



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS  
DEL NOROESTE, S.C.

---

---

Programa de Estudios de Posgrado

**ESTIMACIÓN DE APORTES DE NITRÓGENO PROVENIENTES DEL DISTRITO  
DE RIEGO DEL RÍO MAYO: POTENCIALES EFECTOS SOBRE ECOSISTEMAS  
COSTEROS Y MARINOS DEL GOLFO DE CALIFORNIA**

**T E S I S**

Que para obtener el grado de

**Doctor en Ciencias**

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales  
(Orientación en Ecología )

P r e s e n t a

**David Alejandro González Rivas**

La Paz, Baja California Sur septiembre del 2020.

## ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 15:00 horas del día 17 del Mes de septiembre del 2020, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

**“Estimación de aportes de nitrógeno provenientes del Distrito de riego del Río Mayo: potenciales efectos sobre ecosistemas costeros y marinos del Golfo de California”**

Presentada por el alumno:

**David Alejandro González Rivas**

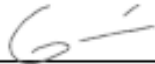
Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN ECOLOGIA.

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

### LA COMISIÓN REVISORA



Dr. Alfredo Ortega Rubio  
Director de Tesis



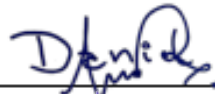
Dr. José Jesús Bustillos Guzmán  
Co-Tutor



Dr. Luis Felipe Beltrán Morales  
Co-Tutor



Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota  
Co-Tutor



Dr. Daniel Alfredo Revollo Fernández  
Co-Tutor

**Dra. Gracia Arcelia Gómez Anduro,**  
Directora de Estudios de Posgrado y  
Formación de Recursos Humanos

## **Conformación de Comités**

### **Comité Tutorial**

Dr. Alfredo Ortega Rubio  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.  
Director de Tesis

Dr. Luis Felipe Beltrán Morales  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.  
Co-Tutor

Dr. José Jesús Bustillos Guzmán  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.  
Co-Tutor

Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.  
Co-Tutor

Dr. Daniel Alfredo Revollo Fernández  
CONACYT-UAM, Departamento de Economía, Universidad Autónoma  
Metropolitana, Unidad Azcapotzalco  
Co-Tutor

### **Comité Revisor de Tesis**

Dr. Alfredo Ortega Rubio  
Dr. Luis Felipe Beltrán Morales  
Dr. José Jesús Bustillos Guzmán  
Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota  
Dr. Daniel Alfredo Revollo Fernández

### **Jurado de Examen**

Dr. Alfredo Ortega Rubio  
Dr. Luis Felipe Beltrán Morales  
Dr. José Jesús Bustillos Guzmán  
Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota  
Dr. Daniel Alfredo Revollo Fernández

### **Suplentes**

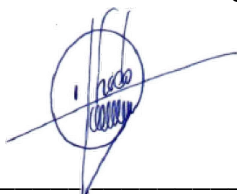
Dr. José Alfredo Arreola Lizárraga  
Dr. Renato Arturo Mendoza Salgado

## Resumen

Las afectaciones en las actividades agrícolas sobre la zona costera, consecuencia de la escorrentía de nutrientes, forman parte de los principales desafíos ecológicos en todo el mundo. Hoy en día, el nitrógeno es uno de los fertilizantes más utilizados a nivel mundial, el uso excesivo de este elemento y su escurrimiento de los sistemas agrícolas ha provocado múltiples consecuencias en los ecosistemas continentales y marinos, tales como: floraciones de algas nocivas, zonas de hipoxia o anoxia y pérdida de biodiversidad.

Por ello, cuantificar el total de nitrógeno que llega a la zona costera proveniente de la acuicultura y de la agricultura, resulta fundamental tanto para la parte ecológica como para el sector socioeconómico. Sin embargo, en la práctica no se tiene un método rápido y efectivo para hacer esta estimación. Dentro de este contexto, las zonas costeras de México no son la excepción, especialmente el golfo de California, en el que convergen las principales pesquerías rivereñas, granjas acuícolas y distritos de riego. En este trabajo, se utilizaron imágenes de percepción remota y sistemas de información geográfica, para determinar el área cultivada, así como los grupos de granjas camaronícolas, realizando una clasificación de imágenes Landsat 8 durante el periodo 2015-2016. En tanto, los puntos de entrada de nutrientes y subcuencas se obtuvieron a partir de un modelo de elevación digital, combinado con la digitalización de mapas de canales de drenaje dentro del distrito de riego del Río Mayo. A partir de esta información se estimó el nitrógeno que llega a la zona costera utilizando el área de cultivo y el porcentaje de escorrentía de nitrógeno obtenido de la literatura especializada. Como resultado, se identificaron cuatro grupos de granjas camaronícolas, así como ocho subcuencas, dos de las cuales destacan por la cantidad de nitrógeno que drenan directamente tanto a una laguna costera como al mar. Además, se confirmó la influencia de estas zonas mediante un análisis de varianza utilizando los datos del sensor MODIS (Clorofila-a y el Coeficiente de atenuación difusa a 490 nm  $K_d(490)$ ) Se concluyó que hay un alto aporte de nitrógeno, así como de otros contaminantes tanto en las lagunas costeras como en la zona marina, provenientes de las zonas agrícolas y acuícolas del distrito de riego del Río Mayo. Finalmente, se confirmó que el método aplicado para estimar el volumen de la escorrentía de nitrógeno es útil, rápido y puede mejorarse con datos in situ.

**Palabras clave:** nitrógeno, Zona costera, escorrentías, agricultura.



---

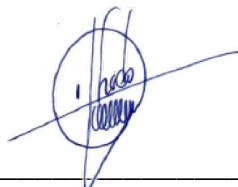
Vo. Bo. Dr. Alfredo Ortega Rubio  
Director de Tesis

## Summary

The effects of agricultural activities on the coastal zone, as a consequence of nutrient runoff, are part of the main ecological challenges throughout the world. These problems have triggered the scientific interest in understanding the causes, dynamics, and effects in ecosystems. Currently, nitrogen is one of the most widely used fertilizers worldwide, the excessive use of this element and its runoff from agricultural systems as well as the aquaculture farms has caused multiple consequences in continental and marine ecosystems, such as: harmful algal blooms, hypoxia or anoxia zones and the loss of biodiversity. Therefore, quantifying the total nitrogen that reaches the coastal zone from aquaculture and agriculture is essential for the ecological part and for the socioeconomic sector. However, a quick and effective method of making this estimate is still required. Within this context, the coastal areas of Mexico are no exception, especially the gulf of California, where the main fisheries, aquaculture farms and irrigation districts converge.

In this work, remote sensing images and geographic information systems were used to determine the cultivated area, as well as the groups of shrimp farms, performing a classification of Landsat 8 images during the period 2015-2016. Meanwhile, nutrient entry points and sub-basins were obtained from a digital elevation model, combined with the digitization of drainage channel maps within the Río Mayo irrigation district. From this information, the nitrogen reaching the coastal zone was estimated using the cultivation area and the percentage of nitrogen runoff obtained from the specialized literature. As a result, four groups of shrimp farms were identified, as well as eight sub-basins, two of which stand out for the amount of nitrogen that directly drains both a coastal lagoon and the sea. In addition, the influence of these areas was confirmed by means of an analysis of variance using the data from the MODIS sensor (Chlorophyll-a and the Diffuse attenuation coefficient at 490 nm  $K_d(490)$ ). Finally, it was concluded that there is a high contribution of nitrogen, as well as other pollutants both in the coastal lagoons and in the marine zone, coming from the agricultural and aquaculture zones of the Río Mayo irrigation district. Likewise, it was confirmed that the applied method to estimate the volume of nitrogen runoff is useful, fast and can be improved with data in situ.

**Key words:** nitrogen, coastal zone, runoff, agriculture.



---

Vo. Bo. Dr. Alfredo Ortega Rubio  
Director de Tesis

## Dedicatoria

Dedicado a mis padres. Selva y a David que siempre me han motivado y apoyado.  
Son mi ejemplo de vida y congruencia.

## **Agradecimientos**

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste por mi formación académica

Al Concejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada 419362

A mis Padres por todo su amor incondicional

A María y Sofía que siempre han estado presentes.

A Mariana por su amor y compañía durante todo este tiempo.

Al Dr. Alfredo Ortega Rubio por el apoyo y confianza.

Al Dr. Luis Felipe Beltran Morales, al Dr. José Jesús Bustillos Guzmán, al Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota y al Dr. Daniel Alfredo Revollo Hernández. Por su tiempo y asesorías durante todo este proyecto.

A todo el personal de CIBNOR por su ayuda, A Tania Núñez Valdez, Lic. Osvelia Ibarra Morales y a Horacio Sandoval Gómez por su paciencia infinita.

Este estudio fue desarrollado con el apoyo de la Red Temática de Áreas Naturales Protegidas (RENANP-CONACyT) y con el apoyo económico del Proyecto 251919 de Ciencia Básica de CONACyT.

## Contenido

<b>Resumen</b> .....	i
<b>Summary</b> .....	ii
<b>Dedicatoria</b> .....	iii
<b>Agradecimientos</b> .....	iv
<b>Contenido</b> .....	v
<b>Lista de figuras</b> .....	vii
<b>Lista de tablas</b> .....	ix
<b>1.INTRODUCCIÓN</b> .....	1
<b>2.ANTECEDENTES</b> .....	4
2.1 Fertilizantes.....	4
2.2 Golfo de California.....	8
2.3 Sonora y el Distrito de riego del Río Mayo 038.....	9
2.4 Grajas camaronícolas.....	10
<b>3.JUSTIFICACIÓN</b> .....	13
<b>4.HIPÓTESIS</b> .....	14
<b>5.OBJETIVOS</b> .....	15
<b>6.MATERIAL Y MÉTODOS</b> .....	16
6.1 Zona de estudio.....	16
6.2 Metodología.....	16
6.2.1 Caracterización hidrológica.....	16
6.2.2 Caracterización del área agrícola.....	21
6.2.3 Caracterización del área de las granjas camaronícolas.....	22
6.2.4 Validación de la clasificación de la cobertura del suelo.....	22
6.2.5 Determinación de los datos de referencia.....	24
6.2.6 Estimación de la precisión del área e intervalos de confianza.....	24
6.2.7 Estimación de la cantidad de nitrógeno utilizada para los cultivos en el área de estudio.....	25
6.2.8 Análisis del coeficiente de atenuación difusa $K_d(490)$ y clorofila-a alrededor de los puntos de entrada costeros.....	26
6.2.9 Análisis estadístico.....	26



<b>7.RESULTADOS</b> .....	28
7.1 Caracterización hidrológica.....	28
7.2 Caracterización agrícola y acuícola .....	31
7.3 Validación de las Clasificaciones .....	35
7.4 Análisis estadístico .....	51
<b>8.DISCUSIÓN</b> .....	59
<b>9.CONCLUSIONES</b> .....	67
<b>10.LITERATURA CITADA</b> .....	68
<b>11 ANEXOS</b> .....	78

## Lista de figuras

- Figura 1.** Esquema de los distintos factores que intervienen en los usos de fertilizantes, en el agro así como las consecuencias que puede tener su barrido hacia las zonas costeras elaboración propia elaboración propia.....7
- Figura 2.** Mapa de la zona de estudio creado a partir de la combinación de bandas 543 del sensor Landsat 8 para el mes de febrero del 2016. ....12
- Figura 3.** Esquema de la georreferenciación y digitalización de un módulo de riego, para para su posterior incorporación al DEM. Elaboración propia.....18
- Figura 4.** Esquema del proceso de análisis y obtención de las principales cuencas hidrográficas para el Distrito de Riego del Río por capas. Indicando las distintas capas que fueron generadas y utilizadas para obtener las 8 cuencas principales. Elaboración propia. ....19
- Figura 5.** Esquema del proceso de análisis y obtención del área agrícola para cada uno de los ciclos de cultivo por la clasificación de máxima verosimilitud para el Distrito de Riego del Río Mayo. Elaboración propia.....50
- Figura 6.** Modelo de drenaje calculado, superpuesto sobre una imagen Landsat 8 combinación de bandas 432 superpuesta con las 8 cuencas hidrológicas determinadas para la región del Distrito de Riego del Río Mayo, en color amarillo las líneas continuas que representan el drenaje de las cuencas mientras que las 8 cuencas determinadas están en delimitadas por distintos colores. ....28
- Figura 7.** Modelo de drenaje sobre una imagen Landsat 8 combinación de bandas 432 superpuesta con las 8 cuencas hidrológicas determinadas para la región del Distrito de Riego del Río Mayo, en color negro las líneas continuas que representan el drenaje de las cuencas mientras puntos de entrada hacia la zona costera están representados en negro. ....29
- Figura 8.** Muestra los puntos de para los valores de Clorofila-a y  $K_d(490)$ . ....48
- Figura 9.** Grafica que muestra la distribución de los valores medios de la concentración de clorofila-a [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ] por zona de muestreo. ....50
- Figura 10.** Grafica de la distribución de los valores medios de  $K_d(490)$  [ $\text{m}^{-1}$ ] por zona de muestreo. ....51
- Figura 11.** Grafica de los valores medios de la concentración de clorofila-a [ $\text{mg}/\text{m}^3$ ] por zona de muestreo.....52

<b>Figura 12.</b> Grafica de los valores medios de $K_d(490)$ [ $m^1$ ] por zona de muestreo.....	53
---	----

## Lista de tablas

<b>Tabla I.</b> Principales cultivos para los ciclos agrícolas del 2014-2016.....	30
<b>Tabla II.</b> Muestra el total del área en hectáreas del área de cultivo, suelo, vegetación y agua obtenidos de la clasificación por máxima verosimilitud para los meses de 2016. ....	31
<b>Tabla III.</b> Porcentaje por clases de las clasificaciones realizadas para los ciclos agrícolas otoño invierno y primavera-verano del Distrito de Riego del Río Mayo..	32
<b>Tabla IV.</b> Determinación del tamaño de muestra en cada uno de los ciclos de cultivo, donde $W_i$ es el porcentaje por clase del total de píxeles clasificados, $\hat{U}_i$ es la precisión del usuario, $S_i$ es la desviación estándar, $S(\hat{O})$ es el error estándar y finalmente $n$ es el número de muestreos aleatorios. ....	33
<b>Tabla V.</b> Determinación del tamaño de muestra. ....	35
<b>Tabla VI.</b> Muestra los valores de varianza estimada $V(\hat{O})$ y el error en la precisión del usuario por clase $S(\hat{U})$ . de los escenarios seleccionados para la zona agrícola. ....	36
<b>Tabla VII.</b> Muestra los valores de varianza estimada $V(\hat{O})$ y el error en la precisión del usuario por clase $S(\hat{U})$ . de los escenarios seleccionados para la zona de granjas acuícolas. ....	36
<b>Tabla VIII.</b> Muestra los escenarios seleccionados, así como la distribución de muestras por clase ( $n_i$ ), la varianza estimada para la precisión general $V(\hat{O})$ y es el error en la precisión del usuario por clase $S(\hat{U})$ . ....	37
<b>Tabla IX.</b> Muestra los escenarios seleccionados, así como la distribución de muestras por clase ( $n_i$ ), la varianza estimada para la precisión general $V(\hat{O})$ y es el error en la precisión del usuario por clase $S(\hat{U})$ . ....	38
<b>Tabla X.</b> Muestra las matrices de confusión para las clasificaciones de la zona agrícola. ....	39
<b>Tabla XI.</b> Muestra las matrices de confusión para las clasificaciones de la zona acuícola. ....	40
<b>Tabla XII.</b> Muestra los valores SPK de cada una de las clases para la zona agrícola. ....	40
<b>Tabla XIII.</b> Muestra los valores SPK de cada una de las clases para la zona de acuicultura. ....	41

<b>Tabla XIV.</b> Muestra los valores PK de cada una de las clases para la zona agrícola. ....	41
<b>Tabla XV.</b> Muestra los valores PK de cada una de las clases para la zona acuícola. ....	42
<b>Tabla XVI.</b> Muestra para la zona agrícola, los valores PK, Spk, S(A) que es el error para el área estimada, (An) que es el área estimada para la clase, así como el número de hectáreas por cada clase y el intervalo de confianza. ....	43
<b>Tabla XVII.</b> Muestra para la zona acuícola, los valores PK, Spk, S(A) que es el error para el área estimada, (An) que es el área estimada para la clase, así como el número de hectáreas por cada clase y el intervalo de confianza. Para las granjas camaronícolas. ....	44
<b>Tabla XVIII.</b> Muestra para la zona agrícola por temporada de siembra el número de hectáreas sembradas para cada una de las cuecas, así como el intervalo de confianza en porcentaje por área agrícola, y dos valores de estimando del barrido de nitrógeno hacia la costa. ....	45
<b>Tabla XIX.</b> Muestra para la zona camaronícola por año de cultivo, el número de hectáreas cultivadas, así como el intervalo de confianza en porcentaje y el valor estimando de la descarga de nitrógeno a la costa reportados por Páez-Osuna 2003 de 111 kg/ ha. ....	46
<b>Tabla XX.</b> Muestra los puntos de muestreo y su ubicación geográfica para los valores de Clorofila-a y $K_d(490)$ . ....	47
<b>Tabla XXI.</b> Muestra Valores P entre los sitios de muestra para Clorofila-a semanal del lado izquierdo, mientras que del lado derecho se encuentran los valores para $K_d(490)$ semanales obtenidos después de aplicar Kruskal-Wallis – post-hoc después de Nemeny. Indicando con dos asteriscos los valores significativos o menores a 0.05. ....	49

## 1. INTRODUCCIÓN

La zona costera está expuesta a múltiples presiones antropogénicas, una de las más importantes es la ocasionada por el aporte de nitrógeno en sus distintas formas provenientes de diferentes fuentes como son la agricultura, las granjas acuícolas y los urbanos (Ahrens *et al.*, 2008) es por ello que una de las mayores preocupaciones a nivel global en los ecosistemas marinos son las alteraciones de origen antropogénico, es decir los cambios provocados de forma directa o indirecta por la acción del hombre. Estas transformaciones pueden ir desde la acidificación de los océanos por el incremento en la concentración de dióxido , el aumento en las temperaturas de las aguas superficiales, hasta por ejemplo la eutrofización por barrido de nutrientes, aguas residuales y materia orgánica (Allison y Bassett 2015; Barange *et al.*, 2010; Beman *et al.*, 2005). Al pensar en nutrientes barridos hacia la zona costera, el fósforo y el nitrógeno tiene un papel fundamental como los dos elementos más usados dentro de las actividades agrícolas, por lo que este uso indiscriminado de nitrógeno y fosforo a todos los niveles es colocado como una de las variables de mayor riesgo a nivel global (Steffen *et al.*, 2015). Este aporte excesivo de nutrientes puede provocar, cambios en la diversidad de la ficoflora, modificaciones en la diversidad bacteriana (Moschonas *et al.*, 2017), disminución del oxígeno disuelto en el agua (Diaz y Rosenberg, 2008) e incluso la pérdida o desplazamiento de pesquerías. (Raymond *et al.*, 2012).

Por otra parte estimar la escorrentía de las zonas agrícolas es usualmente un trabajo complejo, ya que involucra una gran cantidad de sitios de muestreo distribuidos en una extensa zona con características de terreno diferentes, que pueden ir desde una inaccesible zona montañosa hasta una llanura costera (He y DeMarchi 2014; Hofmeister *et al.*, 2016; López-Vicente *et al.*, 2016). Lo que ocasiona que varios puntos queden sin muestrear. Asimismo, hay que considerar la temporalidad de la siembra, es decir los ciclos agrícolas y en algunos casos la

modificación de cuenca hidrológica a partir de canales y drenes (Rhoads *et al.*, 2016).

Por ello los Sistemas de Información Geográfica (SIG) se han propuesto para estimar la entrada de nitrógeno en las zonas costeras. Ya que permiten trabajar una gran cantidad de datos, en áreas que por su tamaño serían muy difíciles de muestrear o trabajar en campo. Sun *et al.* (2016) utilizaron SIG para visualizar las pérdidas totales de escorrentía de nitrógeno desde el campo a escalas regionales. También se han usado para caracterizar la variación espacio-temporal durante las temporadas de cultivos, o por ejemplo Mouri *et al.* (2010) que utilizaron imágenes Landsat y análisis multivariados para estudiar la carga de nitrógeno total en el agua de la corriente en la cuenca del río Nagara. Mientras que Mainali y Chang (2018) analizaron las tendencias estacionales de los parámetros de calidad del agua, incluido el nitrógeno total, en la cuenca del río Han, para lo cual utilizaron, cobertura y tipo de suelo así como la topografía.

Por lo que existe la necesidad de tener modelos que puedan permitir estimar tanto el volumen de los compuestos, así como los puntos de entrada del barrido de estos hacia la zona costera. Resulta esencial para poder estudiar los cambios en los parámetros biofísicos, ya que son una herramienta valiosa para determinar la relación y las implicaciones que tendrán las futuras alteraciones sobre los ecosistemas marinos. Además, los procesos de eutrofización dentro de los cuerpos de agua ligados directamente a las actividades humanas son uno de las principales preocupaciones en términos ecológicos, sociales y económicos (Orr *et al.*, 2005) .

Al considerar todo lo anterior y situando esta problemática mundial en México, el estado de Sonora, destaca tanto por su línea de costa sobre el Golfo de California, así como sus extensos distritos de riego los cuales se encuentra entre los primeros sitios de producción de cereales y hortalizas y se ubican en su mayoría los valles costeros de este estado. Lo que podría estar generando que grandes

cantidades de fertilizante nitrógeno y otros compuestos que drenan hacia la zona costera del golfo de California.

Es por ello que el objetivo de este trabajo fue hacer una estimación de la cantidad de fertilizante nitrogenado agrícola que ingresa al ecosistema costero del Golfo de California. Para este propósito, se creó un modelo y se aplicó a las parcelas agrícolas como un caso de estudio en el distrito de riego de Río Mayo Sonora. Este modelo utiliza los SIG y una metodología basada en sensores remotos. Los resultados muestran que los aportes tienen influencia en las propiedades ópticas de las zonas de influencia, así como el volumen de nitrógeno que entra a la costa dependen del ciclo agrícola. Finalmente el modelo propuesto cumplió con los propósitos de ser un modelo preciso, rápido, fácil de implantar y de permitir la entrada de nuevas variables.



## 2. ANTECEDENTES

### 2.1 Fertilizantes

Los fertilizantes pueden definirse como cualquier sustancia que contiene uno o más nutrientes vegetales, usados para promover el crecimiento de las plantas (Paz *et al.*, 2008). Si bien esta definición permite que un sinnúmero de compuestos sean clasificados como fertilizantes, es indispensable acotar el tema hacia los principales nutrientes, los usos más frecuentes de estos compuestos, así como los principales cultivos que se encuentran en la zona de interés.

A su vez resalta a nivel mundial y en México el uso del nitrógeno como el principal fertilizante. Con grandes implicaciones a distintas escalas, la revista *Nature* (Smil, 1999), consideró el proceso de Haber-Bosh (nitrógeno-urea) como uno de los descubrimientos o inventos de mayor importancia para la humanidad, ya que permite explicar el crecimiento de la producción de alimentos. Dicho proceso tiene y tendrá a nivel mundial implicaciones sociales, políticas y sobre todo ecológicas (Smil, 1999).

Lo anteriormente expuesto reviste gran importancia, pues a principios de 1800 el economista Malthus postuló, que aunque todo el planeta fuera tierra de cultivo, no sería posible sostener ni a la mitad de la población mundial que tenemos ahora. Malthus intenta dejar en claro que una gran limitante para el crecimiento humano es la producción sostenida de alimentos. Esto sin contar con uno de los insumos más importantes para la siembra después del grano, el agua y la tierra; el fertilizante, que hasta mediados del siglo XX era quien determinaba el área cultivada, es decir el tamaño de la cosecha estaba en función de la cantidad de fertilizante disponible y no de la cantidad de tierra (Smil, 1999; Tilman, 1998).

El proceso de Haber-Bosh rompió este paradigma, pues a partir de este proceso se pudo lograr la expansión agrícola y la revolución verde. De este modo, la idea de que el planeta entero pudiera ser un granero no parece ser tan imposible, ya que la tierra pasó de sostener mil millones de personas a principios del siglo XX, a 7 mil millones de personas en el siglo XXI. (Glibert *et al.*, 2014) Esto fue posible porque la urea se volvió uno de los principales fertilizantes en cuanto a volumen a nivel mundial, sin embargo, este hecho tiene implicaciones directas y graves en los procesos de eutrofización en las zonas costeras y cuerpos de agua continentales.

El trabajo de Lee *et al.* (2017) resalta cómo la tendencia mundial en el uso de esta forma de nitrógeno (urea), está aumentando a niveles alarmantes, principalmente en los países en vías de desarrollo los cuales presentan un mayor incremento en su uso. Aunado a lo anterior, diversos autores (Christensen *et al.*, 2006; Davidson *et al.*, 2014; Lee *et al.*, 2017; Moschonas *et al.*, 2017), indican que ciertas especies de dinoflagelados y cianobacterias tienen una gran afinidad por la urea sobre otras especies lo que pueden llegar a crear florecimientos algales, así como otras problemáticas.

En la actualidad, el acceso casi limitado a los fertilizantes y los usos indiscriminados de estos, está teniendo severas consecuencias ecológicas. La Fig 1 muestra una simplificación de los procesos que determinan la cantidad de fertilizante barrido de las áreas agrícolas hacia las zonas costeras. El permitir que cualquier área sea una parcela agraria, lleva a una transformación constante de diversos ecosistemas, acarreando con ello distintas problemáticas, como es la pérdida de diversidad, el detrimento del suelo, la escasez de agua, la salinización de la tierra, la contaminación y la eutrofización. (Glibert *et al.*, 2014).

Es importante resaltar que actualmente se utilizan cantidades elevadas de fertilizantes altos en nitrógeno dentro del agro sonoreense, como lo indican los estudios de Beman *et al.* (2005) y Christensen *et al.* (2006), además, esto se

puede constatar al analizar las recomendaciones de uso de fertilizantes para los principales cultivos, dentro de los manuales publicados por la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA, 2015a) para Sonora o Sinaloa. Si bien, este uso excesivo de urea no es fácil de solucionar, mientras no existan herramientas y políticas que lo atiendan, este problema seguirá existiendo. Aunque Lobell *et al.* (2004) indica que un estudio de suelo previo que indique concentración de nitrógeno disponible puede disminuir en más de un 30% la cantidad de fertilizante utilizado.

Específicamente para el caso de Sonora existen publicaciones tanto científicas como gubernamentales de tipo técnico informativo (SAGARPA) que identifican al nitrógeno y sus distintas formas (urea, amoníaco, nitrato de amonio y sulfato de amonio), como los más usados en este estado (Riley *et al.*, 2001; Harrison *et al.*, 2005; Cortés-Jimenez, *et al.*, 2011; SAGARPA 2015). Siendo la urea y el nitrato de amonio una de las formas de nitrógeno más usadas dentro del agro Sonorense (Cortés-Jiménez, *et al.*, 2011)

Es por todo lo anterior que las escorrentías de fertilizantes de las zonas agrícolas hacia las zonas costeras se consideran uno de los principales problemas ecológicos, ya que el aumento de nutrientes que provoca, tiene múltiples consecuencias sobre los ecosistemas marinos. Algunos ejemplos de estas repercusiones son los florecimientos algales nocivos, las zonas de hipoxia o anoxia y la pérdida de biodiversidad (Riley *et al.*, 2001; Harrison y Matson 2003; Breitburg *et al.*, 2018).



**Figura 1.** Esquema de los distintos factores que intervienen en los usos de fertilizantes, en el agro así como las consecuencias que puede tener su barrido hacia las zonas costera.

## 2.2 Golfo de California

El Golfo de California tiene relevancia historia, ecológica y económica en México ya que en él coexisten un sin número de especies. En su revisión sobre el Golfo de California, (Lluch-Cota *et al.*, 2007) mencionan que existen aproximadamente y 4,852 especies de invertebrados, excluyendo copépodos y ostrácodos; además 36 de mamíferos marinos y 891 especies de peces. Su alta diversidad en mamíferos, aves, peces, crustáceos y moluscos, ha creado una gama única de ecosistemas, por lo cual, Cousteau nombró este cuerpo de agua como “el acuario del mundo” debido a las características ya mencionadas, más las características geográficas. Por ello en la zona se han desarrollado un sinnúmero de actividades sociales y económicas, que han provocado el establecimiento de centros urbanos, fomentado el crecimiento de la agricultura, acuacultura y pesca en los estados colindantes.

El Golfo de California se localiza entre la Península de Baja California y los estados de Sonora, Sinaloa, Nayarit, con una extensión de 1200 Km, con una amplitud que varía entre los 85 y 200 Km. Su origen se remonta al periodo cretácico, resultado de los movimientos de subducción y desplazamiento de las placas tectónicas de Farallón y del Pacífico; sin embargo, no fue hasta el periodo Mioceno que finalmente fue considerado como un golfo (Ledesma-Vázquez y Carreño, 2010).

Por la complejidad de sus ecosistemas, tradicionalmente el Golfo de California ha sido dividido en tres o cuatro regiones: Alto Golfo, Centro Golfo, Lado Este, y Zona Sur (Walker, 1960). Otros autores (Brusca *et al.*, 2005; Hastings *et al.*, 2010) lo han fraccionado en Golfo Norte de California, Golfo Centro de California y Golfo Sur California. A su vez, Lluch-Cota *et al.*, 2007 lo dividen en 3 zonas que permiten caracterizar la contaminación y su grado de alteración: Área Oeste, Área Este y Área Norte.

### 2.3 Sonora y el Distrito de riego del Río Mayo 038

Uno de los estados agrícolas y pesqueros más importantes de México es Sonora, que destaca por su línea de costa sobre el Golfo de California, así como por sus zonas montañosas. Esta entidad, se encuentra entre los primeros sitios en la producción de cereales y hortalizas, cultivadas en su mayor parte en los valles costeros (SAGARPA, 2015a), los cuales cuentan con una amplia red de canales y drenaje para regadío y extracción del agua. A su vez, esta agua es usada en los cultivos de los Distritos de Riego del Río Mayo, Del Yaqui y Guaymas (Pedroza-González y Hinojosa-Cuéllar, 2014), los cuales drenan o desembocan directamente en el Golfo de California o en lagunas costeras de éste.

Diversos autores (Matson *et al.*, 1998; Harrison *et al.*, 2005; Beman *et al.*, 2005; Christensen *et al.*, 2006; Armenta-Bojórquez. *et al.*, 2012) indican que al noroeste del Golfo de California existe un uso indiscriminado del nitrógeno como fertilizante. Además, dichos estudios demuestran que los 250 kg aproximadamente que se utilizan por hectárea, y que recomiendan tanto organizaciones agrarias como el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales (SAGARPA, 2015a) resultan excesivos, lo que implica que un gran porcentaje de los fertilizantes son barridos hacia las zonas costeras, aumentando el aporte de nutrientes (Beman *et al.*, 2005; Breitburg *et al.*, 2018).

El distrito de riego del Río Mayo 038 tiene su origen en la última década del siglo XIX, y principios del siglo XX, aunque el primer intento de una obra hidráulica es de 1835 como lo indica Lorenzana-Durán (2004) Sin embargo, no fue sino hasta 1863, cuando se inició el primer canal que extraía agua del Río Mayo, semejante a los distritos de riego del Yaqui y del Fuerte, los cuales tuvieron un gran desarrollo agrícola y comercial durante todo el primer lustro del siglo XX, a raíz de la creación del sistema carretero ferroviario que comunicaba a los distritos de riego con el puerto de Guaymas y las principales ciudades del Noreste de México (Clark-Valenzuela, 2006).

Es importante destacar que los distritos del noroeste tuvieron un gran empuje durante el gobierno de presidente Álvaro Obregón, que se dedicó a fomentar el crecimiento agrario de la región.

El Distrito del Mayo (Fig. 2) se consolidó de manera oficial en 1956, comprendiendo los municipios de Navojoa, Etchojoa y Huatabampo que se localizan en la parte sur del estado de Sonora. Este distrito está conformado por 16 módulos, y tiene la capacidad de almacenar aproximadamente 1386 millones de metros cúbicos ( $Mm^3$ ), de los cuales, 210  $Mm^3$  provienen de los pozos, que, junto con la presa, alimentan una red de canales de cerca de 1250 km ( Distrito de Riego Del Rio Mayo, S. De R.L. de I.P Y C.V., 2016).

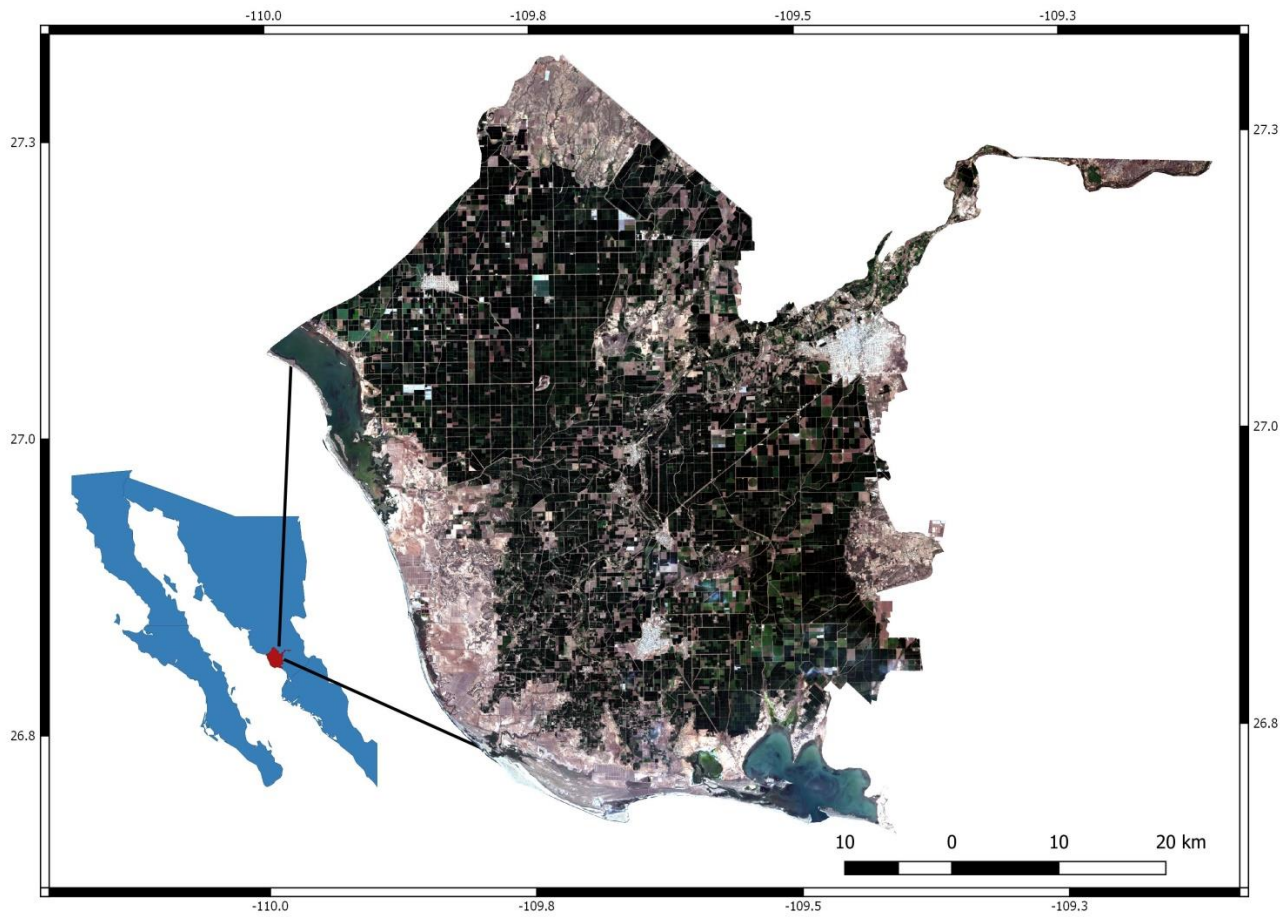
#### 2.4 Grajas camaronícolas

En los últimos 20 años las granjas de camarón ubicadas en la zona costera del golfo de California crecieron exponencialmente, a tal grado que los volúmenes de producción de esta actividad económica superan a los volúmenes de pesca rivera (SEMARNAP, 1998; CONAPESCA, 2009, 2017) para los estados de Sonora y Sinaloa. Lo que da indicios de su importancia económica para la región.

Por otra parte dado que la mayoría de estos estanques se encuentra próximos a la zona costera y dado el crecimiento que ha tenido la acuicultura del camarón, existe una preocupación real sobre los efectos ecológicos que pueden llegar a tener las descargas así como recambios de agua que son rico en nutrientes, baterías, materia orgánica e incluso con un grado alto de salinidad, y que pueden llegar a tener distintas implicaciones tanto en las lagunas costeras como en las zona marinas en las cuales están drenado estos estanques camaronícolas. Dentro de los trabajos más sobresalientes para la zona de estudio, se pueden enlistar los de (Barraza-Guardado *et al.*, 2013; Cardoso-Mohedano *et al.*, 2016; Páez-Osuna, 2001; Páez-Osuna *et al.*, 2003, 2013), por ejemplo para el conjunto de granjas de la bahía de Kino Barraza-Guardado *et al.* (2013) y de Sinaloa Cardoso-Mohedano *et al.* (2016) mencionan como el recambio de agua de los estanques

camaronícola ingresa a los ecosistemas grandes cantidades de materia orgánica particulada, altas concentraciones de salinidad, clorofila-a, e incluso un aumento de ciertas comunidades bacterianas, como *Vibrio*. E incluso esta entrada extra de materia orgánica, se ha observado que puede aumentar la demanda de oxígeno especialmente durante la noche o durante los dragados llegando incluso a generar periodos de hipoxia o anoxia





**Figura 2.** Mapa de la zona de estudio creado a partir de la combinación de bandas 543 del sensor Landsat 8 para el mes de Febrero del 2016

### **3. JUSTIFICACIÓN**

El estado de Sonora es uno de los principales productores agrícolas y pesqueros del país, en contraste existen pocos estudios sobre las implicaciones que pueden llegar a tener el exceso de nutrientes producido por la agricultura y su traslado a las zonas costeras. Es por ello que es indispensable generar una metodología de permita determinarlos.

#### **4. HIPÓTESIS**

Si los escurrimientos de fertilizantes usados en las zonas agrícolas varían según la temporada de siembra, entonces el aporte de los escurrimientos agrícolas cambiará de acuerdo a su temporada, así como el probable efecto que generen en las zonas costeras.

## 5. OBJETIVOS

### 5.1 Objetivo general

Estimar las escurrentías de la zona agrícola del distrito de riego del Río Mayo ubicado en el estado de Sonora utilizando SIG para las dos temporadas de cosechas otoño-invierno y primavera verano del 2015-2016.

### 5.2 Objetivos particulares

- Caracterizar el distrito de riego del Río Mayo por microcuencas y sus áreas de contacto con las zonas costeras.
- Caracterizar la interacción entre la áreas agrícolas y acuícolas con a zona costeras

## 6. MATERIAL Y MÉTODOS

### 6.1 Zona de estudio

El distrito de riego de Río Mayo se encuentra en la parte sur de Sonora, tiene una precipitación media anual de 388 mm y una temperatura media anual de 21.4 ° C (Pulido Madrigal, 2016). Su operación comenzó en 1863, cuando se construyó el primer canal que extraía agua del Río Mayo (Lorenzana-Durán, 2004). Este distrito abarca parte de los municipios de Navojoa, Etchojoa y Huatabampo y actualmente está conformado por 16 módulos, con una capacidad de aproximadamente 1,386 106 m<sup>3</sup> de agua, que alimentan una red de canales de aproximadamente 1,250 km de longitud (Mayo, 2016), posee dos ciclos de cultivos primavera-verano y otoño-invierno, siendo el ciclo otoño-invierno el de mayor volumen en producción.

Según la CONAGUA (2012-2016), el trigo fue el cultivo principal, para los ciclos otoño-invierno 2011-2016 en el distrito de riego. Mientras que para el ciclo de cultivo primavera-verano, los cultivos principales fueron el maíz y cártamo. En el área estudiada, el uso de nitrógeno oscila entre 150 y 400 Kg /ha mientras que para el cultivo de trigo se utiliza un promedio de 250 Kg / Ha (Matson *et al.*, 1998; Harrison *et al.*, 2005; Beman *et al.*, 2005; Armenta-Bojórquez. *et al.*, 2012).

### 6.2 Metodología

#### 6.2.1 Caracterización hidrológica

Para determinar los puntos de entrada de esorrentía marina, la conectividad hidrológica y las subcuencas, se utilizó el modelo de elevación continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 a 15 m, obtenido de INEGI, (2019). Este modelo fue ajustado ("quemó") en las partes correspondientes a los drenes que fueron obtenidos de los mapas de los 16 módulos descargados de la página del distrito de riego (Mayo, 2016) de riego y que posteriormente fueron georreferenciados (Fig. 3), para asegurarse de que la red de drenaje obtenida por el modelo coincida con el red de canales real. Este proceso se realizó utilizando el software QGIS 2.18.16

(QGIS 2018). Mientras que para modelar el curso seguido de la escorrentía en cada una de las áreas agrícolas se empleó el módulo r.watershed del software GRASS GIS 7.4 con un parámetro límite (valor umbral de acumulación de flujo) de 500 celdas. Para las cuencas hidrográficas, se usó un umbral de 1,000 celdas.

Posteriormente se analizó cada una de las microcuencas para conocer la pertenencia con respecto a la red de drenaje, obteniendo como resultado 8 cuencas dentro del distrito del riego (Fig 4).

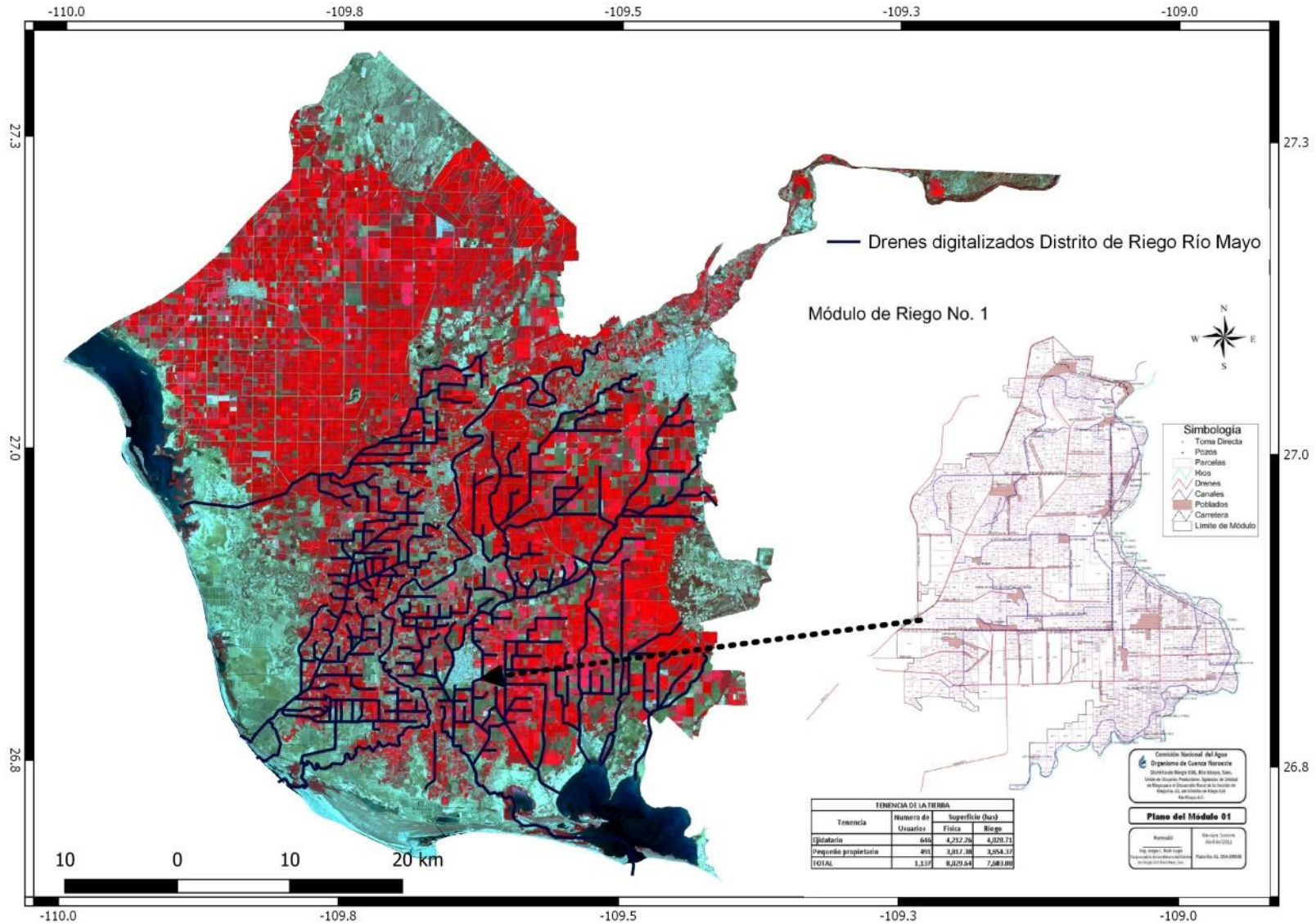
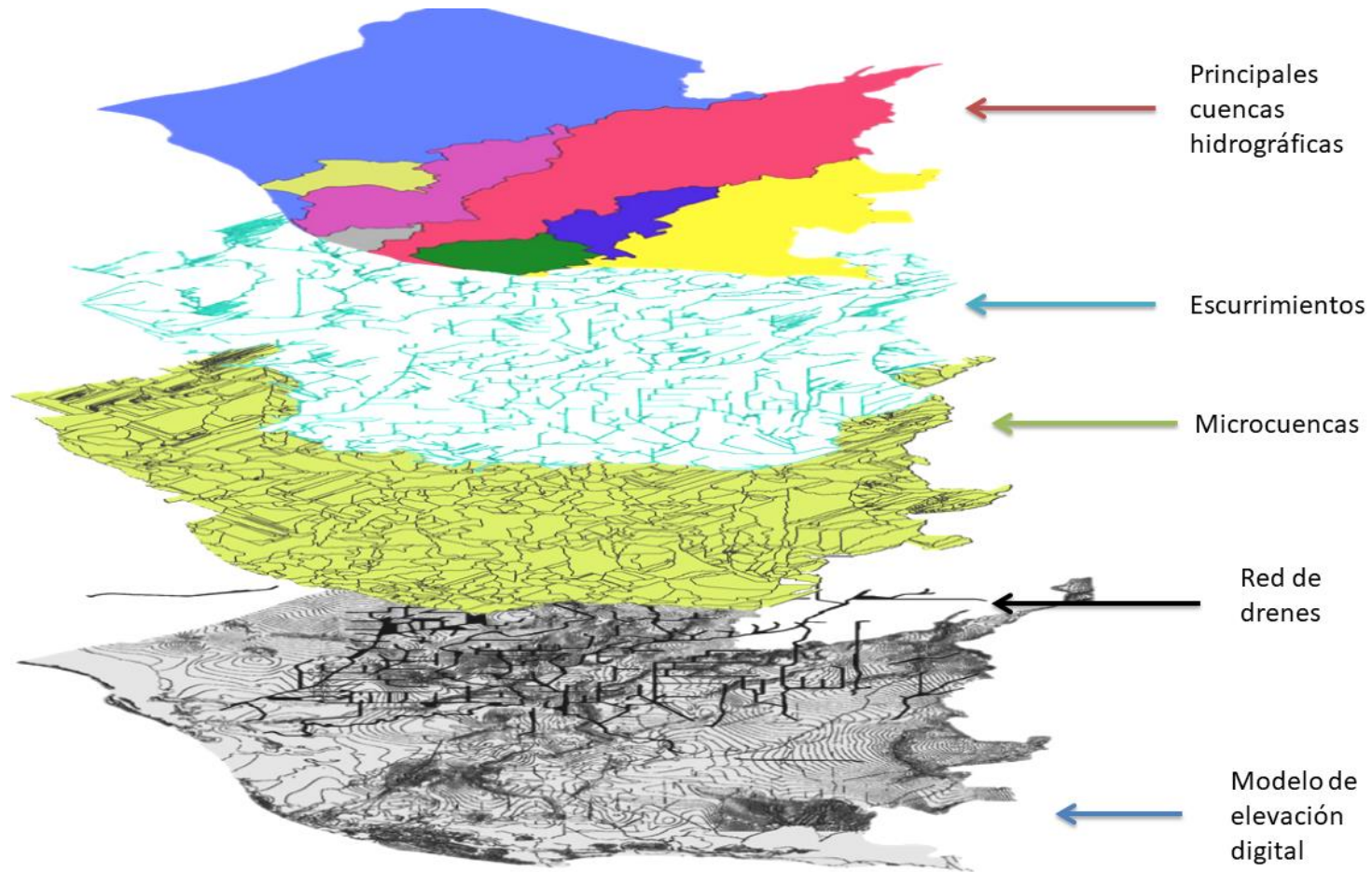
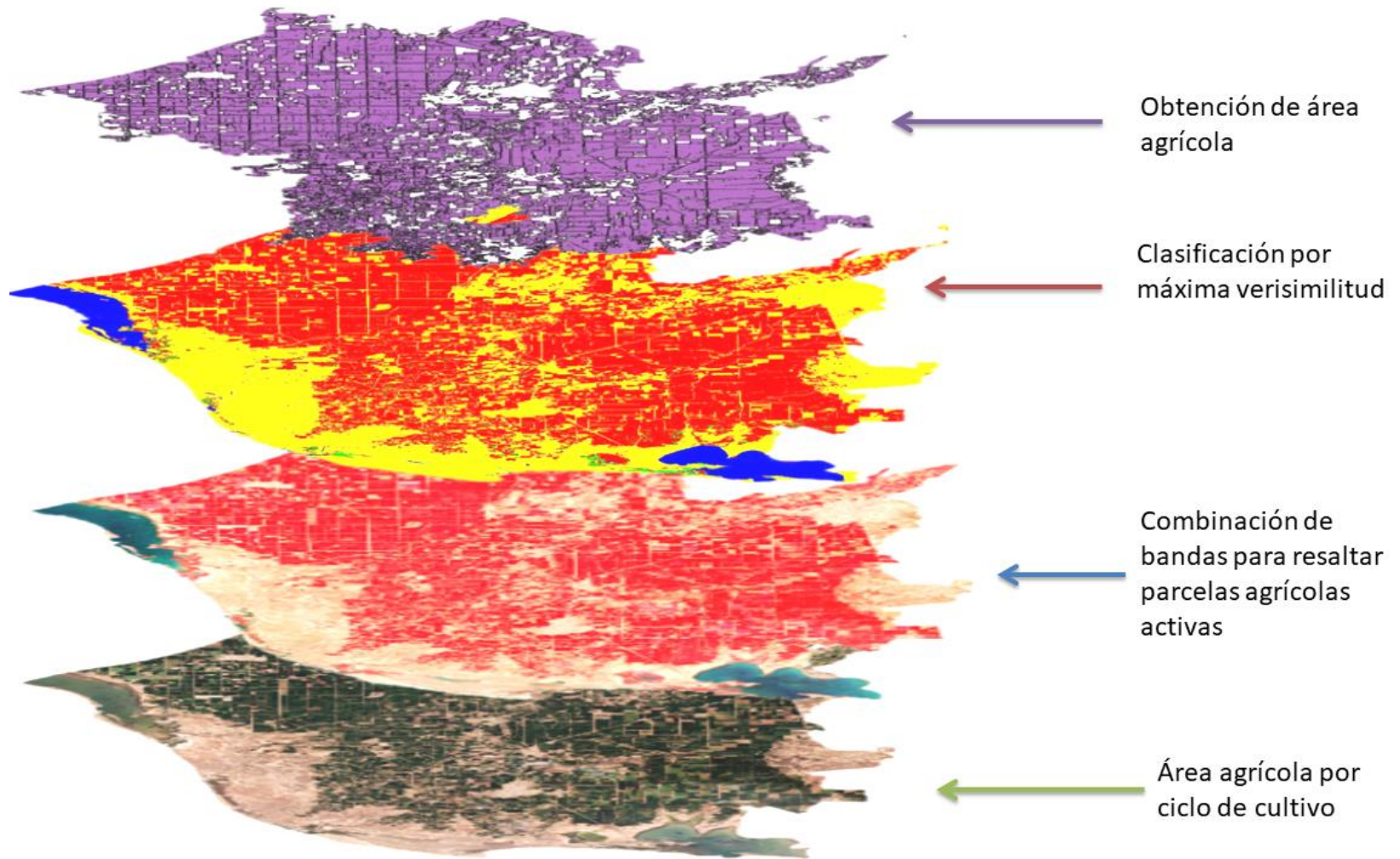


Figura 3. Esquema de la georreferenciación y digitalización de un módulo de riego, para su posterior incorporación al Modelo digital de elevación.



**Figura 4.** Esquema del proceso de análisis y obtención de las principales cuencas hidrográficas para el Distrito de Riego del Río por capas. Se indican las distintas capas que fueron generadas y utilizadas para obtener las 8 cuencas principales.





**Figura 5.** Esquema del proceso de análisis y obtención del área agrícola para cada uno de los ciclos de cultivo por la clasificación de máxima verosimilitud para el Distrito de Riego del Río Mayo.

### 6.2.2 Caracterización del área agrícola

Con el propósito de determinar el área agrícola sembrada se caracterizó la zona utilizando imágenes del sensor Landsat 8 y se analizaron las imágenes correspondientes a los periodos de los 2 ciclos agrarios: otoño-invierno, y primavera-verano para los periodos del 2015 al 2016. Las imágenes fueron corregidas atmosféricamente y transformadas a radiancia utilizando los algoritmos de Qgis 2.18.

Con el fin de determinar el área que fue sembrada por temporada, así como la ubicación geográfica de cada una de estas, se realizó para cada una de las imágenes una clasificación en cuatro grupos: área de cultivo, suelo, vegetación, y agua. Aunque en algún caso se utilizó una quinta clasificación: Nube. Para la clasificación de estas áreas se usó el algoritmo de máxima verosimilitud del software Grass 7.4 y se utilizaron las bandas 5, 4, y 3 también los vectores de entrenamiento de la clasificación fueron construidos sobre la misma combinación de bandas 5, 4, 3 para cada una de las imágenes obtenidas (Fig. 5).

Los periodos y el volumen de precipitación fueron determinados a través de una búsqueda en la base de datos del Observatorio Climatológico Nacional de México Servicio Meteorológico Nacional SMN, y las estaciones climatológicas del INIFAP que se encontraban activas en los periodos del 2015-2016, en el área de estudio, con el fin de conocer si la precipitación podría estar relacionada con periodos de barrido de fertilizantes.

El volumen de fertilizante que se barre en el área de estudio se estimó con base en los datos de las publicaciones de Matson *et al.*, (1998) y Riley *et al.*, (2001). Además se utilizaron las publicaciones sobre recomendaciones y manuales de siembra del INAFAP (SAGARPA, 2015a) para obtener las dosis recomendadas de fertilizantes usados para los principales cultivos de la zona durante los periodos estudiados.

### 6.2.3 Caracterización del área de las granjas camaronícolas

Similar a como se determinó el área agrícola, para el periodo 2015-2016 se determinó el área de cada una de las granjas camaronícolas utilizando la clasificación por máxima verosimilitud, solo que en este caso se utilizó 3 clases (Granjas acuícolas, suelo y vegetación). Además, previamente se realizó un filtrado de todos los cuerpos de agua que no fueran estanques. Posteriormente con base en la literatura analizada se estableció un promedio del volumen de nitrógeno por ciclo de cultivo barrido hacia la costa, se utilizó el valor estimado por Páez-Osuna (2001) y Miranda-Baeza *et al.*, (2009) que es de 111 Kg/ha aproximadamente.

### 6.2.4 Validación de la clasificación de la cobertura del suelo

Para la validación de las clasificaciones por máxima verosimilitud se utilizó la metodología propuesta por Olofsson *et al.*, (2014) para validar todo el distrito de riego del Río Mayo, así como para cada una de las subcuencas determinadas. Este método calcula el tamaño de la muestra y la asignación de las categorías de los tipos de cobertura, en función del mejor resultado obtenido entre cinco asignaciones hipotéticas. Para ello Olofsson *et al.*, (2014) sugieren utilizar la fórmula de Cochran, (1997) para calcular el tamaño de la muestra ( $\eta$ ), donde  $\eta$  es (ecuación 1)

$$\eta \approx \left( \frac{W_i S_i}{S(\hat{\theta})} \right)^2 \quad (1)$$

Mientras que  $S(\hat{\theta})$  es el error estándar de la precisión general estimada que se desea obtener,  $W_i$ , es la proporción asignada del área de clase  $i$ , y  $S_i$  (ecuación 2) es la desviación estándar del estrato  $i$ , calculado de acuerdo con la fórmula de Cochran, (1977) como:

$$S_i = \sqrt{U_i(1 - U_i)} \quad (2)$$

Donde  $U_i$  es la precisión del usuario de la clase  $i$  (la proporción del área asignada como clase  $i$  que tiene clase de referencia  $i$ : área de cultivo  $S$  ( $\hat{U}_{ac}$ ), suelo  $S$  ( $\hat{U}_s$ ), vegetación  $S$  ( $\hat{U}_v$ ), agua  $S$  ( $\hat{U}_w$ ) y nube  $S$  ( $\hat{U}_c$ ). Se utilizó un  $S$  ( $\hat{\theta}$ ) de 0.015 para el cálculo del tamaño de la muestra.

Por otra parte para determinar la asignación de muestras a estratos, (Olofsson *et al.*, 2014) sugieren asignar un tamaño de muestra de 50–100 para cada estrato de cambio, utilizando el estimador de varianza para la precisión del usuario  $\hat{V}(\hat{U}_i)$  ecuación 3) para decidir el tamaño de muestra necesario para lograr ciertos errores estándar para el que se asumió la precisión estimada del usuario para esa clase.

$$\hat{V}(\hat{U}_i) = \hat{U}_i(1 - \hat{U}_i)/n_i - 1) \dots (3)$$

Donde  $n_i$  es el tamaño de muestra asignado a la clase  $i$ . (Olofsson *et al.*, 2014) indican que las unidades de muestra “ $n - r$ ” permanecen después de que un tamaño de muestra de  $r$  unidades ha sido asignado a los estratos de clase raros. Sugieren asignar el tamaño de la muestra de “ $n - r$ ” proporcionalmente al área de cada estrato restante. Como siguiente paso, señalan que las variaciones estimadas anticipadas se pueden calcular (en función de la asignación del tamaño de la muestra) para la precisión y el área general del usuario utilizando las siguientes ecuaciones (3-5).

Donde  $\hat{V}(\hat{\theta})$  es la varianza estimada para la precisión general.

$$\hat{V}(\hat{\theta}) = \sum_{i=1}^q W_i^2 \hat{U}_i(1 - \hat{U}_i)/n_i - 1) \quad (4)$$

Donde  $S(\hat{P}_{.k})$  es el error estándar de la proporción de área asignada como clase  $k$ .

$$S(\hat{P}_{.k}) = \sqrt{\sum \frac{W\hat{P}_{ik} - \hat{P}_{ik}^2}{n_i - 1}} \quad (5)$$

En particular, se construyeron cinco posibles "asignaciones" para cada cuenca, con un promedio de 613 muestras, distribuidas en cuatro clases para el mes de febrero. Para el mes de septiembre, se asignaron promedios de 790 muestras en las cinco clases.

#### 6.2.5 Determinación de los datos de referencia

Después de haber seleccionado la mejor asignación de muestra a los estratos, los datos de referencia para validar la clasificación se obtuvieron mediante el siguiente procedimiento. Se realizó una asignación aleatoria de los puntos definidos como  $n_i$  utilizando QGis 2.18, posteriormente se realizó una inspección visual de cada una de las unidades de muestra para asignar el tipo de cobertura terrestre de referencia utilizando el compuesto de color verdadero de las imágenes Landsat utilizadas, junto con las imágenes correspondientes de Google Earth <sup>TM</sup>. Para febrero, los datos de referencia tuvieron un mes de diferencia y dos meses de diferencia para septiembre. Esto se basó en la disponibilidad de imágenes de Google.

#### 6.2.6 Estimación de la precisión del área e intervalos de confianza

De acuerdo al método propuesto por Olofsson et al. (2014) para estimar la precisión del área y los intervalos de confianza para cada categoría. Se calculó el error de estimación de área  $\hat{P}_{.k}$  Eq 6) y la precisión del píxel utilizando la matriz de confusión (apéndice) mientras que para los intervalos de confianza utilizando las siguientes ecuaciones  $S(\hat{A}_n)$  y  $\hat{A}_n$  (7 y 8.)

$$\hat{P}_{.k} = \sum_{i=1}^q W_i \frac{n_{iK}}{n_i} \quad (6)$$

$$S(\hat{A}_n) = S(\hat{P}_{.k}) \times A_{tot} \times z \quad (7)$$

$$\hat{A}_n = \hat{P}_{.k} \times A_{tot} \quad (8)$$

Donde  $S(\hat{A}_n)$  es el error para el área estimada,  $z = 1.96$  es el intervalo de confianza al 95% y  $A_{tot}$  es el total de píxeles, mientras que  $\hat{A}_n$  es el área estimada para la clase n.

Este procedimiento se siguió tanto para el área total de la cuenca del estudio como para cada una de las subcuencas previamente determinadas, utilizando un intervalo de confianza del 95%.

#### 6.2.7 Estimación de la cantidad de nitrógeno utilizada para los cultivos en el área de estudio

El volumen de nitrógeno de la escorrentía se obtuvo multiplicando el área cultivada por el promedio de nitrógeno reportado (250 kg / ha) y por el porcentaje de nitrógeno en el agua de escorrentía de acuerdo con los valores de Riley et al. (2001) Además, se utilizaron recomendaciones oficiales mexicanas y manuales de siembra (SAGARPA, 2015a, 2015b) para obtener las dosis de nitrógeno utilizadas para los principales cultivos de la zona durante los períodos estudiados.

### 6.2.8 Análisis del coeficiente de atenuación difusa $K_d(490)$ y clorofila-a alrededor de los puntos de entrada costeros

Con el propósito de tener una validación indirecta de la entrada de nutrientes hacia la zona costera se realizó un análisis del coeficiente de atenuación difusa  $K_d(490)$  y clorofila-a, para ello, se obtuvieron imágenes satelitales del coeficiente de atenuación difusa a 490 nm  $K_d(490)$  y clorofila-a L2 OCI para los dos ciclos de cultivo del sensor de Resolución Moderada Espectrorradiómetro (MODIS-AQUA) del navegador de datos de OceanColor (G. S. F. C. NASA Ocean Biology Processing Group, 2019). Para obtener el promedio mensual con un píxel de resolución de 1 km y para extraer los datos y para la imagen de  $K_d(490)$  promedio mensual compuesto para cada uno de los puntos de entrada costeros de nutrientes previamente determinados y tres zonas de control (áreas donde no hay parcelas agrícolas cercanas), se utilizó el módulo L2-binnig del software seaDAS versión 7.5.3 (NASA, 2019). Cada muestreo tuvo un área de 19,6 km<sup>2</sup>.

Los valores biofísicos fueron obtenidos de las imágenes L2 MODIS diarias (G. S. F. C. NASA Ocean Biology Processing Group, 2019) posteriormente mediante el módulo *Level-3 Binning Software Seadas* versión 7.5.3. (NASA, 2019) de 8 días por semana y mensuales con una resolución de píxel de 2Km para los productos de Clorofila-a y  $K_d(490)$ . Por otra parte para los valores de Clorofila-a se descartaron todos los valores superiores a 10mg/L de clorofila para quitar cualquier sesgo de zonas no costeras.

### 6.2.9 Análisis estadístico

Dado que los datos obtenidos no presentaba una distribución normal se utilizó la prueba estadística de Kruskal-wallis mediante la librerías PMCRPlus en el software R (Thorsten Pohlert, 2014) para conocer si existía diferencias entre los 3 grupos; granjas acuícolas, agro, zonas control (el grupo control comprende 3 áreas del Golfo de California donde no existieran zonas agrícolas cercanas o

granjas acuícolas). Además se compararon cada una de las zonas entre si con el propósito de saber si existe diferencias significativas entre los distintos sitios de muestreo para ello se utilizó la prueba estadística Kruskal-wallis post hoc después de Nemenyi con un nivel de significancia de  $P < 0.05$ .

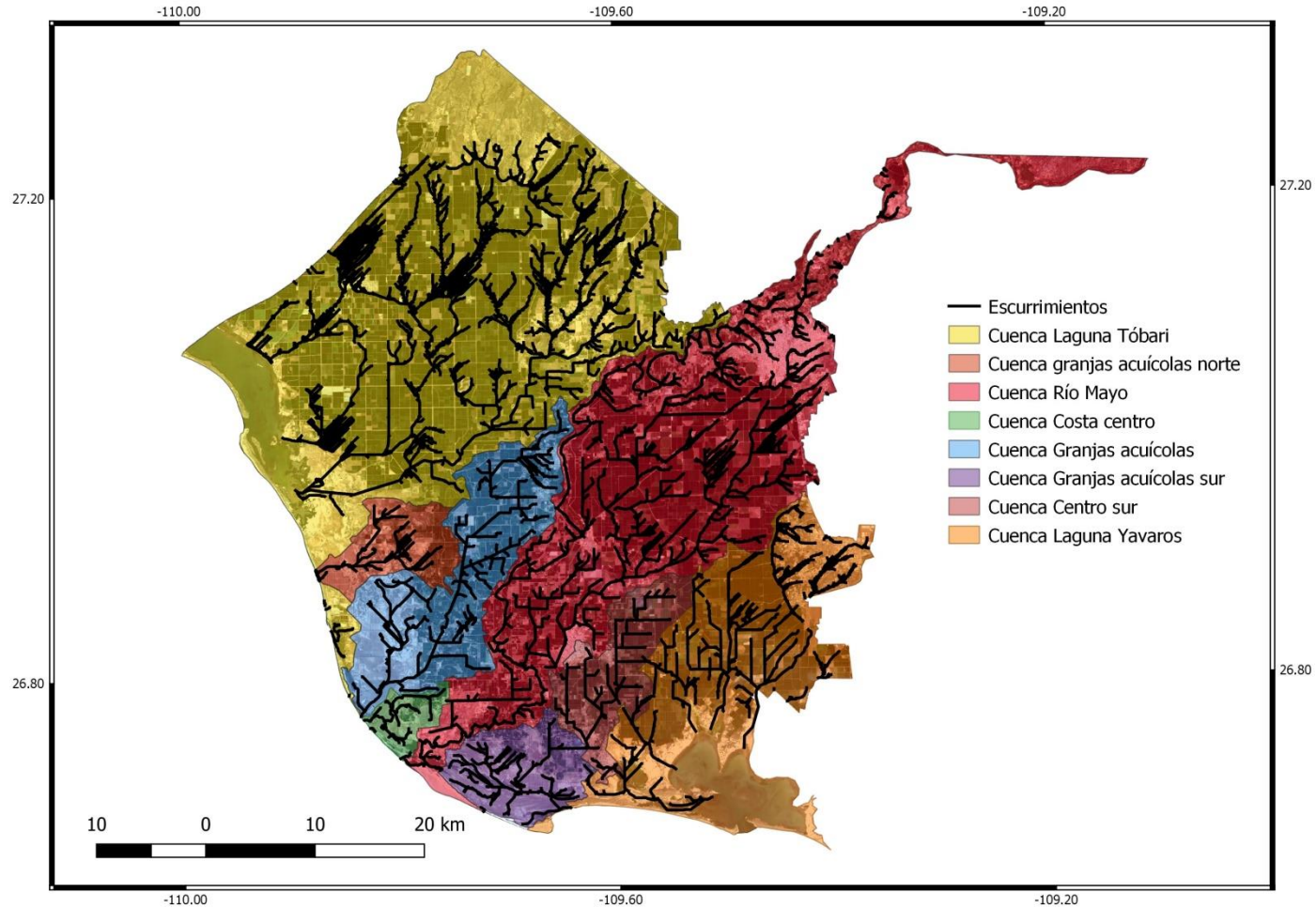


## 7. RESULTADOS

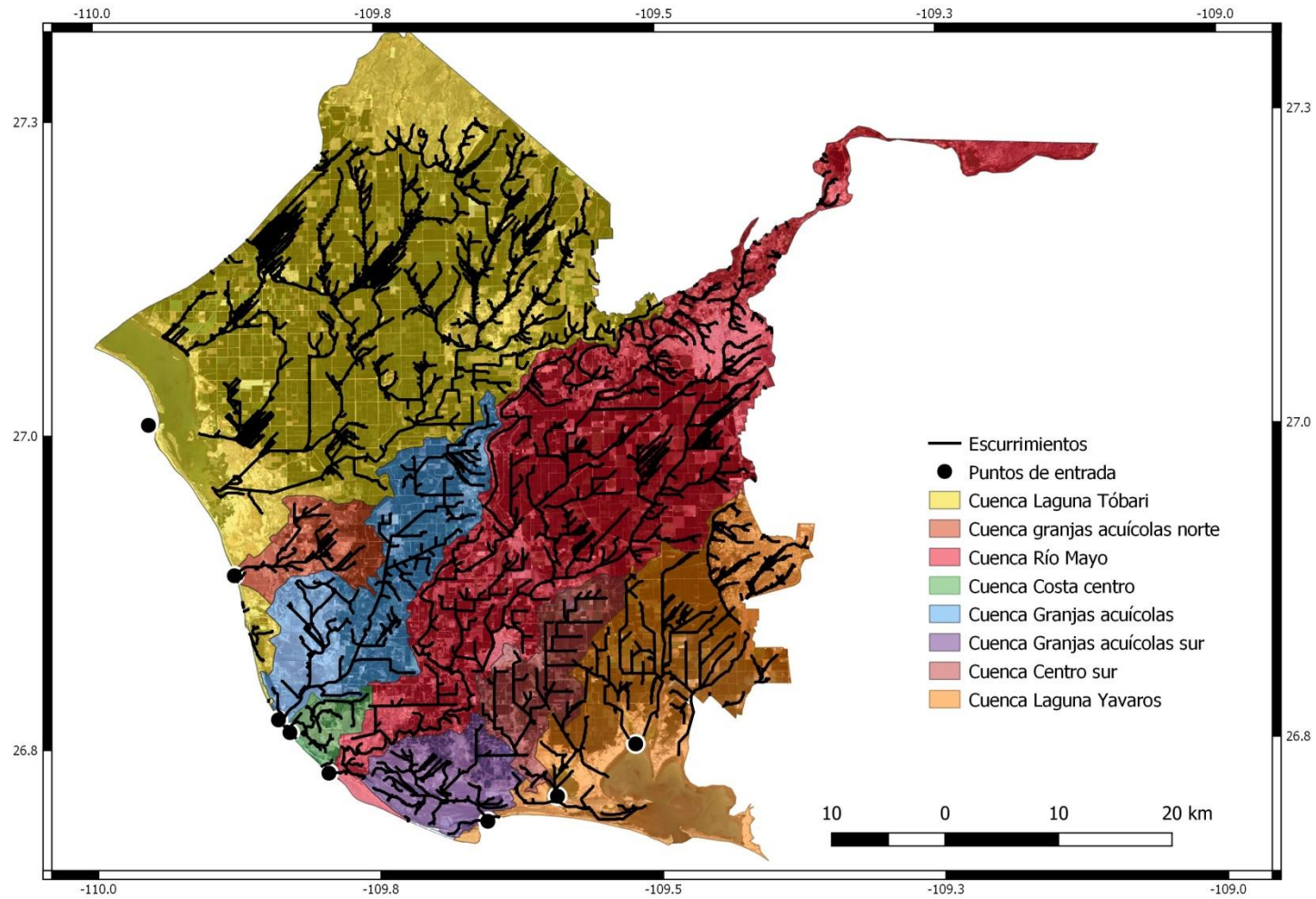
### 7.1 Caracterización hidrológica

Se obtuvo la ruta de drenaje del agua de riego y/o lluvia, para determinar exactamente que parcelas drenan hacia la misma zona y cuáles son sus posibles puntos de entrada de los nutrientes tanto a la zona costera como a las lagunas. En la Fig. 4 se muestra una imagen representativa de las imágenes obtenidas del periodo del muestro en la cual se observa el polígono agrícola del Distrito de Riego del Río Mayo de fondo y sobrepuesto en color amarillo las líneas continuas que representan el drenaje de las cuencas, mientras que las 8 cuencas determinadas están delimitadas por distintos colores.

Mientras que a través de la generación del modelo de escurrimiento se puede definir los puntos de entrada de nutrientes provenientes tanto del agro y de las granja acuícolas del distrito de riego del Río Mayo hacia la zona costera del Golfo de California (Fig. 6 y 7).



**Figura 6.** Modelo de drenaje calculado, superpuesto sobre una imagen Landsat 8 combinación de bandas 432 superpuesta con las 8 cuencas hidrológicas determinadas para la región del Distrito de Riego del Río Mayo, en color amarillo las líneas continuas que representan el drenaje de las cuencas mientras que las 8 cuencas determinadas están en delimitadas por distintos colores.



**Figura 7.** Modelo de drenaje sobre una imagen Landsat 8 combinación de bandas 432 superpuesta con las 8 cuencas hidrológicas determinadas para la región del Distrito de Riego del Río Mayo, en color negro las líneas continuas que representan el drenaje de las cuencas mientras puntos de entrada hacia la zona costera están representados en negro.

## 7.2 Caracterización agrícola y acuícola

El periodo de caracterización fue del 2015-2016, del cual se tiene clasificada una imagen por año agrícola, correspondiente a los meses previos a cosecha y de máxima área agrícola.

De la revisión de las estadísticas agrícolas para el distritos de riego del Río Mayo (CONAGUA, 2017) para los años 2014, 2015, 2016 se obtuvo los principales cultivos para los dos ciclos de otoño-invierno y primavera verano, además de la época de siembra y fertilización, se obtuvo del manual de siembra de sonora (SAGARPA, 2015) y la página del distrito de riego del Río Mayo (Mayo, 2016). A su vez la (Tabla I) muestra los principales cultivos para el periodo previo al estudio y el total de hectáreas cultivadas para el periodo subsecuente.

**Tabla I.** Principales cultivos para los ciclos agrícolas del 2014-2016

<b>Otoño-invierno2014-15</b>	<b>Porcentaje</b>
<b>Trigo grano</b>	85%
<b>Papa</b>	6%
<b>Cártamo</b>	4%
<b>Frijol</b>	2%
<b>Primavera-Verano 2014-2015</b>	<b>Porcentaje</b>
<b>Cártamo</b>	60%
<b>Sorgo grano</b>	17%
<b>Sorgo forrajero verde</b>	8%
<b>Ajonjolí</b>	5%
<b>Otoño-invierno2015-2016</b>	<b>Porcentaje</b>
<b>Trigo</b>	84%
<b>Papa</b>	6%
<b>Cártamo</b>	4%

<b>Frijol</b>	2%
<b>Primavera-Verano 2015-16</b>	
<b>Cártamo</b>	82%
<b>Frijol</b>	7%
<b>Algodón</b>	2%
<b>Maíz Grano</b>	2%

Mientras que la (Tabla II) muestra las áreas mensuales de las cuatro categorías (sin la validación de Oloffson et al 2014 para años 2016 en hectáreas dentro de un total de superficie clasificada. En esta clasificación resaltan el mes de febrero para el ciclo de otoño-invierno cuya área agrícola es superior al 50% del todo el distrito de riego. Con mucha menor área agrícola el ciclo de primavera-verano el mes septiembre mostro un área de cultivo por encima del 13%. (Tabla III), En esta tabla se observa el porcentaje que abarca cada una de las 4 clasificaciones para el año 2016.

**Tabla II.** Muestra el total del área en hectáreas del área de cultivo, suelo, vegetación y agua obtenidos de la clasificación por máxima verosimilitud para los meses de 2016

<b>mes</b>	<b>Área cultivo</b>	<b>suelo</b>	<b>vegetación</b>	<b>agua</b>	<b>nube</b>	<b>total</b>
<b>enero</b>	86255	170785	5889	12263	0	275194
<b>febrero</b>	149155	110753	4378	10907	0	275194
<b>marzo</b>	135791	115606	12324	11476	0	275198
<b>abril</b>	34135	224370	3568	13124	0	275199
<b>mayo</b>	37572	227634	1209.	8782	0	275199
<b>junio</b>	31603	231825	1859	9919	0	275206

<b>julio</b>	24004	233162	2286	15754	0	275206
<b>agosto</b>	na	na	na	na	na	na
<b>septiembre</b>	37338	206166	4390	15237	12075	275206
<b>octubre</b>	33237	225494	2705	13769	0	275205
<b>noviembre</b>	37399	222791	1931	13085		275206.00
<b>diciembre</b>	56604	202287	2229	14086	0	275206.00

**Tabla III.** Porcentaje por clases de las clasificaciones realizadas para los ciclos agrícolas otoño invierno y primavera-verano del Distrito de Riego del Río Mayo.

<b>mes</b>	<b>Área cultivo (%)</b>	<b>Suelo (%)</b>	<b>Vegetación (%)</b>	<b>Agua (%)</b>	<b>Nube (%)</b>	<b>Total (%)</b>
<b>enero</b>	31.34	62.06	2.14	4.46	0.00	100.00
<b>Febrero*</b>	54.20	40.25	1.59	3.96	0.00	100.00
<b>marzo</b>	49.34	42.01	4.48	4.17	0.00	100.00
<b>abril</b>	12.40	81.53	1.30	4.77	0.00	100.00
<b>mayo</b>	13.65	82.72	0.44	3.19	0.00	100.00
<b>junio</b>	11.48	84.24	0.68	3.60	0.00	100.00
<b>julio</b>	8.72	84.73	0.83	5.72	0.00	100.00
<b>agosto</b>	na	na	na	na	na	na
<b>Septiembre*</b>	13.57	74.92	1.60	5.54	4.39	100.00
<b>octubre</b>	12.08	81.94	0.98	5.00	0.00	100.00
<b>noviembre</b>	13.59	80.96	0.70	4.75	0.00	100.00
<b>diciembre</b>	20.57	73.51	0.81	5.12	0.00	100.00

### 7.3 Validación de las Clasificaciones

Una vez identificados los meses con la mayor área agrícola por la clasificación de máxima verosimilitud, así como los meses con la mayor número de granjas acuícolas en funcionamiento, las áreas obtenidas fueron validadas con el método de (Olofsson *et al.*, 2014) con el propósito de tener una mayor certidumbre.

La (Tabla IV) muestra cómo se determinó el tamaño para muestra la zona agrícola utilizando la ecuación 1 y 2.

**Tabla IV.** Determinación del tamaño de muestra en cada uno de los ciclos de cultivo, donde  $W_i$  es el porcentaje por clase del total de píxeles clasificados,  $\hat{U}_i$  es la precisión del usuario,  $S_i$  es la desviación estándar,  $S(\hat{O})$  es el error estándar y finalmente  $n$  es el número de muestreos aleatorios

Clases	Píxeles	$W_i$	$\hat{U}_i$	$1 - \hat{U}_i$	Varianza	$S_i$	$W_i S_i$
<b>febrero 2015</b>							
<b>Agro</b>	1482871	0.485	0.850	0.150	0.128	0.357	0.173
<b>Suelo</b>	1127785	0.369	0.800	0.200	0.160	0.400	0.148
<b>Vegetación</b>	353146	0.115	0.700	0.300	0.210	0.458	0.053
<b>Agua</b>	94039	0.031	0.950	0.050	0.048	0.218	0.007
<b>Total</b>	3057841						0.380
						<b><math>S(\hat{O})=</math></b>	<b>0.015</b>
						<b><math>n=</math></b>	<b>642.830</b>
<b>septiembre 2015</b>							
<b>Agro</b>	327699	0.107	0.700	0.300	0.210	0.458	0.049
<b>Suelo</b>	2191715	0.717	0.850	0.150	0.128	0.357	0.256
<b>Vegetación</b>	410161	0.134	0.900	0.100	0.090	0.300	0.040
<b>Agua</b>	128266	0.042	0.950	0.050	0.048	0.218	0.009
<b>Total</b>	3057841						0.354
						<b><math>S(\hat{O})=</math></b>	<b>0.015</b>



						<b>n=</b>	<b>558.295</b>
<b>febrero 2016</b>							
<b>Agro</b>	1657352	0.542	0.900	0.100	0.090	0.300	0.163
<b>Suelo</b>	1230639	0.403	0.750	0.250	0.188	0.433	0.174
<b>Vegetación</b>	48648	0.016	0.700	0.300	0.210	0.458	0.007
<b>Agua</b>	121202	0.040	0.950	0.050	0.048	0.218	0.009
<b>Total</b>	3057841						0.353
						<b>S(Ô)=</b>	<b>0.015</b>
						<b>n=</b>	<b>553.180</b>
<b>septiembre 2016</b>							
<b>Agro</b>	550432	0.180	0.700	0.300	0.210	0.458	0.082
<b>Suelo</b>	1439117	0.471	0.800	0.200	0.160	0.400	0.188
<b>Vegetación</b>	608468	0.199	0.700	0.300	0.210	0.458	0.091
<b>Agua</b>	186480	0.061	0.950	0.050	0.048	0.218	0.013
<b>Total</b>	273344	0.089	0.700	0.300	0.210	0.458	0.041
							0.416
						<b>S(Ô)=</b>	<b>0.015</b>
						<b>n=</b>	<b>769.820</b>

Mientras que la (Tabla V) muestra la determinación de muestra para las zonas acuícolas.

**Tabla V.** Determinación del tamaño de muestra.

<b>Clases</b>	<b>Pixeles</b>	<b><math>W_i</math></b>	<b><math>\hat{U}_i</math></b>	<b><math>1 - \hat{U}_i</math></b>	<b>Varianza</b>	<b><math>S_i</math></b>	<b><math>W_i S_i</math></b>
<b>2015</b>							
<b>Estanques</b>	25473	0.085	0.950	0.050	0.048	0.218	0.019
<b>Suelo</b>	198913	0.663	0.900	0.100	0.090	0.300	0.199
<b>Vegetación</b>	75437	0.252	0.900	0.100	0.090	0.300	0.075
<b>total</b>	299823						0.293
						<b><math>S(\hat{O})=</math></b>	<b>0.015</b>
						<b>n=</b>	<b>381.626</b>
<b>2016</b>							
<b>Estanques</b>	22969	0.012	0.950	0.050	0.048	0.218	0.003
<b>Suelo</b>	1777493	0.939	0.900	0.100	0.090	0.300	0.282
<b>Vegetación</b>	93384	0.049	0.900	0.100	0.090	0.300	0.015
<b>Total</b>	1893846						0.299
						<b><math>S(\hat{O})=</math></b>	<b>0.015</b>
						<b>n=</b>	<b>397.351</b>

Una vez determinado el número de muestreo, se simularon cinco escenarios utilizando las ecuaciones 3 y 4. De los que se seleccionó el que tuvo la menor varianza estimada para la precisión general y menor error en la precisión del usuario en las clases de interés, para la zona agrícola las clases agro y suelo (Tabla VI). A su vez para las zonas de acuicultura las clases de estanque (Tabla VII).

**Tabla VI.** muestra los valores de varianza estimada  $V(\hat{O})$  y el error en la precisión del usuario por clase  $S(\hat{U})$ . de los escenarios seleccionados para la zona agrícola

Image n	$S(\hat{O})$	$S(\hat{U})$ agro)	$S(\hat{U})$ suelo)	$S(\hat{U})$ vegetación)	$S(\hat{U})$ agua)	$S(\hat{U})$ nube)
feb-15 4	0.015	0.0197	0.0284	0.0516	0.0385	-
sep-15 6	0.019	0.0238	0.0250	0.0533	0.0460	-
feb-16 3	0.016	0.0166	0.0333	0.0935	0.0405	-
sep-16 5	0.015	0.0353	0.0205	0.0420	0.0311	0.0655

**Tabla VII.** muestra los valores de varianza estimada  $V(\hat{O})$  y el error en la precisión del usuario por clase  $S(\hat{U})$ . de los escenarios seleccionados para la zona de granjas acuícolas

escenarios	$S(\hat{O})$	$S(\hat{U})$ estanques)	$S(\hat{U})$ suelo)	$S(\hat{U})$ vegetación )
<b>2015</b>	0.0285	0.0254	0.0397	0.0420
<b>2016</b>	0.0289	0.0280	0.0307	0.0512

Una vez seleccionados los escenarios (Tabla VIII y IX) se construyó la matriz de confusión con los puntos de muestreo obtenidos para cada clase, estos puntos fueron valorados usando las imágenes que se encontraron disponibles de Google Eath como de landsat 8 para las fechas de muestreo. (Tabla X) muestra la matriz de confusión para la zona agrícola, la tabla XI muestra la matriz de confusión para la zona de granjas acuícolas

**Tabla VIII.** muestra los escenarios seleccionados, así como la distribución de muestras por clase ( $n_i$ ), la varianza estimada para la precisión general  $V(\hat{\theta})$  y es el error en la precisión del usuario por clase  $S(\hat{U})$ .

Clases	Pixeles	$W_i$	$\hat{U}_i$	$n_i$	$V(\hat{\theta})$	$S(\hat{U})$
<b>feb-15</b>						
Agro	1482871	0.485	0.850	330	0.000	0.020
Suelo	1127785	0.369	0.800	200	0.001	0.028
Vegetación	353146	0.115	0.700	80	0.003	0.052
Agua	94039	0.031	0.950	33	0.001	0.039
total	275195			643	$V(\hat{\theta})=$	0.000
					$S(\hat{\theta})$	0.015
<b>sep-15</b>						
Agro	327699	0.107	0.900	115	0.001	0.028
Suelo	2191715	0.717	0.750	355	0.001	0.023
Vegetación	410161	0.134	0.700	58	0.004	0.061
Agua	128266	0.042	0.950	30	0.002	0.040
total	275195			558	$V(\hat{\theta})=$	0.000
					$S(\hat{\theta})$	0.019
<b>feb-15</b>						
Agro	1657352	0.542	0.900	328	0.000	0.017
Suelo	1230639	0.402	0.750	170	0.001	0.033
Vegetación	48648	0.016	0.700	25	0.009	0.094
agua	121202	0.040	0.950	30	0.002	0.040
total	275195			553	$V(\hat{\theta})=$	0.000
					$S(\hat{\theta})$	0.01628925
<b>sep-15</b>						
Agro	550432	0.180	0.700	170	0.001	0.035
Suelo	1439117	0.471	0.800	380	0.000	0.021

<b>Vegetación</b>	608468	0.199	0.700	120	0.002	0.042
<b>agua</b>	186480	0.061	0.950	50	0.001	0.031
<b>nube</b>	273344	0.089	0.700	50	0.004	0.065
<b>total</b>	3057841			770	$V(\hat{O})=$	0.000
					$S(\hat{O})$	0.016

**Tabla IX.** muestra los escenarios seleccionados, así como la distribución de muestras por clase ( $n_i$ ), la varianza estimada para la precisión general  $V(\hat{O})$  y es el error en la precisión del usuario por clase  $S(\hat{U})$ .

<b>Clases</b>	<b>Pixeles</b>	<b><math>W_i</math></b>	<b><math>\hat{U}_i</math></b>	<b><math>n_i</math></b>	<b><math>V(\hat{O})</math></b>	<b><math>S(\hat{U})</math></b>
<b>2015</b>						
<b>Estanques</b>	25473	0.0850	0.9	140	0.00065	0.0254
<b>Suelo</b>	198913	0.6634	0.75	120	0.00158	0.0397
<b>Vegetación</b>	75437	0.2516	0.7	120	0.00176	0.0420
<b>total</b>	275194.81			380	$V(\hat{O})=$	0.0008
					$S(\hat{O})$	0.0285
<b>2016</b>						
<b>Estanques</b>	22969	0.0121	0.9	116	0.00078	0.02798
<b>Suelo</b>	1777493	0.9386	0.75	200	0.00094	0.03070
<b>Vegetación</b>	93384	0.0493	0.7	81	0.00263	0.05123
<b>total</b>	275195			397	$V(\hat{O})=$	0.00084
					$S(\hat{O})$	0.02892

**Tabla X.** muestra las matrices de confusión para las clasificaciones de la zona agrícola

<b>Clase</b>	<b>agro(Pi )</b>	<b>suelo(Pi )</b>	<b>Vegetación (Pi)</b>	<b>agua(Pi )</b>	<b>nube(Pi )</b>	<b>total(PiT )</b>
<b>Febrero 15</b>						
<b>Agro</b>	315	8	7	0	-	330
<b>Suelo</b>	4	176	15	5	-	200
<b>Vegetació n</b>	23	5	49	3	-	80
<b>agua</b>	0	0	0	33	-	33
<b>Col Sum</b>	342	189	71	41	-	643
<b>Septiembre 2015</b>						
<b>Agro</b>	140	7	13	0	-	160
<b>Suelo</b>	16	267	11	6	-	300
<b>Vegetació n</b>	8	7	60	0	-	75
<b>agua</b>	0	1	1	21	-	23
<b>Col Sum</b>	164	282	85	27	-	558
<b>Febrero 16</b>						
<b>Agro</b>	279	23	24	2	-	328
<b>Suelo</b>	8	135	21	6	-	170
<b>Vegetació n</b>	10	0	14	1	-	25
<b>agua</b>	0	1	0	29	-	30
<b>Col Sum</b>	297	159	59	38	-	553
<b>Septiembre 16</b>						
<b>Agro</b>	132	20	16	2	0	170
<b>Suelo</b>	3	362	10	5	0	380

<b>Vegetació</b>	19	39	61	1	0	120
<b>n</b>						
<b>agua</b>	0	1	0	49	0	50
<b>Nube</b>	0	23	2	0	25	50
<b>Col Sum</b>	154	445	89	57	25	770

**Tabla XI.** muestra las matrices de confusión para las clasificaciones de la zona acuícola

<b>Clase</b>	<b>estanques(Pi)</b>	<b>suelo(Pi)</b>	<b>veg(Pi)</b>	<b>total(PiT)</b>
<b>2015</b>				
<b>Estanques</b>	136	6	1	143
<b>suelo</b>	1	113	12	126
<b>Vegetación</b>	0	1	107	108
<b>Col Sum</b>	137	120	120	377
<b>2016</b>				
<b>Estanques</b>	115	1	1	117
<b>suelo</b>	0	198	3	201
<b>Vegetación</b>	1	1	76	78
<b>Col Sum</b>	116	200	80	396

Posteriormente con la información de la matriz de confusión y utilizando la ecuación 5, se obtuvo el error estándar de la proporción de área asignada para cada una de las clases, las (Tablas XII y XIII) muestran los valores de SPK para cada clase.

**Tabla XII.** muestra los valores SPK de cada una de las clases para la zona agrícola.

<b>Clase</b>	<b>feb-15</b>	<b>sep-15</b>	<b>feb-16</b>	<b>sep-16</b>
<b>Agro</b>	0.01085435	0.01085435	0.01263595	0.00594686
<b>Suelo</b>	0.01396896	0.01396896	0.01473146	0.00977103
<b>Vegetación</b>	0.01040718	0.01040718	0.01293399	0.0071258
<b>agua</b>	0.00632662	0.00632662	0.00634247	0.00458709
<b>Nube</b>	-	-	-	0.00400453

**Tabla XIII.** muestra los valores SPK de cada una de las clases para la zona de acuicultura.

	<b>2015</b>	<b>2016</b>
<b>Estanque</b>	0.00548548	0.0006488
<b>Suelo</b>	0.01825603	0.00807267
<b>Vegetación</b>	0.13511489	0.00809674

Una vez obtenidos los valores de error estándar de la proporción de área asignada para cada clase se utilizó la ecuación 6 para calcular el estimador de proporción de área PK (Tablas XIV y XV).

**Tabla XIV.** muestra los valores PK de cada una de las clases para la zona agrícola

<b>Clase</b>	<b>agro(Pi)</b>	<b>suelo(Pi)</b>	<b>Vegetación</b>	<b>agua(Pi)</b>	<b>nube(Pi)</b>
			<b>(Pi)</b>		



<b>feb-15</b>					
<b>Agro</b>	0.4629	0.0118	0.0103	0.0000	-
<b>Suelo</b>	0.0074	0.3246	0.0277	0.0092	-
<b>Vegetación</b>	0.0332	0.0072	0.0707	0.0043	-
<b>Agua</b>	0.0000	0.0000	0.0000	0.0308	-
<b>Total</b>	0.5035	0.3435	0.1087	0.0443	-
<b>sep-15</b>					
<b>Agro</b>	0.0938	0.0047	0.0087	0.0000	-
<b>Suelo</b>	0.0382	0.6379	0.0263	0.0143	-
<b>Vegetación</b>	0.0143	0.0125	0.1073	0.0000	-
<b>agua</b>	0.0000	0.0018	0.0018	0.0383	-
<b>total</b>	0.1463	0.6569	0.1441	0.0526	-
<b>feb-16</b>					
<b>Agro</b>	0.4610	0.0380	0.0397	0.0033	-
<b>Suelo</b>	0.0189	0.3196	0.0497	0.0142	-
<b>Vegetación</b>	0.0064	0.0000	0.0089	0.0006	-
<b>Agua</b>	0.0000	0.0013	0.0000	0.0383	-
<b>Total</b>	0.4863	0.3589	0.0983	0.0565	-
<b>sep-16</b>					
<b>Agro</b>	0.1398	0.0212	0.0169	0.0021	0.0000
<b>Suelo</b>	0.0037	0.4483	0.0124	0.0062	0.0000
<b>Vegetación</b>	0.0315	0.0647	0.1012	0.0017	0.0000
<b>agua</b>	0.0000	0.0012	0.0000	0.0598	0.0000
<b>Nube</b>	0.0000	0.0411	0.0036	0.0000	0.0447
<b>Total</b>	0.1750	0.5765	0.1341	0.0697	0.0447

**Tabla XV.** muestra los valores PK de cada una de las clases para la zona acuícola

<b>Clase</b>	<b>Estanque(Pi)</b>	<b>Suelo</b>	<b>Vegetación</b>
<b>2015</b>			
<b>Estanque</b>	0.0808	0.0036	0.0006
<b>Suelo</b>	0.0053	0.5950	0.0632
<b>Vegetación</b>	0.0000	0.0023	0.2493
<b>total</b>	0.0861	0.6009	0.3131
<b>2016</b>			
<b>Estanque</b>	0.0119	0.0001	0.0001
<b>Suelo</b>	0.0000	0.9246	0.0140
<b>Vegetación</b>	0.0006	0.0006	0.0480
<b>total</b>	0.0126	0.9253	0.0622

Posteriormente utilizando la ecuación 7 y 8 se calculó el área en hectáreas de cada clase así como su intervalo de confianza. (Tablas XVI y XVII)

**Tabla XVI.** muestra para la zona agrícola, los valores PK, Spk, S(A) que es el error para el área estimada, ( $A_n$ ) que es el área estimada para la clase, así como el número de hectáreas por cada clase y el intervalo de confianza.

clases	$\hat{P}_{.k}$	$S(\hat{P}_{.k})$	$S(\hat{A}_n)$	$\hat{A}_n$	Hectárea (ha)	Intervalo de confianza 95% (ha)
<b>feb-15</b>						
<b>Agro</b>	0.5035	0.0089	53269	1539553	138560	4794
<b>Suelo</b>	0.3435	0.0099	59628	1050471	94542	5367
<b>Vegetación</b>	0.1087	0.0101	60629	332341	29911	5457
<b>Agua</b>	0.0443	0.0048	28590	135477	12193	2573
<b>sep-15</b>						
<b>Agro</b>	0.1463	0.0109	65054	447379	40264	5855
<b>Suelo</b>	0.6569	0.0140	83721	2008822	180795	7535
<b>Vegetación</b>	0.1441	0.0104	62374	440694	39663	5614
<b>Agua</b>	0.0526	0.0063	37918	160947	14485	3413
<b>feb-16</b>						
<b>Agro</b>	0.4863	0.0126	75732	1487131	133835	6816
<b>Suelo</b>	0.3589	0.0147	88291	1097529	98773	7946
<b>Vegetación</b>	0.0983	0.0129	77518	300533	27047	6976
<b>Agua</b>	0.0565	0.0063	38013	172648	15538	3421
<b>sep-16</b>						
<b>Agro</b>	0.1750	0.0059	35642	535096	48159	3208
<b>Suelo</b>	0.5765	0.0098	58561	1762925	158665	5271
<b>Vegetación</b>	0.1341	0.0071	42708	409915	36893	3844
<b>Agua</b>	0.0697	0.0046	27492	213232	19191	2474
<b>Nube</b>	0.0447	0.0040	24001	136672	12301	2160

**Tabla XVII.** muestra para la zona acuícola, los valores PK, Spk, S(A) que es el error para el área estimada, ( $\hat{A}_n$ ) que es el área estimada para la clase, así como el número de hectáreas por cada clase y el intervalo de confianza. Para las granjas camaronícolas

clases	$\hat{P}_{.k}$	$S(\hat{P}_{.k})$	$S(\hat{A}_n)$	$\hat{A}_n$	Hectárea	Intervalo de confianza 95% (ha)
<b>2015</b>						
<b>Estanque</b>	0.0861	0.0055	3224	25805	2322	290
<b>Suelo</b>	0.6009	0.0183	10728	180158	16214	966
<b>Vegetación</b>	0.3131	0.0176	10333	93861	8447	930
<b>2016</b>						
<b>Estanque</b>	0.0126	0.0006	2408	23774	2140	217
<b>Suelo</b>	0.9253	0.0081	29965	1752357	157712	2697
<b>Vegetación</b>	0.0622	0.0081	30055	117716	10594	2705

Finalmente con los valores obtenidos, y conociendo el área de cada una de las cuencas y estanques así como los porcentajes reportados en la literatura por Matson y Harrison 2005, y raily 2001, se estimó el total de nitrógeno en toneladas barrido hacia la zona costera, por cuenca, ciclo agrícola así como el total de nitrógeno aportada por las granjas camaronícolas. (Tablas XVIII y XIX).

**Tabla XVIII.** muestra para la zona agrícola por temporada de siembra el número de hectáreas sembradas para cada una de la cuencas, así como el intervalo de confianza en porcentaje por área agrícola, y dos valores de estimando del barrido de nitrógeno hacia la costa.

<b>Cuenca</b>	<b>O-I</b>	<b>0.046</b>	<b>4%</b>	<b>P-V</b>	<b>0.046</b>	<b>4%</b>
	<b>Hectáreas</b>	<b>%</b>	<b>(ton)</b>	<b>Hectáreas</b>	<b>%</b>	<b>(ton)</b>
<b>2015</b>						
<b>Granja norte</b>	2056	0.2364	20.5600	260	0.0299	2.6000
<b>Costa centro</b>	10713	1.2320	107.1300	1103	0.1268	11.0300
<b>Granja acuacultura sur</b>	1148	0.1320	11.4800	508	0.0584	5.0800
<b>Río Mayo</b>	38398	4.4158	383.9800	12151	1.3974	121.5100
<b>Laguna Tóbari</b>	60048	6.9055	600.4800	13080	1.5042	130.8000
<b>Laguna Yabaros</b>	14888	1.7121	148.8800	1524	0.1753	15.2400
<b>Centro costa</b>	285	0.0328	2.8500	5	0.0006	0.0500
<b>cuenca sur centro</b>	6213	0.7145	62.1300	868	0.0998	8.6800
<b>Total</b>	133749	15.3811	1337.4900	29499	3.3924	294.9900
<b>intervalo de confianza</b>	<b>de 3.46%</b>		<b>14.54%</b>			
<b>2016</b>						

<b>Norte centro</b>	424	0.0488	4.2397	22	0.002	0.2172
					5	
<b>Costa centro</b>	6894	0.7928	68.9418	2217	0.254	22.168
					9	7
<b>Granja acuacultura sur</b>	1464	0.1684	14.6415	275	0.031	2.7463
					6	
<b>Río Mayo</b>	42795	4.9214	427.947	16261	1.870	162.60
			5		0	78
<b>Laguna Tóbari</b>	65436	7.5251	654.356	30728	3.533	307.28
			9		8	27
<b>Laguna Yabaros</b>	18342	2.1093	183.421	6869	0.789	68.686
			7		9	1
<b>Centro costa</b>	18342	2.1093	183.421	22	0.002	0.2200
			7		5	
<b>cuenca sur centro</b>	6894	0.7928	68.9418	1753	0.201	17.534
					6	5
<b>Total</b>	160591	18.468	1605.91	58146	6.686	581.46
		0	26		8	33
<b>intervalo de confianza</b>	de 5.09%		6.69%			

**Tabla XIX.** muestra para la zona camaronícola por año de cultivo, el número de hectáreas cultivadas, así como el intervalo de confianza en porcentaje y el valor estimado de la descarga de nitrógeno a la costa reportados por Páez-Osuna 2003 de 111 kg/ ha

	<b>Hectáreas (ton)</b>		<b>Hectáreas (ton)</b>	
	2015		2016	
<b>Granjas Norte</b>	1011	112.86	793	88.52
<b>Granja centro</b>	507	56.60	500	55.82
<b>Granja sur</b>	406	45.32	350	39.07
<b>Río Mayo</b>	96	10.72	75	8.37
<b>Laguna de Tobarí</b>	1335	149.03	1676	187.09

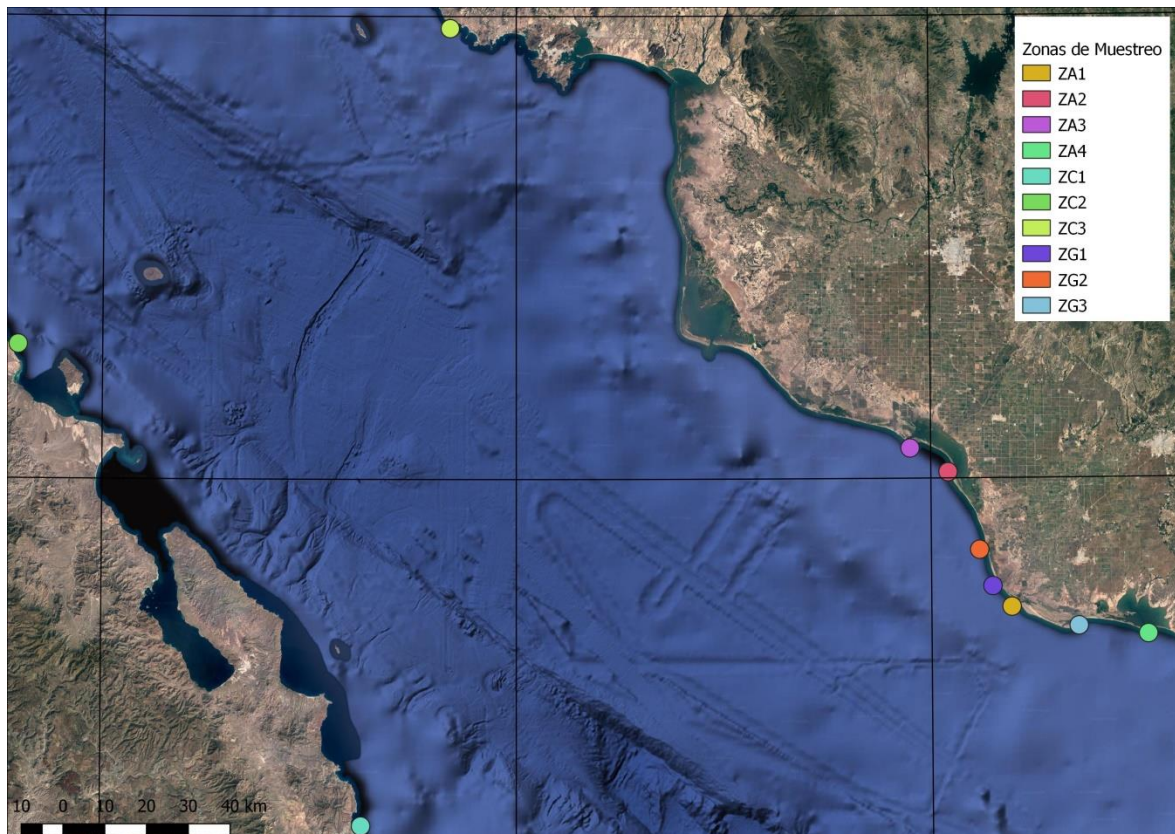
#### 7.4 Análisis estadístico

Para identificar si existía o no diferencias entre las zonas catalogadas como granjas y las zonas agrícolas, se utilizó la prueba de Kruskal-wallis post hoc después de Nemenyi si para los parámetros biofísicos de clorofila-a y del índice de atenuación  $K_d(490)$ . Para hacerlo se tomaron las cuencas agrícolas y el área de granjas acuícolas que tiene interacción directa con la zona costera y se agregaron 3 zonas control. La (Tabla XX) indica el nombre, la clave y las coordenadas con el que se identificaron, a su vez la (Fig. 8) El nombre y ubicación de la zonas de muestreo dentro del Golfo de California

**Tabla XX.** Muestra los puntos de muestreo y su ubicación geográfica en WGS 84 Pseudo-Mercator para los valores de Clorofila-a y  $K_d(490)$

<b>Nombre</b>	<b>Clave</b>	<b>Longitud</b>	<b>Latitud</b>
<b>Granja norte</b>	<b>ZG1</b>	<b>-109.8525</b>	<b>26.766521</b>
<b>Granja centro</b>	<b>ZG2</b>	<b>-109.8837</b>	<b>26.845133</b>
<b>Granja sur</b>	<b>ZG3</b>	<b>-109.6459</b>	<b>26.679809</b>
<b>Río Mayo</b>	<b>ZA1</b>	<b>-109.8069</b>	<b>26.721692</b>
<b>Tóbari boca</b>	<b>ZA2</b>	<b>-109.9584</b>	<b>27.01319</b>
<b>Tóbari boca b</b>	<b>ZA3</b>	<b>-110.0497</b>	<b>27.065099</b>
<b>Laguna Yabaros</b>	<b>ZA4</b>	<b>-109.4793</b>	<b>26.661403</b>
<b>Control Baja</b>	<b>ZC1</b>	<b>-111.3734</b>	<b>26.250671</b>
<b>Control Baja 2</b>	<b>ZC2</b>	<b>-112.2046</b>	<b>27.289843</b>
<b>Control Cajón del Diablo</b>	<b>ZC3</b>	<b>-111.1607</b>	<b>27.973873</b>



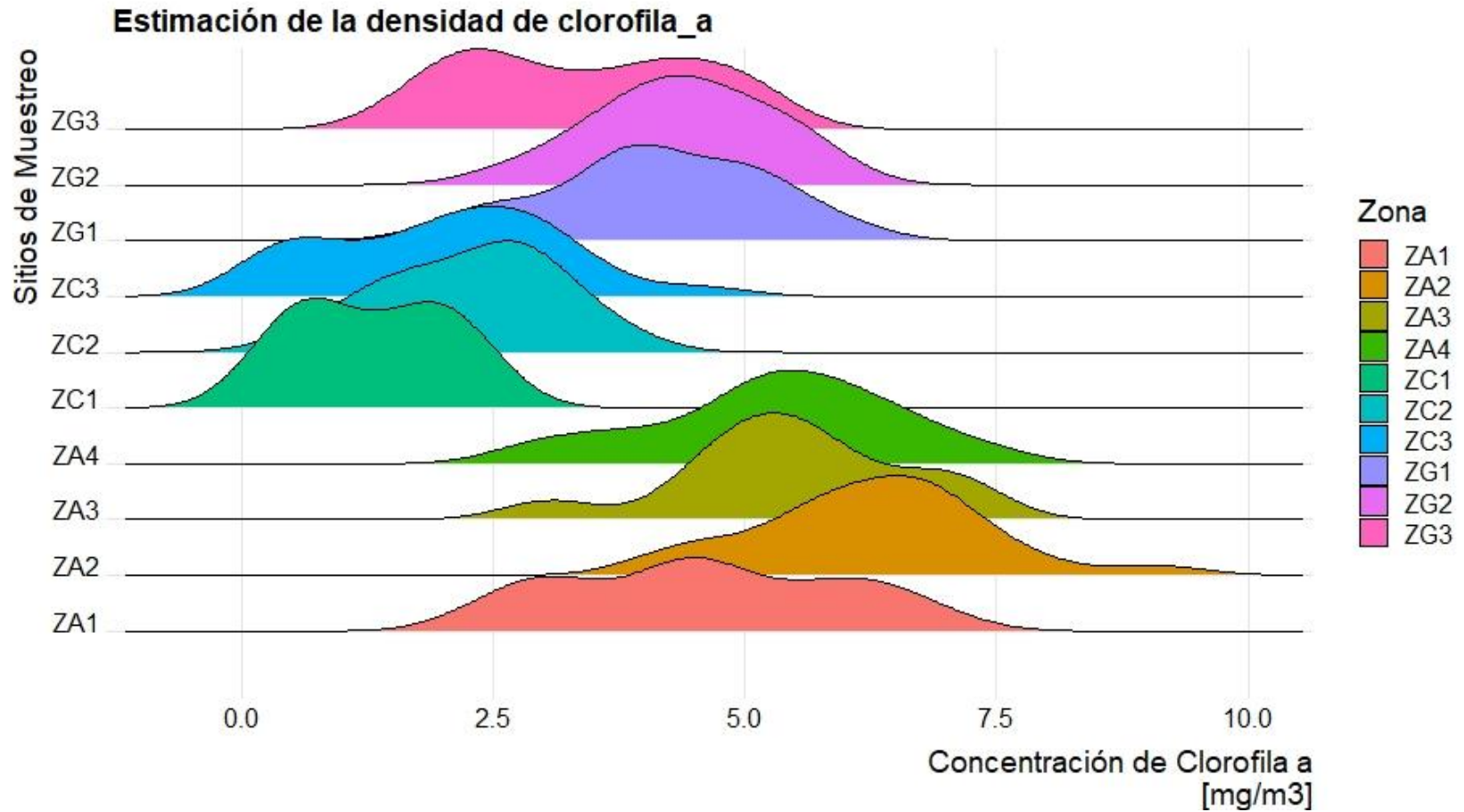


**Figura 8.**Clave y ubicación de las zonas de muestreo de Clorofila-a y  $K_d(490)$

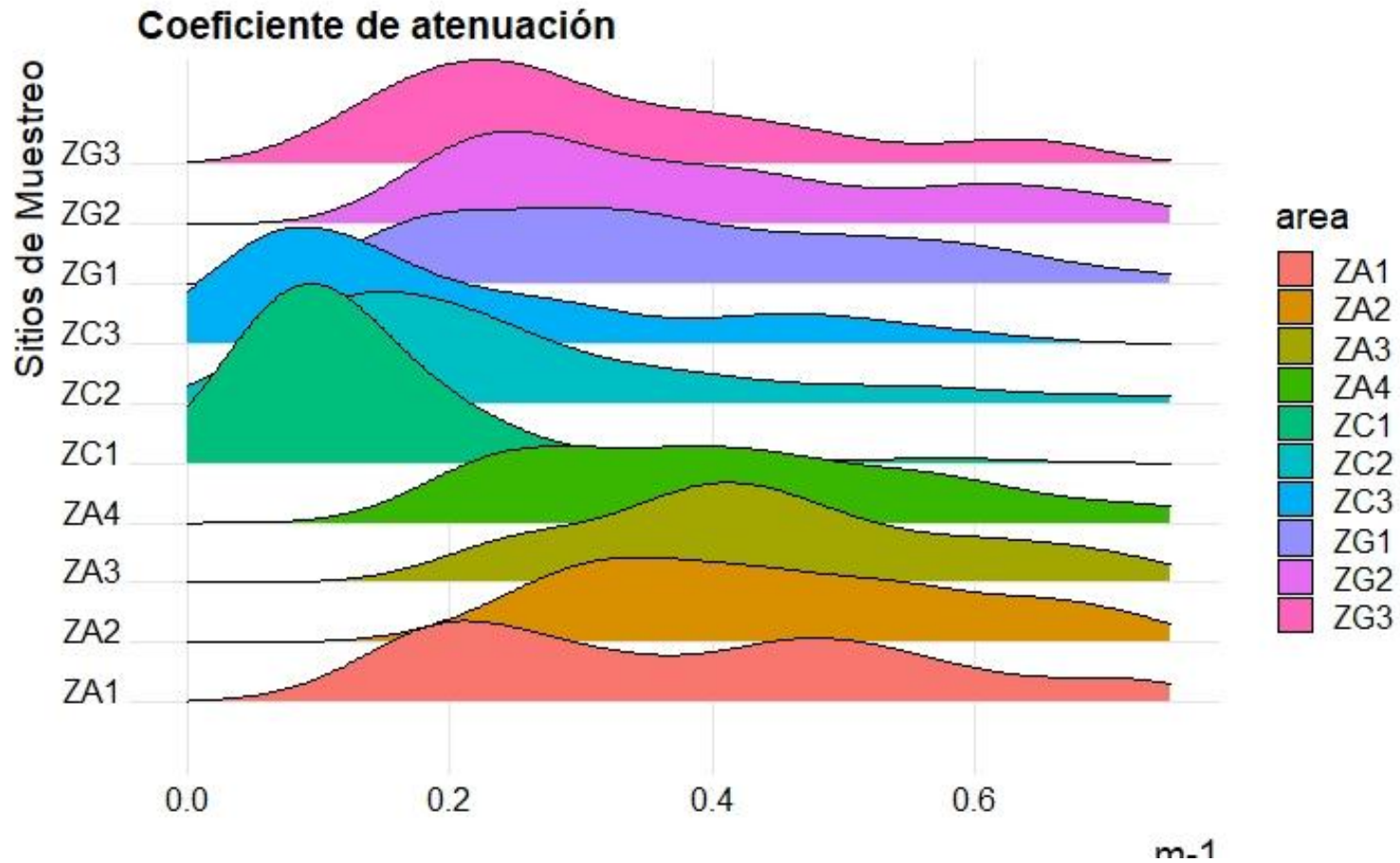
Una vez identificadas las áreas de muestreo se extrajo el valor promedio de chlorofila-a y  $K_d(490)$  de cada zona de muestreo se compararon entre cada uno de las zonas muestreadas. La Tabla XXI muestra los “p-value” obtenidos a partir de prueba de Kruskal-wallis post hoc después de Nemenyi, Mientras que la distribución de la media de los valores de Clorofila-a y  $K_d(490)$  para cada uno de las zonas de estudio se puede observar en la Fig 9 y 10

**Tabla XXI.** Valores P entre los sitios de muestra para Clorofila-a semanal del lado izquierdo, mientras que del lado derecho se encuentran los valores para  $K_d(490)$  semanales obtenidos después de aplicar Kruskal-Wallis – post-hoc después de Nemeny. Indicando con dos asteriscos los valores significativos o menores a 0.05. . Las leyendas de las áreas corresponden a las indicadas en la figura 8.

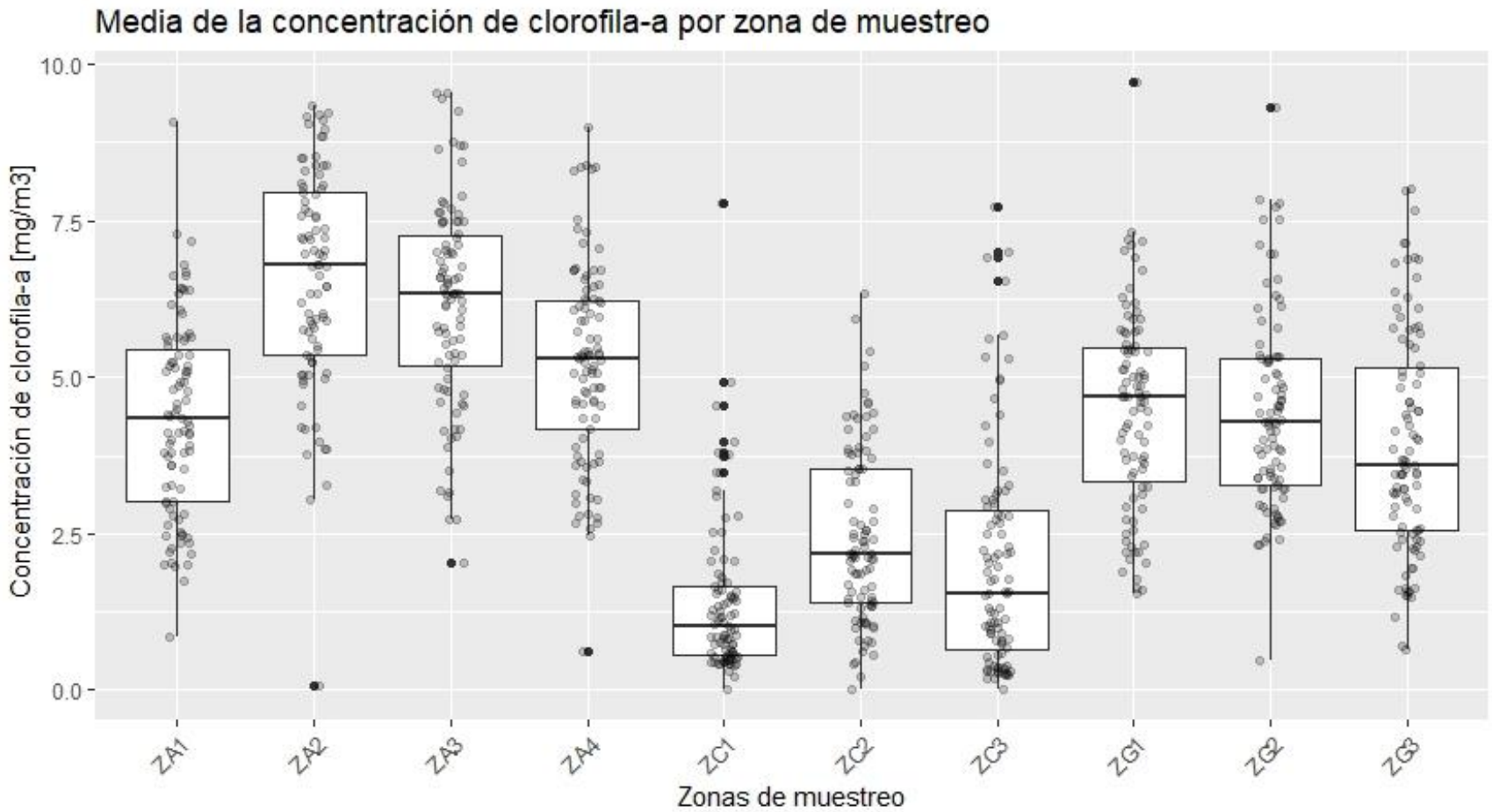
	clorofila-a	ZA1	ZA2	ZA3	ZA4	ZC1	ZC2	ZC3	ZG1	ZG2	ZG3	
<b>ZA1</b>			0.17	0.275	1	7E-14**	2.4E-05**	8.2E-08**	0.998	1.000	0.173	
<b>ZA2</b>		4.6E-08**		0.992	0.018**	2E-16**	9E-14**	8.2E-14**	6.4E-04**	2.1E-03**	2.2E-08**	
<b>ZA3</b>		3.0E-06**	1.00		0.289	2E-16**	3E-12**	9.4E-14**	3.1E-02**	0.073	8.4E-04**	
<b>ZA4</b>		0.24	0.01**	0.1174		1E-13**	1.9E-05**	6.1E-08**	0.9975	1.000	0.157	
<b>ZC1</b>		6.7E-14**	< 2E-16**	< 2E-16**	< 2E-16**		1.2E-04**	9.7E-03**	7.3E-14**	1.2E-13**	1.2E-10	
<b>ZC2</b>		1.9E-09**	< 2E-16**	1.6E-14**	9.9E-14**	0.051		9.91E-01**	1.2E-03**	3.2E-04**	0.376	
<b>ZC3</b>		4.7E-11**	< 2E-16**	< 2E-16**	1.2E-14**	0.650	0.9652		9.6E-05**	1.8E-06**	0.029**	
<b>ZG1</b>		1.00	1.90E-05**	0.440	0.440	1E-13**	2.8E-08**	4E-12**		1	0.688	
<b>ZG2</b>		1.00	4.20E-06**	0.277	0.277	1E-13**	9.3E-08**	1.9E-11**	1		0.479	$K_d(490)$
<b>ZG3</b>		0.85	8.80E-11**	0.001**	0.001**	4E-12**	7.0E-04**	1.2E-06**	0.650	0.795		



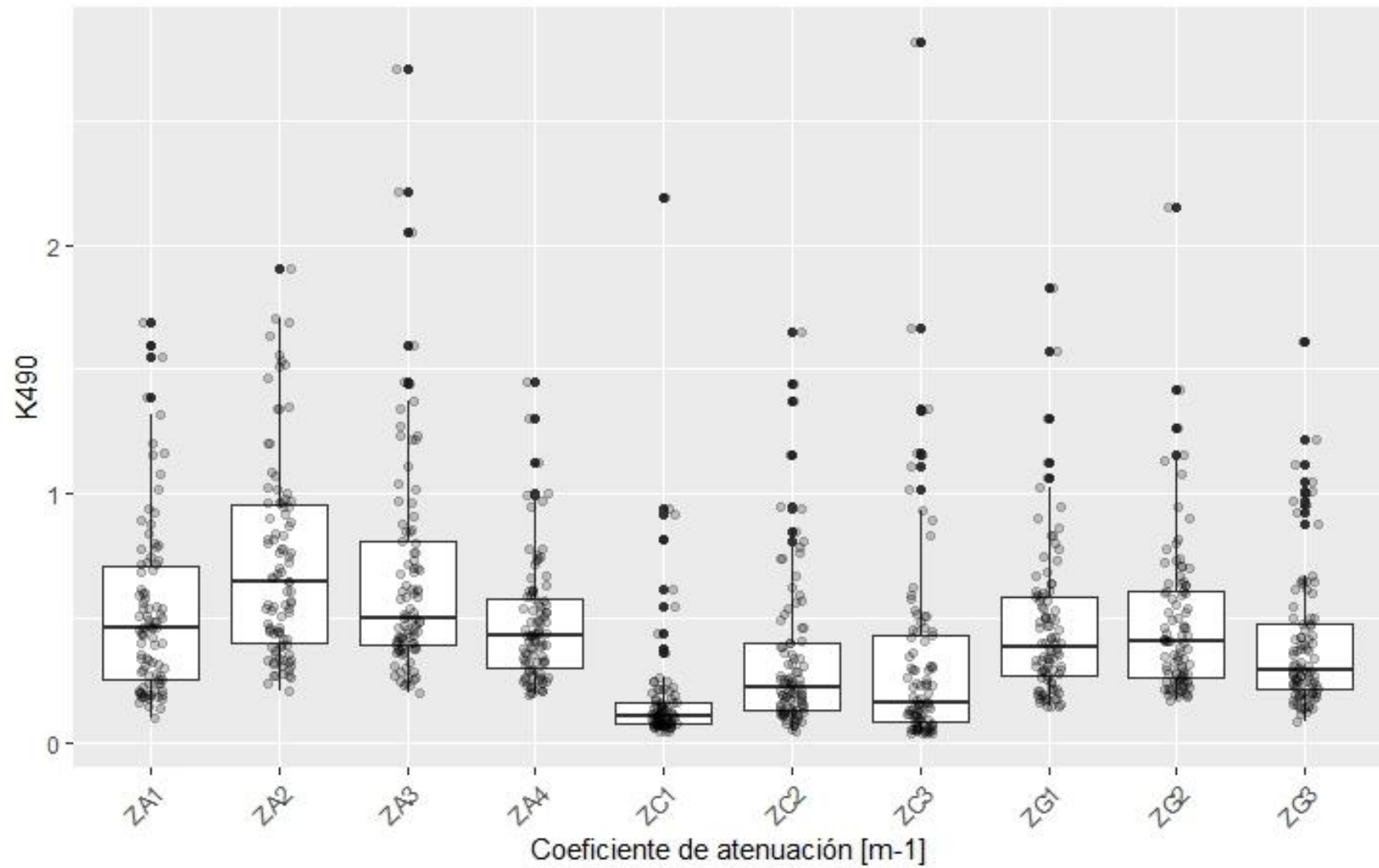
**Figura 9.** Distribución de los valores medios de la concentración de clorofila-a [mg/m<sup>3</sup>] por zona de muestreo. Las leyendas del eje vertical (y's) corresponden a las indicadas en la figura 8.



**Figura 10.** Distribución de los valores medios de  $K_d(490)$  [ $m^{-1}$ ] por zona de muestreo. Las leyendas del eje vertical (y's) corresponden a las indicadas en la figura 8.



**Figura 11.** Valores medios de la concentración de clorofila-a [mg/m<sup>3</sup>] por zona de muestreo. Las leyendas del eje horizontal (x's) corresponden a las indicadas en la figura 8.



**Figura 12** Valores medios de  $K_d(490)$  [ $m^{-1}$ ] por zona de muestreo. Las leyendas del eje horizontal (x's) corresponden a las indicadas en la figura 8.

Finalmente las figuras 11 y 12 muestran tanto los valores extremos así como la distribución de valores obtenidos para clorofila-a y  $K_d(490)$ . En estas graficas se puede apreciar que si bien la diferencias entre los valores de  $K_d(490)$  no son tan marcadas, si es posible distinguir los 3 principales grupos. En contraste al observar los valores de clorofila-a se logra ver mejor esta diferenciación.

## 8. DISCUSIÓN

La metodología usada en este estudio proporciona un punto de partida sólido para la cuantificación y estimación de aportes de nitrógeno provenientes del distrito de riego del Río Mayo, y de sus potenciales efectos sobre ecosistemas costeros y marinos del Golfo de California, ya que nos permite estimar el total de nitrógeno u otros compuestos utilizados en la agricultura, los cuales son barridos hacia los cuerpos de agua y posteriormente hacia la zona costera. Asimismo a diferencia de otros modelos, que requieren diferentes capas de información (por ejemplo, tipo de suelo, índice de humedad de la topografía, profundidad del agua de inundación, entre otros) (Hofmeister *et al.*, 2016; McClelland, Valiela, y Michener 1997; Sun *et al.*, 2016; Valiela *et al.*, 1997). el modelo propuesto aquí es de particular importancia en zonas donde la información no está disponible o es incompleta, este modelo permite obtener datos confiables, con información limitada. Por otro parte, considera la opción de ser enriquecido con datos de campo que pueden integrar como nuevas variables como por ejemplo, los datos de isotopos estables de nitrógeno. Estos datos permiten distinguir las distintas fuentes de su producción, así como la disponibilidad de nitrógeno como lo indican los trabajos de (Teichberg *et al.*, 2008; Viana y Bode 2013; Ochoa-Izaguirre y Soto-Jiménez 2013; Rivero-Villar *et al.*, 2018).

Es importante resaltar que uno de los factores que pueden limitar o aumentar el error en la clasificación y posterior estimación del área agrícola, son los periodos de alta nubosidad, que para la zona de estudio coinciden con los meses de la mayor área agrícola del ciclo primavera-verano y que podría generar un mayor error de estimación.

Además, como se puede ver en los resultados obtenidos por este medio, este sistema permite cuantificar el número de hectáreas que son sembradas por ciclo de cultivo, así como el número de hectáreas que fueron utilizadas en las granjas



camaronícolas, con un intervalo de confianza, lo que permite una mayor certidumbre en las estimaciones y análisis de resultados.

El análisis de resultados se enfocó en los siguientes puntos: 1) Caracterización, validación del área agrícola y camaronícola. 2) Estimación de volumen de nitrógeno barrido, y 3) Validación de los resultados utilizando valores biofísicos del sensor MODIS.

#### 1) Caracterización, validación del área agrícola y camaronícola

Una parte crucial de los resultados fue la caracterización y validación del área agrícola, ya que ésta permitió establecer claramente la diferencia entre áreas para los dos ciclos de cultivo y conocer el área agrícola que le corresponde a cada cuenca y punto de entrada de nutrientes provenientes del agro. La determinación de estas áreas resulta fundamental para un plan de manejo tanto del distrito de riego, como de la zona costera así como de las actividades que se desarrollan en ellas, ya que además de los fertilizantes, se usan otros compuestos orgánicos e inorgánicos que son barridos hacia los puntos de estudio (Fig 7). Dentro del presente trabajo de las ocho cuencas hidrográficas identificadas se estudiaron las tres principales cuencas agrícolas: Laguna de Tóbari, Río Mayo y Laguna Yavaros (tabla XVII) con base en los manuales de plantación (SAGARPA, 2015b, 2015a). Es probablemente durante el primer y segundo riego que es cuando aproximadamente del 60 al 80 por ciento del fertilizante total que ya se utilizó, y por ende existan los mayores aportes de nitrógeno, como se puede observar en la (Tabla XVII). Así mismo, la cuenca denominada Laguna de Tóbari fue la de mayor importancia en cuanto al volumen de siembra y de nitrógeno que escurre hacia la laguna. Por otra parte, además de las aportaciones de nitrógeno mencionadas, la Laguna de Tóbari recibe contribuciones de nutrientes por los desechos de ganado, aguas residuales urbanas, granjas de camarones y los aportes de otros dos distritos de riego (Valle del Yaqui y Río Mayo) (Ahrens et al., 2008; Páez-Osuna et al., 2017). En esta la misma línea, Ruiz-Ruiz, (2017) describe cómo la Laguna de

Tóbari presentó un estrés biológico e incluso hipoxia durante el verano de 2012, mientras que para la tercera cuenca en importancia agrícola, las aguas de descarga que la laguna de Yavaros recibe de las parcelas agrícolas tienen un efecto sobre la salinidad de la laguna, además se ha encontrado presencia de Aldrin y otros pesticidas dentro de esta esta laguna (Vargas-González, 2018).

Sin embargo, a diferencia de las dos anteriores la cuenca la del Río Mayo descarga directo a la zona costera, lo que podría estar aportando una gran cantidad de compuestos agrícolas directamente a esta zona, como muestran los resultados de este estudio (Fig. 7). Por lo tanto, existe una mayor proporción de nitrógeno y otros compuestos barridos que entren directamente al Golfo de California (tabla XVIII), esto se explica ya que no existe la filtración o retención suficiente de nutrientes y contaminantes, por lo tanto su entrada y difusión hacia la zona marina podría tener distintas implicaciones ecológicas. Esto implica cambios en la fitoflora en relación a su diversidad y abundancia, además está descrito que ciertas especies de dinoflagelados y cianobacterias tienen afinidad por la urea sobre otras especies, por lo que pueden llegar a crear florecimientos algales (Christensen *et al.*, 2006; Lee *et al.*, 2017; Moschonas *et al.*, 2017).

## 2) Estimación de volumen de nitrógeno barrido

Por otra parte, este estudio sienta un precedente a la importancia que han adquirido las granjas acuícolas ya que se determinó de una manera clara y rápida el área de estanques dedicados a la camaronicultura así como el punto de entrada de estos. Lo que permite o calcular el volumen de nitrógeno que estaría llegando hacia la zona costera por hectárea cultivada (tabla XIX) Basados en los estudios previamente reportados por Páez-Osuna *et al.*, 2003; Miranda-Baeza *et al.*, 2009; Cardoso-Mohedano *et al.*, 2016. Esto cobra mayor relevancia, ya que para el 2013 México ocupó el sexto lugar mundial en términos de acuicultura, y una de las zonas más importantes a nivel nacional es la del golfo de California. (Barraza-Guardado *et al.*, 2013).

Asimismo, como reporta este estudio, conocer cuáles son los posibles focos rojos o de mayor entrada de nutrientes u otros compuestos permite a futuro poder crear un plan de manejo costero para estas zonas, como por ejemplo, se puede tomar los datos de la tabla XIX donde sobresale el grupo de granjas acuícolas de la Laguna de Tóbari como la mayor en área y contribución de nutrientes y materia orgánica. Los estudios de Arreola-Lizárraga *et al.* (2016) indican como las granjas camaronícolas son ineficientes transformando la energía, llegando a aprovechar solo entre el 20 al 24% del nitrógeno que se utiliza, mientras que el resto llega a la costa. Al considerar el volumen de nitrógeno que escurre hacia la zona costera es importante resaltar que la aportación de materia orgánica y nitrógeno es periódico durante los meses que dura el ciclo de cultivo (Tabla XVIII y XIX).

Por lo tanto, como indican los datos de este estudio, (Tabla XIX) estos escurrimientos pueden tener un efecto crónico sobre las zona costera cercanas, pues si bien el volumen de nitrógeno y otros compuestos es mucho menor del que se podría recibir de las zonas agrícolas, esta entrada de nutrientes es continuo durante el periodo de cultivo de camarón y aunque se ha reportado que el aporte que le nitrógeno puede ser limitante en el Golfo de California (Páez-Osuna *et al.*, 2013), es importante señalar que el nitrógeno no es el único compuesto que desechan las granjas camaroneras y que el exceso de materia orgánica dentro del lagunas costeras o zona marina, pueden llegar a disminuir el oxígeno dentro de la columna de agua, llegado incluso a provocar zonas de hipoxia, aunado a un cambio de la salinidad ocasionado por los recambios e agua de estas granjas como lo reportan los estudios de Barraza-Guardado *et al.* (2013), mientras que los estudios de Cardoso-Mohedano *et al.* (2016) encontraron que la descargas de las granjas camaronícolas elevan el nivel de materia orgánica en un periodo de 5 días, y que al juntarse con los periodos de dragado de la laguna puede aumentar los niveles de nitrógeno e incluso generar zonas de anoxia.

Es innegable que para el Golfo de California existe un continuo aporte de nutrientes, como se muestra en las (Tabla XVIII, XIX) y (Fig. 7), ya sea por los

ciclos agrarios o la temporada de producción de las granjas acuícolas que se encuentra en su zona costera, estas dos importantes actividades económicas pueden llegar a aportar un volumen significativo de materia orgánica y nitrógeno en distintas formas así como otros nutrientes y compuestos, lo que puede tener afectaciones como aumento en la turbidez, cambios de salinidad, cambios en la biomasa fitoplanctónica, aumento de macroalgas etc (Harrison *et al.*, 2005; Ahrens *et al.*, 2008; Cardoso-Mohedano *et al.*, 2016; Páez-Osuna *et al.*, 2017). Sin embargo, para la zona considerada en este estudio, dos de los principales puntos de entrada están dentro de las Lagunas de Tóbari y Yavaros por lo que estos dos cuerpos de agua podrían estar actuando como un buffer o trampa de nutrientes, hacia las zonas costeras (Arreola-Lizárraga *et al.*, 2016).

Aunado a esto, Lee *et al.* (2017) señalan que un exceso continuo de nutrientes pueden llegar a generar cambios dentro de las composiciones bacterianas del sustrato y si las condiciones persisten, favorecer a ciertos grupos de bacterias que pueden facilitar zonas anoxias en el bentos. Además, Moschonas *et al.* (2017) especifican como las cianobacterias y dinoflagelados, dos grupos que poseen un alto número de especies capaces de producir florecimientos algales nocivos (FANS), se pueden ver beneficiados por las distintas formas de nitrógeno provenientes del agro, Además Kudela *et al.* (2008) como algunas especies de *Pseudo-nitzschia* aumentaba su toxicidad cuando utilizaban nitrógeno en forma de urea a diferencia de otras formas como nitratos o amonio. Aunque de acuerdo a los estudios de Davidson *et al.* 2014; Moschonas *et al.* 2017, quienes proponen que los cambios en la diversidad y abundancia de fitoplancton o macroalgas, no se les puede atribuir completamente a aportes de nutrientes, ya que por ejemplo no existe una relación clara entre el nitrógeno de origen antropogénico y los FANS, además ellos indican que si bien hay zonas donde sí se ha podido atribuir al exceso de nitrógeno proveniente del agro o de otras fuentes la formación de FANS, esto es solo a escalas locales o temporales por lo que no se le puede generalizar.

Al considerar esta última parte y al observar los resultados de los análisis estadísticos de clorofila-a y  $K_d(490)$  resultan prometedores cuando examinamos la tabla XIX. Esta tabla muestra los valores de p obtenidos a partir de la prueba Kruskal-Wallis – post-hoc después de Nemeny. Donde se aprecia claramente que existen diferencias significativas entre las distintas zonas de muestreo, tanto para clorofila-a como  $K_d(490)$  y que estas diferencias están contenidas dentro de los grupos determinados. Es decir, la mayoría de las zonas mostró afinidad hacia el grupo en el que fueron catalogadas. Dentro de los tres grupos identificados no existieron diferencias significativas entre zonas pertenecientes al mismo grupo, pero sí existieron diferencias significativas entre la mayoría de las zonas con relación a los grupos no relacionados. Esto se puede apreciar mejor en las Fig 9 y 10 que muestran la densidad de los valores tanto para clorofila a como para  $K_d(490)$ .

Asimismo, se pudo distinguir por ejemplo la zona de muestreo del Río Mayo (ZA1), esta área recibe tanto aportes de zona agrícola como de granjas acuícolas y a diferencias de las otras zonas agrícolas, ZA1 todos los nutrientes que llegan entran directo a la columna de agua de la zona costera, esto demuestra que es un punto importante de entrada de nitrógeno u otros compuestos hacia el Golfo de California.

### 3) Validación de los resultados utilizado valores biofísicos del sensor MODIS

El poder distinguir a través de la implementación de percepción remota los distintos afluentes de actividades agrícolas o camaronícolas, concede no solo validar de forma indirecta que los puntos de entrada de nutrientes son correctos, si no que permite retomar los descrito por Davidson *et al.*, 2014; Moschonas *et al.*, 2017, al pensar que aunque, a gran escala es difícil encontrar una relación entre nutrientes y la clorofila-a como una medida indirecta de la biomasa, a mediana y pequeña escala para el Golfo de California sí fue posible, y que estas modificaciones si están relacionadas con el tipo de nutriente y compuestos que

recibe. Si bien en relación con el análisis de clorofila-a puede existir un sesgo ya que el algoritmo para estimar la clorofila-a está diseñado para aguas oligotróficas (Hu, Lee, y Franz 2012; Hu *et al.*, 2019), teniendo esto en cuenta al analizar los valores de clorofila-a que se obtuvieron Fig. 9 y 11, es interesante notar que los valores de clorofila-a altos corresponden a las áreas donde hay una gran contribución de nutrientes y otros compuestos del campo. Si bien, estos valores podrían estar enmascarando partículas de detritos, materia orgánica disuelta junto con fitoplancton, etc., (Hu *et al.*, 2012, 2019) es importante tener en cuenta que en las actividades agrícolas y acuícolas también se desechan una gran cantidad de materia orgánica y nutrientes. Además, el uso de valores de clorofila-a para observar los efectos del agua de escorrentía proveniente de áreas agrícolas en el Golfo de California ha sido bien documentado (Sánchez-Velasco *et al.*, 2013; Robinson, Gómez-Gutiérrez, y de León 2013; Apango-Figueroa *et al.*, 2015; García-Morales *et al.*, 2017; Mercado-Santana *et al.*, 2017).

Por otra parte al observar los valores del coeficiente de atenuación  $K_d(490)$ , se aprecia claramente como las zonas sin aportes de origen antropocéntrico, tienen una mayor penetración de la luz, mientras que las zonas agrícolas y las granjas camaronícolas presentaron una menor penetración de la luz Fig 12. Esto se podría deber a una mayor cantidad de sedimentos, biomasa fitoplanctónica así como otros compuestos provenientes de estas zonas, (Ahrens *et al.*, 2008; Arreola-Lizárraga *et al.*, 2016; Páez-Osuna *et al.*, 2017).

El presente trabajo propone una metodología que permite aportar información hacia estas preguntas, además, por su simplicidad así como la plasticidad que tiene para incorporar nuevos datos, otorga mayor bondad que los modelos previos o revisados ya que no requiere tantas capas de información, que en muchos lugares, no están disponibles.

Es decir en el presente trabajo se desarrolló un modelo de análisis de conectividad superficial basado en SIG y teledetección que utiliza datos de acceso abierto. Lo

que permitió la estimación del aporte de nitrógeno hacia las zonas costeras del Distrito del Río Mayo, pero que es fácilmente extrapolable para cualquier otra área agrícola, además es de un uso fácil y rápido para estimar el nitrógeno o cualquier contaminante. Otra de las contribuciones que considero de vital importancia fue el análisis de las propiedades ópticas agua utilizando SIG específicamente los valores de clorofila-a y el coeficiente de atenuación  $K_d(490)$  ya que al analizar las gráficas así como los valores de "p" mostro claramente las diferencias entre los 3 grupos. Por lo que se puede intuir que hay una relación a pequeña o mediana escala entre los aportes de zonas como las agrícolas o las granjas camaronícolas y la diversidad, biomasa del fitoplancton o contenido de materia orgánica. Valdría la pena explorar a profundidad pues el crecimiento de la agricultura así como la acuicultura en los estados de Sonora y Sinaloa ha sido exponencial en la últimas dos décadas.

## 9. CONCLUSIONES

Es indudable que las actividades económicas desarrolladas en las zonas costeras tienen diversos efectos sobre los ecosistemas, por lo que un mal manejo o uso de los diversos compuestos que se utilizan tanto en las zonas agrícolas como en las granjas camaronícolas, puede llegar a generar diversas repercusiones tanto en los ecosistemas como en el aspecto social o económico para las comunidades aledañas. Es por ello que resulta fundamental el poder distinguir, cuantificar y conocer el origen de los compuestos que están entrando a los ecosistemas marinos.

A partir de los resultados obtenidos en este estudio, se puede concluir que las cantidades de fertilizante nitrogenado así como otros compuestos que ingresan a la zona costera desde la escorrentía agrícola y granjas de camaronícolas tienen dentro de las propiedades ópticas de la columna de agua al igual que la concentración de clorofila-a lo que podría estar indicando un afectación ecológica debido al ingreso de nutrientes, materia orgánica, pesticidas etc. Siendo una parte crucial de los resultados, la determinación de estos cambios ópticos de la columna de agua y sus posibles implicaciones ecológicas utilizando percepción remota.

Además a partir de los resultados obtenidos es innegable que hay un aporte de nutrientes y otros contaminantes tanto de los distritos de riego del Río Mayo como de otras áreas agrícolas. Por lo tanto, es necesario contar con herramientas que permitan una cuantificación y un análisis rápidos para crear políticas públicas que protejan el Golfo de California.

Finalmente la metodología empleada se puede utilizar para ayudar a crear un inventario de nitrógeno y otros compuestos de escorrentía agrícola así como de la acuicultura para la zona costera del Golfo de California además de otras zonas costeras marinas en todo el mundo.



## 10. LITERATURA CITADA

- Ahrens, T.D., Beman, J.M., Harrison, J.A., Jewett, P.K., Matson, P.A., 2008. A synthesis of nitrogen transformations and transfers from land to the sea in the Yaqui Valley agricultural region of northwest Mexico. *Water Resources Research* 44. <https://doi.org/10.1029/2007WR006661>
- Allison, E.H., Bassett, H.R., 2015. Climate change in the oceans: Human impacts and responses. *Science* 350, 778. <https://doi.org/10.1126/science.aac8721>
- Apango-Figueroa, E., Sánchez-Velasco, L., Lavín, M.F., Godínez, V.M., Barton, E.D., 2015. Larval fish habitats in a mesoscale dipole eddy in the gulf of California. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 103, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2015.05.005>
- Armenta-Bojórquez., A., D., Cervantes-Medina., C., Galaviz-Lara., J., A., Camacho-Báez., J., Ricardo., Mundo-Ocampo., Manuel., García-Gutiérrez., Cipriano., 2012. Impacto de la fertilización nitrogenada en agua para consumo humano en el municipio de Guasave Sinaloa. *Ra Ximhai* 8.
- Arreola-Lizárraga, J.A., Padilla-Arredondo, G., Medina-Galván, J., Méndez-Rodríguez, L., Mendoza-Salgado, R., Cordoba-Matson, M.V., 2016. Analysis of hydrobiological responses to anthropogenic and natural influences in a lagoon system in the Gulf of California. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 45.
- Barange, M., Cheung, W.W.L., Merino, G., Perry, R.I., 2010. Modelling the potential impacts of climate change and human activities on the sustainability of marine resources. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2, 326–333. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.10.002>
- Barraza-Guardado, R.H., Arreola-Lizárraga, J.A., López-Torres, M.A., Casillas-Hernández, R., Miranda-Baeza, A., Magallón-Barrajas, F., Ibarra-Gámez, C., 2013. Effluents of Shrimp Farms and Its Influence on the Coastal Ecosystems of Bahía de Kino, Mexico. *The Scientific World Journal* 2013, 306370. <https://doi.org/10.1155/2013/306370>

- Beman, M., J., Arrigo, K.R., Matson, P.A., 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434, 211.
- Breitburg, D., Levin, L.A., Oschlies, A., Grégoire, M., Chavez, F.P., Conley, D.J., Garçon, V., Gilbert, D., Gutiérrez, D., Isensee, K., Jacinto, G.S., Limburg, K.E., Montes, I., Naqvi, S.W.A., Pitcher, G.C., Rabalais, N.N., Roman, M.R., Rose, K.A., Seibel, B.A., Telszewski, M., Yasuhara, M., Zhang, J., 2018. Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science* 359, eaam7240. <https://doi.org/10.1126/science.aam7240>
- Brusca, R.C., Findley, L.T., Hastings, P.A., Hendrickx, M.E., Torre-Cosio, J., van der Heiden, A.M., 2005. Macrofaunal biodiversity in the Gulf of California (Sea of Cortez), in: Cartron, J.-L.E., Ceballos, G., Felger, R.S. (Eds.), *Biodiversity, Ecosystems, and Conservation in Northern Mexico*. Oxford University Press, New York, pp. 179–202.
- Cardoso-Mohedano, J.G., Páez-Osuna, F., Amezcua-Martínez, F., Ruiz-Fernández, A.C., Ramírez-Reséndiz, G., Sanchez-Cabeza, J.A., 2016. Combined environmental stress from shrimp farm and dredging releases in a subtropical coastal lagoon (SE Gulf of California). *Marine Pollution Bulletin* 104, 83–91. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.008>
- Christensen, L., Riley, W.J., Ortiz-Monasterio, I., 2006. Nitrogen Cycling in an Irrigated Wheat System in Sonora, Mexico: Measurements and Modeling. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 75, 175–186. <https://doi.org/10.1007/s10705-006-9025-y>
- Cochran, W.G., 1997. *Sampling Techniques*, 3rd Edition. ed. John Wiley.
- CONAGUA, S. de M.A. y R.N., 2017. *Estadísticas Agrícolas de los Distritos de Riego Año Agrícola 2015-2016*. Comisión Nacional del Agua, Ciudad de México.
- CONAPESCA, C.N. de A. y P., 2017. *Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca 2017*. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca.
- CONAPESCA, C.N. de A. y P., 2009. *Anuario Estadístico de Acuicultura y Pesca 2009*. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca.

- Cortés-Jimenez, M.J., Tamayo-Esquer., M.L., Ortiz-Enriquez, E.J., Armenta-Cárdenas, I., Ortiz-Avalos, A.A., Fuentes-Avila, G., Cortez-Mondaca, E., 2011. Agronomía del trigo en el sur de Sonora.
- Davidson, K., Gowen, R.J., Harrison, P.J., Fleming, L.E., Hoagland, P., Moschonas, G., 2014. Anthropogenic nutrients and harmful algae in coastal waters. *Journal of Environmental Management* 146, 206–216. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.002>
- Diaz, R.J., Rosenberg, R., 2008. Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science* 321, 926. <https://doi.org/10.1126/science.1156401>
- García-Morales, R., López-Martínez, J., Valdez-Holguin, E.J., Herrera-Cervantes, H., Espinosa-Chaurand, D.L., 2017. Environmental Variability and Oceanographic Dynamics of the Central and Southern Coastal Zone of Sonora in the Gulf of California. *Remote Sensing* 9. <https://doi.org/10.3390/rs9090925>
- Glibert, P.M., Maranger, R., Sobota, D.J., Bouwman, L., 2014. The Haber Bosch–harmful algal bloom (HB–HAB) link. *Environmental Research Letters* 9, 105001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/10/105001>
- Harrison, J., Matson, P., 2003. Patterns and controls of nitrous oxide emissions from waters draining a subtropical agricultural valley. *Global Biogeochemical Cycles* 17. <https://doi.org/10.1029/2002GB001991>
- Harrison, J.A., Matson, P.A., Fendorf, S.E., 2005. Effects of a diel oxygen cycle on nitrogen transformations and greenhouse gas emissions in a eutrophied subtropical stream. *Aquatic Sciences* 67, 308–315. <https://doi.org/10.1007/s00027-005-0776-3>
- Hastings, P.A., Lindley, L.T., van der Heiden, A., 2010. Fishes of the Gulf of California, in: Brusca, R.C. (Ed.), *The Gulf of California: Biodiversity and Conservation*, Arizona-Sonora Desert Museum Studies in Natural History. University of Arizona Press : Arizona-Sonora Desert Museum, Tucson, Ariz.

- He, C., DeMarchi, C., 2014. Modeling Spatial Distributions of Point and Nonpoint Source Pollution Loadings in the Great Lakes Watersheds.
- Hofmeister, K.L., Georgakakos, C.B., Walter, M.T., 2016. A runoff risk model based on topographic wetness indices and probability distributions of rainfall and soil moisture for central New York agricultural fields. *Journal of Soil and Water Conservation* 71, 289. <https://doi.org/10.2489/jswc.71.4.289>
- Hu, C., Feng, L., Lee, Z., Franz, B.A., Bailey, S.W., Werdell, P.J., Proctor, C.W., 2019. Improving Satellite Global Chlorophyll a Data Products Through Algorithm Refinement and Data Recovery. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 124, 1524–1543. <https://doi.org/10.1029/2019JC014941>
- Hu, C., Lee, Z., Franz, B., 2012. Chlorophyll a algorithms for oligotrophic oceans: A novel approach based on three-band reflectance difference. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 117. <https://doi.org/10.1029/2011JC007395>
- INEGI, 2019. Relieve continental [WWW Document]. URL <http://www.beta.inegi.org.mx/temas/mapas/relieve/continental/>
- Kudela, R.M., Lane, J.Q., Cochlan, W.P., 2008. The potential role of anthropogenically derived nitrogen in the growth of harmful algae in California, USA. *Harmful Algae* 8, 103–110. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.019>
- Lee, P.O., Cherry, J.A., Edmonds, J.W., 2017. Organic Nitrogen Runoff in Coastal Marshes: Effects on Ecosystem Denitrification. *Estuaries and Coasts* 40, 437–446. <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0161-6>
- Lluch-Cota, S.E., Aragón-Noriega, E.A., Arreguín-Sánchez, F., Auriolles-Gamboa, D., Jesús Bautista-Romero, J., Brusca, R.C., Cervantes-Duarte, R., Cortés-Altamirano, R., Del-Monte-Luna, P., Esquivel-Herrera, A., Fernández, G., Hendrickx, M.E., Hernández-Vázquez, S., Herrera-Cervantes, H., Kahru, M., Lavín, M., Lluch-Belda, D., Lluch-Cota, D.B., López-Martínez, J., Marinone, S.G., Nevárez-Martínez, M.O., Ortega-García, S., Palacios-Castro, E., Parés-Sierra, A., Ponce-Díaz, G., Ramírez-Rodríguez, M., Salinas-Zavala, C.A., Schwartzlose, R.A., Sierra-Beltrán, A.P., 2007. The Gulf of California:

- Review of ecosystem status and sustainability challenges. *Progress in Oceanography* 73, 1–26. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2007.01.013>
- Lobell, D.B., Ortiz-Monasterio, J.I., Asner, G.P., 2004. Relative importance of soil and climate variability for nitrogen management in irrigated wheat. *Field Crops Research* 87, 155–165. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2003.10.004>
- López-Vicente, M., García-Ruiz, R., Guzmán, G., Vicente-Vicente, J.L., Van Wesemael, B., Gómez, J.A., 2016. Temporal stability and patterns of runoff and runoff with different cover crops in an olive orchard (SW Andalusia, Spain). *CATENA* 147, 125–137. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.002>
- Lorenzana-Durán, G., 2004. Un garbanzo de a libra: agricultura comercial en el valle del Mayo, 1884-1910. Presented at the Congreso de Historia Económica, Asociación Mexicana de Historia Económica A. C.
- Mainali, J., Chang, H., 2018. Landscape and anthropogenic factors affecting spatial patterns of water quality trends in a large river basin, South Korea. *Journal of Hydrology* 564, 26–40. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.06.074>
- Matson, P.A., Naylor, R., Ortiz-Monasterio, I., 1998. Integration of Environmental, Agronomic, and Economic Aspects of Fertilizer Management. *Science* 280, 112. <https://doi.org/10.1126/science.280.5360.112>
- Mayo, D. de R.D.R.M., 2016. . Distrito de Riego Del Rio Mayo, S. De R.L. de I.P Y C.V. URL <http://drmmayo.mx/>
- McClelland, J.W., Valiela, I., Michener, R.H., 1997. Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: A record of increasing urbanization in coastal watersheds. *Limnology and Oceanography* 42, 930–937. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.5.0930>
- Mercado-Santana, J.A., Santamaría-del-Ángel, E., González-Silvera, A., Sánchez-Velasco, L., Gracia-Escobar, M.F., Millán-Núñez, R., Torres-Navarrete, C., 2017. Productivity in the Gulf of California large marine ecosystem.

- Environmental Development 22, 18–29.  
<https://doi.org/10.1016/j.envdev.2017.01.003>
- Miranda-Baeza, A., Voltolina, D., Martín, G., Frías-Espericueta, Izaguirre-Fierro, G., Rivas-Vega, M., Frías-Espericueta, M., Elisa, M., 2009. Budget and discharges of nutrients to the Gulf of California of a semi-intensive shrimp farm (NW Mexico).
- Moschonas, G., Gowen, R.J., Paterson, R.F., Mitchell, E., Stewart, B.M., McNeill, S., Glibert, P.M., Davidson, K., 2017. Nitrogen dynamics and phytoplankton community structure: the role of organic nutrients. *Biogeochemistry* 134, 125–145. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0351-8>
- Mouri, G., Shinoda, S., Oki, T., 2010. Estimation of total nitrogen transport and retention during flow in a catchment using a mass balance model incorporating the effects of land cover distribution and human activity information. *Water Science and Technology* 62, 1837–1847. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.208>
- NASA, 2019. SeaDAS.
- NASA, G.S.F.C., Ocean Biology Processing Group, 2019. Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer MODIS.
- Ochoa-Izaguirre, M.J., Soto-Jiménez, M.F., 2013. Evaluation of nitrogen sources in the Urias lagoon system, Gulf of California, based on stable isotopes in macroalgae. *Ciencias Marinas* 39. <https://doi.org/10.7773/cm.v39i4.2285>
- Olofsson, P., Foody, G.M., Herold, M., Stehman, S.V., Woodcock, C.E., Wulder, M.A., 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment* 148, 42–57. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>
- Orr, J.C., Fabry, V.J., Aumont, O., Bopp, L., Doney, S.C., Feely, R.A., Gnanadesikan, A., Gruber, N., Ishida, A., Joos, F., Key, R.M., Lindsay, K., Maier-Reimer, E., Matear, R., Monfray, P., Mouchet, A., Najjar, R.G., Plattner, G.-K., Rodgers, K.B., Sabine, C.L., Sarmiento, J.L., Schlitzer, R., Slater, R.D., Totterdell, I.J., Weirig, M.-F., Yamanaka, Y., Yool, A., 2005.

- Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437, 681–686. <https://doi.org/10.1038/nature04095>
- Páez-Osuna, F., 2001. Flujos y balance de masas de nutrientes en estanques camaronícolas., in: *Camaronicultura y Medio Ambiente*. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Mexico.
- Páez-Osuna, F., Álvarez-Borrego, S., Ruiz-Fernández, A.C., García-Hernández, J., Jara-Marini, M.E., Bergés-Tiznado, M.E., Piñón-Gimate, A., Alonso-Rodríguez, R., Soto-Jiménez, M.F., Frías-Espericueta, M.G., Ruelas-Inzunza, J.R., Green-Ruiz, C.R., Osuna-Martínez, C.C., Sanchez-Cabeza, J.-A., 2017. Environmental status of the Gulf of California: A pollution review. *Earth-Science Reviews* 166, 181–205. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.01.014>
- Páez-Osuna, F., Gracia, A., Flores-Verdugo, F., Lyle-Fritch, L.P., Alonso-Rodríguez, R., Roque, A., Ruiz-Fernández, A.C., 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin* 46, 806–815. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00107-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00107-3)
- Páez-Osuna, F., Piñón-Gimate, A., Ochoa-Izaguirre, M.J., Ruiz-Fernández, A.C., Ramírez-Reséndiz, G., Alonso-Rodríguez, R., 2013. Dominance patterns in macroalgal and phytoplankton biomass under different nutrient loads in subtropical coastal lagoons of the SE Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin* 77, 274–281. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.048>
- Paz, C.G., Rodríguez, T.T., Behan-Pelletier, V.M., Hill, S.B., Vidal-Torrado, P., Cooper, M., van Straaten, P., Oertli, J.J., 2008. Fertilizers, Inorganic, in: Chesworth, W. (Ed.), *Encyclopedia of Soil Science*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 247–263. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-3995-9\\_223](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-3995-9_223)

- Pedroza-González, Edmundo., Hinojosa-Cuéllar, G., 2014. Manejo y distribución del agua en distritos de riego: breve introducción didáctica. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México.
- Pulido Madrigal, L., 2016. Cambio climático, ensalitramiento de suelos y producción agrícola en áreas de riego. *Terra Latinoamericana* 34, 207–218.
- Raymond, P.A., David, M.B., Saiers, J.E., 2012. The impact of fertilization and hydrology on nitrate fluxes from Mississippi watersheds. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4, 212–218. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.04.001>
- Rhoads, B.L., Lewis, Q.W., Andresen, W., 2016. Historical changes in channel network extent and channel planform in an intensively managed landscape: Natural versus human-induced effects. *Geomorphology* 252, 17–31. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.04.021>
- Riley, W.J., Ortiz-Monasterio, I., Matson, P.A., 2001. Nitrogen leaching and soil nitrate, nitrite, and ammonium levels under irrigated wheat in Northern Mexico. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 61, 223–236. <https://doi.org/10.1023/A:1013758116346>
- Rivero-Villar, A., Templer, P.H., Parra-Tabla, V., Campo, J., 2018. Differences in nitrogen cycling between tropical dry forests with contrasting precipitation revealed by stable isotopes of nitrogen in plants and soils. *Biotropica* 50, 859–867. <https://doi.org/10.1111/btp.12612>
- Robinson, C.J., Gómez-Gutiérrez, J., de León, D.A.S., 2013. Jumbo squid (*Dosidicus gigas*) landings in the Gulf of California related to remotely sensed SST and concentrations of chlorophyll a (1998–2012). *Fisheries Research* 137, 97–103. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.09.006>
- Ruiz-Ruiz, T.M., 2017. Análisis comparativo de índices de eutrofización en lagunas costeras del estado de Sonora, México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C, La Paz, Baja California Sur.



- SAGARPA, S. de A., Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, 2015a. Agenda Técnica Agrícola de Sonora, México, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. SAGARPA, Méxcio.
- SAGARPA, S. de A., Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, 2015b. Agenda Técnica Agrícola de Sinaloa, México, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. SAGARPA, Méxcio.
- Sánchez-Velasco, L., Lavín, M.F., Jiménez-Rosenberg, S.P.A., Godínez, V.M., Santamaría-del-Angel, E., Hernández-Becerril, D.U., 2013. Three-dimensional distribution of fish larvae in a cyclonic eddy in the Gulf of California during the summer. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 75, 39–51. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2013.01.009>
- SEMARNAP, 1998. Anuario Estadísticos de Pesca 1997.
- Smil, V., 1999. How many billions to go? *Nature* 401, 429–429. <https://doi.org/10.1038/46689>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S., 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Sun, X., Liang, X., Zhang, F., Fu, C., 2016. A GIS-based Upscaling Estimation of Nutrient Runoff Losses from Rice Paddy Fields to a Regional Level. *Journal of Environmental Quality* 45, 1865–1873. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.05.0181>
- Teichberg, M., Fox, S.E., Aguila, C., Olsen, Y.S., Valiela, I., 2008. Macroalgal responses to experimental nutrient enrichment in shallow coastal waters: *Marine Ecology Progress Series* 368, 117–126.
- Thorsten Pohlert, 2014. The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks Package (PMCMR).
- Tilman, D., 1998. The greening of the green revolution. *Nature* 396, 211–212. <https://doi.org/10.1038/24254>

- Valiela, I., Collins, G., Kremer, J., Lajtha, K., Geist, M., Seely, B., Brawley, J., Sham, C.H., 1997. NITROGEN LOADING FROM COASTAL WATERSHEDS TO RECEIVING ESTUARIES: NEW METHOD AND APPLICATION. *Ecological Applications* 7, 358–380. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0358:NLFCWT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0358:NLFCWT]2.0.CO;2)
- Vargas-González, H.H., 2018. Cambio en la biodisponibilidad de elementos traza asociados a procesos de eutrofización en sistemas lagunares del Golfo de California (Doctorado). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C, La Paz California Sur,.
- Viana, I.G., Bode, A., 2013. Stable nitrogen isotopes in coastal macroalgae: Geographic and anthropogenic variability. *Science of The Total Environment* 443, 887–895. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.065>