Elaboración propia (2017).

Figura 27 Nitrato



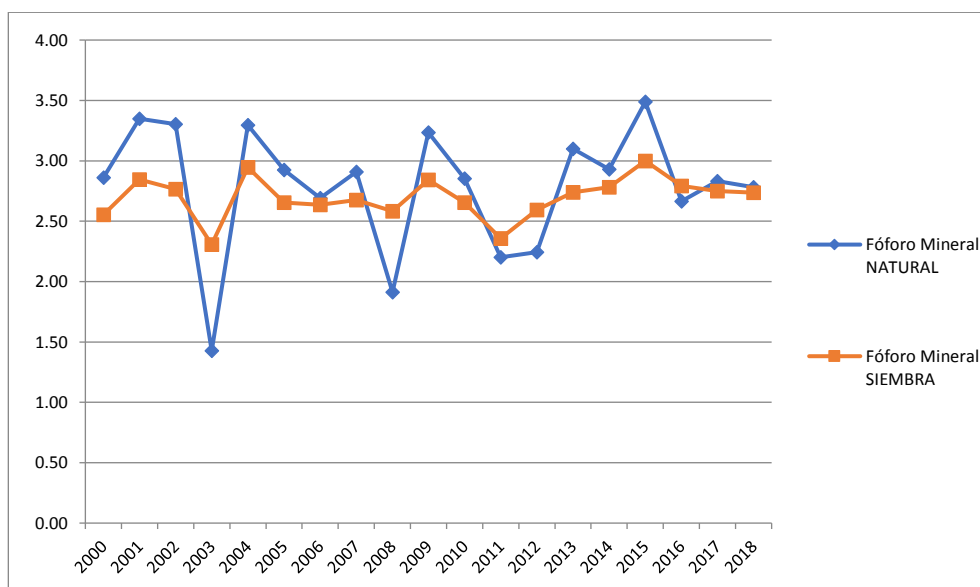
Fuente: Elaboración propia (2017).

Figura 28 Amonio



Fuente: Elaboración propia (2017).

Figura 29 Fósforo mineral



Fuente: Elaboración propia (2017).

5.6.3 Validación de la Relación

Para los datos analizados en la Junta Local de Sanidad Acuícola Santa Bárbara, se analizaron los rendimientos en función de las aportaciones correspondientes a la actividad agrícola, para lo cual se presenta el siguiente tratamiento de los datos. Para solventar el problema de la normalidad de los datos se realizó una transformación Cox Box, con lo cual se obtuvieron los datos transformados como se muestra en la tabla 12. Una vez transformados los datos, se les aplicó de nuevo una prueba de normalidad, aprobando estos dichos supuestos como se muestra en la tabla 13. Probado el supuesto de normalidad de los datos transformados, se realizó un estudio de correlación de Pearson, que se presenta en la tabla 14, con sus respectivas significancias mostradas en la tabla 15. Todo esto para una precisión de las pruebas del 90% donde bajo este diseño se comprueba la asociación existente entre los rendimientos y los transumos: Nitrógeno orgánico con valor de -0.68, Amonio -0.86 y Dióxido de nitrógeno con -0.76. Mostrando una tendencia negativa en el comportamiento de la asociación.

Tabla 14 Transformación Cox-Box para la JLSA Santa Bárbara.

N. Orgánico	P. Orgánico	Nitrato	Amonio	NO ₂	P. Mineral	Rendimiento
-0.635	-0.575	0.636	-0.839	-0.742	-0.354	1.232
-0.188	-0.232	-1.074	0.374	0.144	0.439	-0.914
-0.511	-0.515	0.124	-0.167	-0.045	-0.221	-0.195
1.019	0.971	0.676	0.716	1.130	1.291	0.197
-1.235	-1.131	-1.681	-1.717	-1.656	-1.849	1.282
1.651	1.749	0.290	1.226	1.186	-0.046	-1.369
-0.101	-0.266	1.029	0.408	-0.016	0.739	-0.233

Nitrógeno (N), Fósforo (P), Dióxido de Nitrógeno (NO₂)

Fuente: Elaboración propia (2017).

Tabla 15 Prueba de normalidad de los datos

Variable\Test	Shapiro-Wilk
N. Orgánico	0.520
P. Orgánico	0.243
Nitrato	0.206
Amonio	0.717
NO ₂	0.570
P. Mineral	0.681
Rendimiento	0.552

Nitrógeno (N), Fósforo (P),
Dióxido de Nitrógeno (NO₂)

Fuente: Elaboración propia (2017).

Tabla 16 Matriz de correlación de Pearson

Variables	N. Orgánico.	P. Orgánico	Nitrato	Amonio	NO ₂	P. Mineral	Rendimiento
N. Orgánico	1	0.995	0.479	0.897	0.937	0.617	-0.688
P. Orgánico	0.995	1	0.435	0.859	0.911	0.547	-0.664
Nitrato	0.479	0.435	1	0.532	0.541	0.667	-0.153
Amonio	0.897	0.859	0.532	1	0.964	0.807	-0.862
NO ₂	0.937	0.911	0.541	0.964	1	0.798	-0.760
P. Mineral	0.617	0.547	0.667	0.807	0.798	1	-0.503
Rendimiento	-0.688	-0.664	-0.153	-0.862	-0.760	-0.503	1

Values in bold are different from 0 with a significance level alpha=0.1

Nitrógeno (N), Fósforo (P), Dióxido de Nitrógeno (NO₂)

Fuente: Elaboración propia (2017).

Tabla 17 Tabla de significancia

Variables	N. Orgánico	P. Orgánico	Nitrato	Amonio	NO ₂	P. Mineral	Rendimiento
N. Orgánico	0	< 0.0001	0.276	0.006	0.002	0.140	0.087
P. Orgánico	< 0.0001	0	0.329	0.013	0.004	0.204	0.104
Nitrato	0.276	0.329	0	0.219	0.210	0.101	0.743
Amonio	0.006	0.013	0.219	0	0.000	0.028	0.012
NO ₂	0.002	0.004	0.210	0.000	0	0.031	0.048
P. Mineral	0.140	0.204	0.101	0.028	0.031	0	0.250
Rendimiento	0.087	0.104	0.743	0.012	0.048	0.250	0
Nitrógeno (N), Fósforo (P), Dióxido de Nitrógeno (NO ₂)							

Fuente: Elaboración propia (2017).

Para la Junta Local de Sanidad Acuícola el Riito se realizó el siguiente procedimiento de análisis de datos. Los parámetros que presentaron asociación dentro del análisis estadístico fueron los aportados por el escenario natural el cual se presenta en la tabla 16. Este conjunto de datos fue normalizado mediante la aplicación de una función logarítmica base diez cuyo resultado se despliega en la tabla 17. Una vez aplicada la técnica de normalización de los datos, se comprobó la normalidad como se muestra en la tabla 18, donde el Dióxido de nitrógeno conserva una distribución no normal por lo que fue excluido del análisis de correlación de Pearson que se despliega en la tabla 19 con su respectivo estudio de significancia en la tabla 20, para un valor de alfa de 5%, dejando como resultado una asociación entre los transumos caracterizados por el modelo hidrológico y los rendimientos de la JLSA. La asociación que guardan las sustancias con el comportamiento de los rendimientos es estadísticamente significativa con los siguientes parámetros: Nitrógeno orgánico 0.98, Fósforo orgánico 0.97, Nitrato 0.96, Amonio 0.96 y Fósforo mineral 0.95. Mostrando una relación positiva entre el aporte por el estado natural de la zona de estudio y el comportamiento del rendimiento en la JLSA.

Tabla 18 Aporte de contaminantes por el escenario natural

Año	N. Orgánico	P. Orgánico	Nitrato	Amonio	NO ₂	P. Mineral	Rendimiento
2005	948.48	116.68	73440.00	1470.04	755.81	1346.65	1.23
2006	1346.97	132.39	73318.00	1967.03	967.84	2507.48	1.22
2007	1312.90	204.45	81020.00	2143.43	876.32	1439.58	1.62
2008	27884.70	2027.90	30720.70	16572.17	19440.01	9352.77	1.61
2009	2926.80	281.25	119922.00	3084.91	1756.01	2807.69	2.28
2010	3516.10	404.97	48590.00	2416.89	1012.01	2014.46	1.03
2011	393.57	49.92	25163.50	871.77	390.60	546.76	1.56

Nitrógeno (N), Fósforo (P), Dióxido de Nitrógeno (NO₂)

Fuente: Elaboración propia (2017).

Tabla 19 Normalización de los datos mediante logaritmo base 10

N. Orgánico	P. Orgánico	Nitrato	Amonio	NO ₂	P. Mineral	Rendimiento
2.98	2.07	4.87	3.17	2.88	3.13	0.09
3.13	2.12	4.87	3.29	2.99	3.40	0.09
3.12	2.31	4.91	3.33	2.94	3.16	0.21
4.45	3.31	4.49	4.22	4.29	3.97	0.21
3.47	2.45	5.08	3.49	3.24	3.45	0.36
3.55	2.61	4.69	3.38	3.01	3.30	0.01
2.60	1.70	4.40	2.94	2.59	2.74	0.19

Nitrógeno (N), Fósforo (P), Dióxido de Nitrógeno (NO₂)

Fuente: Elaboración propia (2017).

Tabla 20 Prueba de normalidad

Variable\Test	Shapiro-Wilk
N. Orgánico	0.451
P. Orgánico	0.721
Nitrato	0.583
Amonio	0.140
NO ₂	0.025
P. Mineral	0.769
Rendimiento	0.658

Nitrógeno (N), Fósforo (P),
Dióxido de Nitrógeno (NO₂)

Fuente: Elaboración propia (2017).

Tabla 21 Matriz de correlación de Pearson

Variables	N. Orgánico	P. Orgánico	Nitrato	Amonio	P. Mineral	Rendimiento
N. Orgánico	1	0.992	0.970	0.998	0.989	0.980
P. Orgánico	0.992	1	0.955	0.987	0.965	0.977
Nitrato	0.970	0.955	1	0.966	0.953	0.968
Amonio	0.998	0.987	0.966	1	0.991	0.966
P. Mineral	0.989	0.965	0.953	0.991	1	0.959
Rendimiento	0.980	0.977	0.968	0.966	0.959	1

Nitrógeno (N), Fósforo (P)

Values in bold are different from 0 with a significance level alpha=0.05

Fuente: Elaboración propia (2017).

Tabla 22 Tabla de significancia

Variables	N. Orgánico	P. Orgánico	Nitrato	Amonio	P. Mineral	Rendimiento
N. Orgánico	0	< 0.0001	0.000	< 0.0001	< 0.0001	0.000
P. Orgánico	< 0.0001	0	0.001	< 0.0001	0.000	0.000
Nitrato	0.000	0.001	0	0.000	0.001	0.000
Amonio	< 0.0001	< 0.0001	0.000	0	< 0.0001	0.000
P. Mineral	< 0.0001	0.000	0.001	< 0.0001	0	0.001
Rendimiento	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0

Nitrógeno (N), Fósforo (P)

Fuente: Elaboración propia (2017).

6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los hallazgos de la investigación confirman la hipótesis de trabajo, al corroborar estadísticamente la existencia de asociaciones entre los transumos analizados y los escenarios propuestos. Los datos obtenidos en las granjas acuícolas adscritas a la Junta Local de Sanidad Acuícola Riito, confirman una relación positiva estadísticamente representativa con los aportes la cuenca en su estado natural. Las estimaciones para las granjas acuícolas de la Junta Local de Sanidad Acuícola Santa Bárbara indican una relación estadísticamente representativa en tendencia negativa para los valores generados por las aportaciones del escenario agrícola en tres de los seis parámetros analizados. Las tendencias mostradas en ambas asociaciones confirman, en alineación con la perspectiva teórica de la economía ecológica, que la presencia de desechos provenientes de las actividades antropogénicas presenta relación negativa en el bienestar de los actores sociales y económicos de las regiones.

Los parámetros que se obtienen en el escenario agrícola sobrepasan los generados por el escenario línea base. La estrategia desarrollada para generar los datos demostró validez estadística, gracias a esto, el procedimiento puede ser replicado en otras unidades de estudio.

Derivado de la revisión bibliográfica fue posible establecer que los trabajos científicos publicados sobre el quebranto de los ecosistemas hacen énfasis en su origen antropogénico; sin embargo, no profundizan en cómo los impactos de este quebranto sobre los servicios ambientales y sus componentes se revierte sobre la acción antropogénica de orden económico en los sistemas productivos, así como en las condiciones de existencia de sus actores territoriales. Estas carencias son especialmente manifiestas en los espacios hídricos. Los propósitos de esta investigación consistieron en construir una estrategia de análisis de la interacción simbiótica entre el medio ambiente y el aprovechamiento antropogénico de los servicios ambientales a nivel de cuencas hidrológicas.

El modelado hidrológico probó su eficiencia en la generación de datos confiables al establecer valores superiores al 93% de precisión sustentado en el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe.

La instrumentación del modelado hidrológico hizo posible confirmar la pertinencia de un procedimiento replicable, para la generación de indicadores del aporte de contaminantes, con base en el estudio del ciclo hidrológico en interacción con el uso del suelo agrícola en una cuenca hidrológica. Los resultados confirman la pertinencia de la aplicación de herramientas de estudios que incluyan en sus procedimientos, las relaciones que guardan las actividades económicas con los elementos de los ecosistemas. Las interrogantes acerca de los límites interpuestos por los ecosistemas a la actividad antropogénica obtienen respuestas específicas en cada espacio geográfico, ya que en cada caso el comportamiento de las variables utilizadas resulta incierto, lo cual confirma que la variación de sus elementos es condicionante de la diversidad característica en cada espacio.

Asimismo, se ratifica una relación entre el aporte de sustancias atribuidas al fenómeno de contaminación difusa y los rendimientos de los sistemas productivos camaronícolas de la cuenca hidrológica. La influencia de los transumos escurridos hacia el litoral de Huatabampo Sonora, confirma su asociación en la variabilidad de los rendimientos de la producción acuícola de camarón blanco. El análisis de los componentes de los ecosistemas en su interacción al propiciar escorrentía en un territorio con una intensa actividad agrícola, lo convierte en una zona propensa a generar afectaciones ambientales en los drenes exorreicos a causa del aporte de contaminación difusa.

Determinar los niveles de aporte de sustancias por parte de la escorrentía que se presenta dentro de un estado de línea base ambiental, es la base para prever la violación de los límites que impone el medio ambiente a la actividad antropogénica en las cuencas hidrológicas. Estas violaciones del estado natural de la cuenca generarán detrimento en los servicios ambientales que benefician a los seres vivos y humano.

La información con la que cuentan las instituciones mexicanas encargadas de la generación de estadística y reportes de salud ambiental es escasa en cuanto a los parámetros de contaminación de cuerpos de agua, y nula en el caso de contaminación difusa proveniente de la agricultura. Por esta razón es que constituye un reto dentro de los problemas nacionales en los diferentes planes de desarrollo institucionales.

La aplicación de técnicas de uso internacional para la detección de contaminación difusa en los cuerpos de agua nacionales es posible gracias a la información que instituciones como la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO)

y el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) hacen pública dentro de sus portales. Es necesario enfatizar que es posible gracias a la manipulación de esta información por personal altamente capacitado en el manejo de Sistemas de Información Geográfica.

La identificación de posibles impactos de la contaminación difusa en parámetros como: crecimiento, mortandad, calidad del producto, entre otros, requieren de la interacción colaborativa entre el sector productivo, el sector Ciencia y Tecnología, las Juntas Locales de Sanidad Acuícola (JLSA), el Comité de Sanidad Acuícola del estado de Sonora (COSAES) y el Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA).

Crear programas de colaboración entre Instituciones de Educación Superior, Centros de Investigación, Entidades Municipales y Estatales y la Iniciativa Privada, es una ventana de oportunidad para transferir conocimiento a la sociedad y propiciar el desarrollo regional, además de analizar periódicamente el comportamiento de la contaminación difusa dentro de las cuencas del país, ayudará a los tomadores de decisiones tanto para la prevención de desastres epidemiológicos como de conservación ambiental.

7 BIBLIOGRAFÍA

- Aguilar, A. (2010). *CALIDAD DEL AGUA Un enfoque multidisciplinario*. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México IIEc.
- Almasri, M. (2007). Nitrate contamination of groundwater: a conceptual management framework. *Environmental Impact Assessment Review*, 27(3), 220-242.
- Andrews, K. S., Williams, G. D., Samhoury, J. F., Marshall, K. N., Gertseva, V., & Levin, P. S. (Junio de 2015). The legacy of a crowded ocean: indicators, status, and trends of anthropogenic pressures in the California Current ecosystem. *Environmental Conservation*, 139-151.
- Arauzo, M., & Martínez-Bastida, J. (Junio de 2015). Environmental factors affecting diffuse nitrate pollution in the major aquifers of central Spain: groundwater vulnerability vs. groundwater pollution. *Environmental Earth Science*, 73(12), 8271–8286.
- Babin, N., Mullendore, N., & Prokopy, L. (2015). Using social criteria to select watersheds for nonpoint source agricultural pollution abatement projects. *Land Use Policy*(55), 327-333.
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K., & Mooney, H. A. (4 de Julio de 2007). The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services . *Annual Review on Environment and Resources*, 32, 67-98.
- CICESE. (10 de 10 de 2015). *Base De Datos Climatológica Nacional*. Obtenido de CLICOM: <http://clicom-mex.cicese.mx>
- Cole, J. (1995). Adam Smith: Economista y Filósofo. *Laissez-Faire*, 2, 32-51.
- Colosio, C., Rubino, F. M., & Moretto, A. (2017). Pesticides. *International Encyclopedia of Public Health (Second Edition)*, 454-462.
- CONABIO. (15 de 10 de 2016). *Portal De Geoinformación; Sistema Nacional De Información Sobre Biodiversidad*. Obtenido de Portal De Geoinformación; Sistema Nacional De Información Sobre Biodiversidad: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

- CONAGUA. (2012). *Agenda del Agua 2030. Avances y logros 2012*. Coyoacán, México D.F.: Comisión Nacional del Agua.
- CONAGUA. (2015). *Estadísticas agrícolas de los distritos de riego. Año agrícola 2013-2014*. D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- CONAGUA. (2015). *Estadísticas del agua en México. Edición 2015*. Tlalpan: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- CONAGUA. (15 de 03 de 2017). *Banco Nacional De Datos De Aguas Superficiales (BANDAS)*. Recuperado el 15 de 03 de 2017, de Banco Nacional De Datos De Aguas Superficiales (BANDAS): <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/Portada%20BANDAS.htm>
- Costanza, R. (1991). *Ecological economics: the science and management of sustainability*. Nueva York: Columbia University Press.
- Cotler, H., Galindo, A., González, I., Pineda, R., & Ríos, E. (2013). *Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión*. México, D.F.: SEMARNAT.
- Chen, M. T., Liu, G., Miyaoka, K., Onodera, S., Tokunaga, T., & Fukushima, Y. (Diciembre de 2007). Nitrate pollution of groundwater in the Yellow River delta, China. *Hydrogeology Journal*, 15(8), 1605–1614.
- Daly, H. E. (1991). *Steady-State Economics*. Washington: Island Press, 1991.
- Daly, H. E., & Farley, J. (2004). *Ecological Economics Principles and Applications*. Washington, DC.: Island Press.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and Valuation of ecosystem functions, goods and services. *41*(3), 393-408.
- Delgado, G. C., Gispert, M. I., & Beristain, A. (septiembre-diciembre de 2015). La sustentabilidad en el siglo XXI. *INTERdisciplina*, 3(7), 9-22.
- Frissel, M. J., & Van Venn, J. A. (1981). *Simulation of nitrogen behavior of soil – plant systems*. Wageningen, Netherlands: Centre for Agricultural Publishing and Documentation.

- Frissel, M., & Van Veen, J. (27 de Enero de 1982). A review of models for investigating the behavior of nitrogen in soil. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 296(1082), 341 – 349.
- Fromm, E. (2011). *Marx y su concepto del hombre*. Madrid, España: Fondo de cultura económica de España.
- Fu, B., Liu, Y., Lü, Y., He, C., Zeng, Y., & Wu, B. (2011). Assessing the soil erosion control service of ecosystems change in the Loess Plateau of China. *Ecol. Complex.*, 8(4), v.
- Galloway, J., Townsend, A., Erismán, J., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J., . . . Sutton, M. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions and potential solutions. *Science* , 320, 889-892.
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Ciudad de México: UNAM.
- Gaspari, F., Vagaría, A. R., Senisterra, G., Delgado, M. I., & Besteiro, S. (2013). *Elementos metodológicos para el manejo de cuencas hidrográficas*. Buenos Aires, Argentina: Edulp integra la Red de Editoriales Universitarias Nacionales (REUN).
- Georgescu-Roegen, N. (1986). The Entropy Law and the Economic Process in Retrospect. *Eastern Economic Journal*, 12(1), 3-25.
- Global Water Partnership. (2011). *Que es cuenca hidrológica?* Lima, Perú: Sociedad Geográfica de Lima.
- Gómez-Baggethun, E., & de Groot, R. (2007). Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases de la economía. *Ecosistemas*, 16(3), 4-14.
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69, 1209–1218.
- Gu, B., Ge, Y., Chang, S. X., Luo, W., & Chang, J. (2013). Chang Nitrate in groundwater of China: sources and driving forces. *Global Environmental Change*, 23(5), 1112–1121.
- GWP. (2009). *Manual para la Gestión Integrada de Recursos Hídricos en Cuencas*. Londres: International Network of Basin Organizations, INBO.

- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. En D. Raffaelli, & C. Frid, *Ecosystem Ecology: a new synthesis* (Vol. BES Ecological Reviews Series., págs. -). Cambridge: Cambridge University Press.
- Han, D., Currell, M., & Cao, G. (2016). Deep challenges for China's war on water pollution. *Environmental Pollution*, 218, 1222 - 1233.
- Haro, A. (2 de Febrero de 2011). *La Valoración Sustentable de los Servicios Ambientales a Nivel Cuenca*. Hermosillo , Sonora, México: CIAD A.C. Obtenido de CIAD: <https://ciad.repositorioinstitucional.mx/jspui/>
- Haro, A., & Taddei, C. (2014). Sustentabilidad y economía: la controversia de la valoración ambiental. *Economía Sociedad y Territorio*, 743-767.
- Holdren, C., Jones, W., & Taggart, J. (2001). *Managing Lakes and Reservoirs*. Madison, WI: Lake Manage. Soc. and Terrene Inst., in coop. with Off. Water Assess. Watershed Prot. Div.
- Holdren, J., & Ehrlich, P. (May-Jun de 1974). Human population and the global environment. . *American Scientist*, 62(3), 282-292.
- Huang, H., Ouyang, W., Wu, H., Liu, H., & Andrea, C. (1 de Enero de 2017). Long-term diffuse phosphorus pollution dynamics under the combined influence of land use and soil property variations. *Science of The Total Environment*, 579, 1894-1903.
- INEGI. (15 de 10 de 2016). *INEGI*. Obtenido de Datos de relieve: <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/continuoelevaciones.aspx>
- Ishida, K., & Kavvas, M. (1 de Enero de 2017). Climate change analysis on historical watershed-scale precipitation by means of long-term dynamical downscaling. *Hydrological Processes*, 31(1), 35-50.
- Large, S. I., Fay, G., Friedland, K. D., & Link, J. S. (1 de Julio de 2013). Defining trends and thresholds in responses of ecological indicators to fishing and environmental pressures. *ICES Journal of Marine Science* , 70(4), 755-767.
- Lasagna, M., Luca, D. D., & Franchino, E. (2016). Nitrate contamination of groundwater in the western Po Plain (Italy): the effects of groundwater and surface water interactions. *Environmental Earth Sciences*, 75(3), 1-16.

- Lavie, E., Morábito, J., Salatino, S., Bermejillo, A., & Filippini, M. (2010). Contaminación por fosfatos en el oasis bajo riego del río Mendoza. *Facultad de Ciencias Agrarias UNCuyo.*, 42(1), 169-184.
- Linder, H. L., Horne, J. K., & Ward, E. J. (2017). Modeling baseline conditions of ecological indicators: Marine renewable energy environmental monitoring. *Ecological Indicators*, 83, 178–191.
- Linsley Jr, R. K., Kohler, M. A., & Paulhus, J. L. (1975). *Hydrology for Engineers*. .: McGraw-Hill.
- Martínez de Anguita, P. (2004). Economía ambiental y ordenación del territorio. *Ecosistemas. Revista Científica de Ecología y Medio Ambiente*, 13(1), 83-97.
- Martínez-Allier, J. (1992). *De la economía ecológica al ecologismo popular*. Barcelona, España: ICARIA.
- Martínez-Allier, J. (2000). *Economía Ecológica y Ecologismo Popular*. Barcelona, España: ICARIA.
- Martínez-Allier, J., & Muradian, R. (2015). *Handbook of Ecological Economics*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Limited.
- Martínez-Allier, J., & Roca Jusmet, J. (2013). *Economía ecológica y política ambiental*. México: FCE.
- Martínez-Córdova, L., Martínez-Porchas, M., & Cortés-Jacinto, E. (2009). Camaronicultura mexicana y mundial: ¿actividad sustentable o industria contaminante? *Revista internacional de contaminación ambiental*, 181-196.
- Martínez-Yrizar, A., Álvarez-Sánchez, J., & Maass, M. (2017). Análisis y perspectivas del estudio de los ecosistemas terrestres de México: dinámica hidrológica y flujos de nitrógeno y fósforo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 27-41.
- Millenium Ecosystem Assessment. (2005). *Evaluación de los ecosistemas del milenio*. E.U.: ONU.
- Moradkhani, H., & Sorooshian, S. (2009). General Review of Rainfall-Runoff Modeling: Model Calibration, Data Assimilation, and Uncertainty Analysis. En S. H.-I. Sorooshian, *Hydrological Modelling and the Water Cycle* (págs. 1-24). Berlin: Springer.

- Moriassi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guide- lines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50, 885-900.
- Naredo, J. (2001). Economía y sostenibilidad. La economía ecológica en perspectiva. *Revista de la Universidad Bolivariana*, 1(2), 0.
- Naredo, J. (2004). La economía en evolución: invento y configuración de la economía en los siglos XVIII y XIX y sus consecuencias actuales. *Manuscripts*, 83-117.
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models Part I-A discussion of principles. *J. Hydrol.*, 10, 282-290.
- Neitsch, S., Arnold, J., Kiniry, J., & Williams, J. (2009). *Soil & Water Assessment Tool*. Texas: Texas Water Resources Institute.
- Niemi, G. J., & McDonald, M. E. (2004). Application of Ecological Indicators . *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 89-111.
- Novotny, V. (2003). *Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management* (Segunda edición ed.). New York: New York (2003).
- Pérez Espejo, R., Aguilar Ibarra, A., Hansen, A. M., González Rodríguez, C., González Márquez, L. C., Bernal González, M., . . . Jara Durán, A. (2012). *Agricultura y contaminación del agua*. México, D.F.: UNAM Instituto de Investigaciones Económicas.
- Pigou, A. (1920). *The Economics of Welfare*. Londres: MacMillan.
- Rahmati, O., Samani, A., Mahmoodi, N., & Mahdavi, M. (2014). Assessment of the contribution of N-fertilizers to nitrate pollution of groundwater in Western Iran (case study: Ghorveh–Dehgelan aquifer). *Water Quality Exposure and Health*, 7(2), 143-151.
- Reddy, V., Saharawat, Y. S., & George, B. (2017). Watershed management in South Asia: A synoptic review. *Journal of Hydrology*, 551, 4-13.
- Roncaglia, A. (2006). *La riqueza de las ideas, una historia del pensamiento económico*. Zaragoza, España: Prensas Universitarias de Zaragoza.
- Rousis, N. I., Bade, R., Bijlsma, L., Zuccato, E., Sancho, J. V., Hernandez, F., & Castiglioni, S. (Julio de 2017). Monitoring a large number of pesticides and

- transformation products in water samples from Spain and Italy. *Environmental Research*, 156, 31-38.
- Sabino, C. (2014). *El proceso de investigación* (Décima ed.). Guatemala: Episteme.
- Salazar, V., Núñez, L., & Moreno, J. (2014). El impulso de la innovación en el sector alimentario: condición para el desarrollo territorial en Nayarit. En P. Wong-González, L. Núñez, & V. Salazar, *Desarrollo Económico Territorial: Visión y experiencias desde la región norte de México*. (págs. 1-2). México: AM EDITORES.
- SEMARNAT. (2013). *Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México D.F.: SEMARNAT.
- Shrestha, S., Semkuyu, D. J., & Pandey, V. P. (2016). Assessment of groundwater vulnerability and risk to pollution in Kathmandu Valley . *Science of the Total Environment*, 556, 23-35.
- SIAP. (12 de Noviembre de 2017). *Producción anual agrícola. Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera*. Obtenido de <http://www.gob.mx/siap/acciones-y-programas/produccion-agricola-33119> (4 de junio de 2017).
- Singh, V. P., & Frevert, D. K. (2010). *Watershed Models*. Boca Raton : Taylor & Francis Group .
- Smith, L., Inman, A., Lai, X., Zhang, H., Fanqiao, M., Jianbin, Z., . . . Surridge, B. (2017). Mitigation of diffuse water pollution from agriculture in England and China, and the scope for policy transfer. *Land Use Policy*, 61, 208-2019.
- Sorooshian, S., Hsu, K. L., Coppola, E., Tomassetti, B., Verdecchia, M., & Visconti, G. (2008). *Hydrological modelling and the water cycle: coupling the atmospheric and hydrological models*. : Springer Science & Business Media.
- Tetreault, D. V. (2008). Escuelas de pensamiento ecológico en las Ciencias Sociales. *Estudios Sociales*, 16(32), 7-37.
- Tobón-Marulanda, F., López-Giraldo, L., & Paniagua-Suárez, R. (Abril de 2010). Contaminación del agua por plaguicidas en un área de Antioquia. *Revista de Salud Pública*, 12(2), 300-307.

- Tommasino, H., Foladori, G., & Taks, J. (2005). La crisis ambiental contemporánea. En G. Foladori, & C. Naína Pierri, *¿Sustentabilidad? Desacuerdos sobre el desarrollo sustentable* (pág. 219). D.F. , México: Porrúa.
- Turner, J., Albrechtsen, H., Bonell, M., Duguet, J., Harris, B., Meckenstock, R., . . . Lanen, H. (2006). Future trends in transport and fate of diffuse contaminants in catchments, with special emphasis on stable isotope applications. *Hydrological Processes*, 20, 205-213.
- UNESCO. (1992). *Declaración de Río sobre medioambiente y desarrollo* . Río de Janeiro: ONU.
- Vigil, K. M. (2003). *Clean Water, an introduction to water quality and water pollution control*. Corvallis, Oregon, United States of America: Oregon State University Press.
- Viñas, Á. (1974). El Tableau de Quesnay como instrumento de análisis económico. *Revista de Economía Política*, 66, 137-172.
- Walras, L. (1987). *Elementos de Economía Política Pura*. Madrid: Alianza.
- Wallace, K. (Octubre de 2007). Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139(3–4), 235-246.
- Wellman, T. P., & Rupert, M. G. (2016). *Groundwater Quality, Age, and Susceptibility and Vulnerability to Nitrate Contamination with Linkages to Land Use and Groundwater Flow, Upper Black Squirrel Creek Basin, Colorado, 2013*. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey. Reston: USGS.
- Xiao, H., & Ji, W. (enero de 2007). Relating landscape characteristics to non-point source pollution in mine waste-located watersheds using geospatial techniques. *Journal of Environmental Management*, 82(1), 111-119.
- Xiao, L., Xie, B., Liua, J., Zhang, H., Han, G., Wang, O., & Liu, F. (Octubre de 2017). Stimulation of long-term ammonium nitrogen deposition on methanogenesis by Methanocellaceae in a coastal wetland. *Science of The Total Environment*, 595(1), 337–343.
- Zhang, X., Wu, Y., Gu, & Baojing. (Octubre de 2015). Urban rivers as hotspots of regional nitrogen pollution. *Environmental Pollution*, 205, 139-144.

Zhou, T., Wu, J., & Peng, S. (abril de 2012). Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: a case study of the Dongjiang River watershed, China. *Ecological Indicators*, 23, 166-175.

Zuberman, F. (2013). El aporte del pensamiento de Karl Polanyi a la cuestión ambiental. *Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica*(21), 57-70.