

Zonas muertas:

POR OMAR ARELLANO-AGUILAR, ERNESTO GARCÍA MENDOZA, KIRSTEN THOMPSON Y REYES TIRADO

Los ecosistemas
del mundo
amenazados por
la contaminación
con fertilizantes

GREENPEACE

Contenido

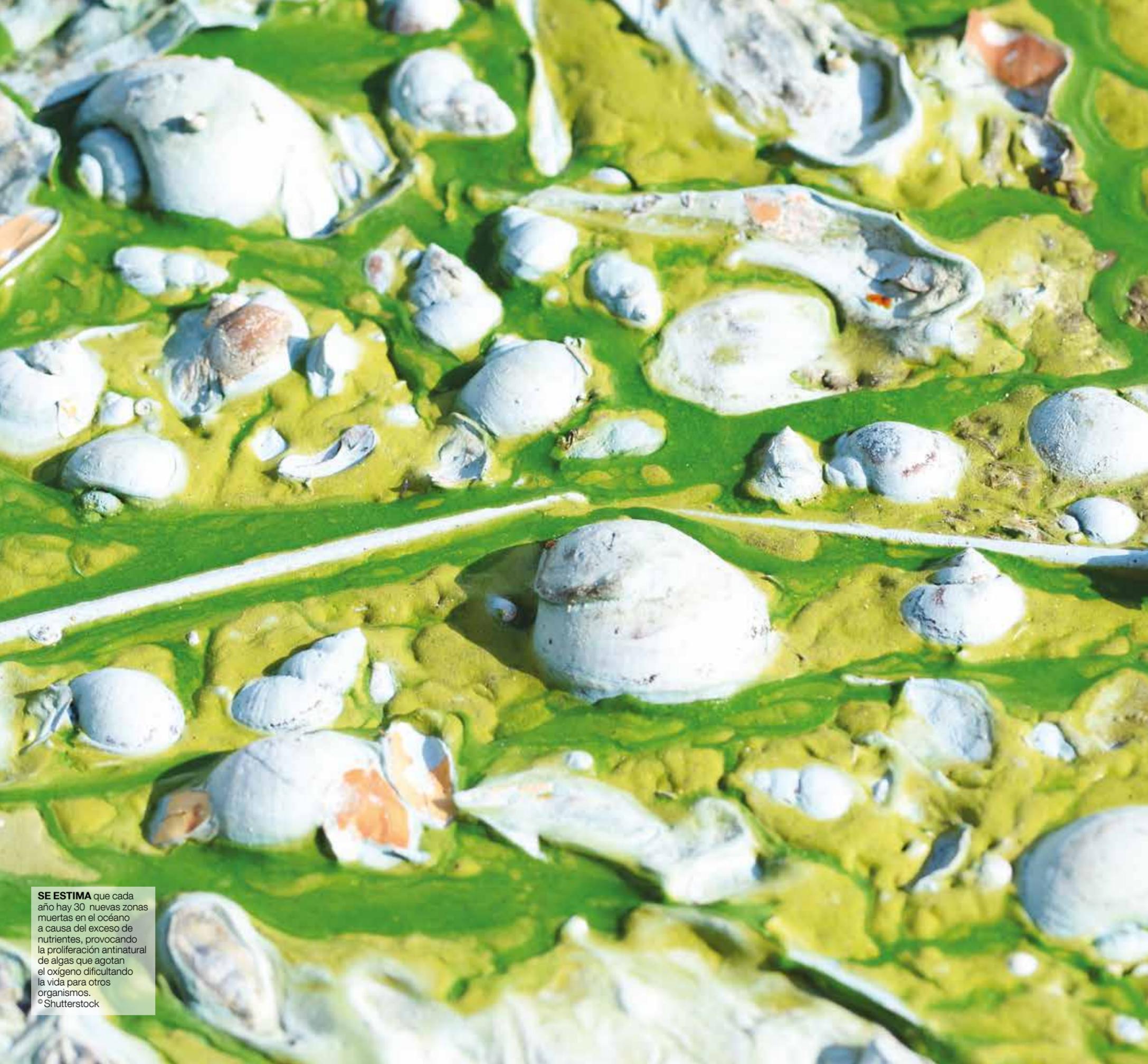
	Resumen ejecutivo	7
	POR KIRSTEN THOMPSON Y REYES TIRADO LABORATORIO DE INVESTIGACIÓN DE GREENPEACE, UNIVERSIDAD DE EXETER, REINO UNIDO	
1	Introducción	13
	1.0 ¿Qué son los florecimientos algales?	13
	1.1 Causas de los florecimientos algales	13
	1.2 Ejemplos de Florecimientos Algales Nocivos (FAN)	14
	1.3 ¿Son tóxicos los florecimientos de algas?	14
	1.4 ¿Cómo los florecimientos algales causan zonas muertas?	16
	1.5 ¿Están aumentando las zonas muertas en el mundo?	16
	1.6 Costos económicos de las zonas muertas	17
	1.7 Zonas muertas, cambio climático y la necesidad urgente de reequilibrar el flujo de nutrientes	18
2	2.0 Fuentes de la sobrecarga mundial de nutrientes	21
	2.1 La agricultura industrial	22
	Nitrógeno: el exceso de algo bueno	22
	Fósforo: «el cuello de botella de la vida»	24
	2.2 El estiércol y las aguas residuales procedentes de operaciones ganaderas	26
	2.3 La quema de combustibles fósiles	26
	2.4 Aguas residuales domésticas: baños y detergentes	27
	2.5 Fuentes industriales de nutrientes	29
	2.6 Otras fuentes	29
3	3.0 Estudio de caso: México	30
4	4.0 ¿Cuáles son las soluciones para la contaminación por nutrientes?	34
5	5.0 Consumo de fertilizantes y plaguicidas en la agricultura mexicana POR OMAR ARELLANO-AGUILAR UNIÓN DE CIENTÍFICOS COMPROMETIDOS CON LA SOCIEDAD	38
6	6.0 Referencias	44
7	7.0 Anexos	
	7.1 Anexo A POR OMAR ARELLANO-AGUILAR Y CLAUDIA PONCE DE LEÓN HILL. UNIDAD DE ANÁLISIS AMBIENTAL, FACULTAD DE CIENCIAS. UNAM	48
	7.2 Anexo B POR ERNESTO GARCÍA MENDOZA, ARAMIS OLIVOS ORTIZ, DAVID RIVAS CAMARGO. RED TEMÁTICA SOBRE FLORECIMIENTOS ALGALES NOCIVOS	51
8	8.0 Conclusiones REYES TIRADO LABORATORIOS DE INVESTIGACIÓN DE GREENPEACE, UNIVERSIDAD DE EXETER, DEVON, REINO UNIDO.	57



BARCO ESPERANZA
de Greenpeace durante
trabajo de investigación
sobre impactos de
agrotóxicos en el Golfo
de California 2015.
© Greenpeace /
Alonso Crespo

Índice de figuras

Figura 1. P. 15	Esquema del mecanismo involucrado en la formación de Zonas de Mínimo Oxígeno (ZMO) o Zonas Muertas en los sistemas costeros y oceánicos. Adaptación de la figura 6-11 de Pörtner, H.-O., D. Karl, P.W. Boyd, W. Cheung, S.E. Lluch-Cota, Y. Nojiri, D.N. Schmidt, and P. Zavialov, 2014: Ocean systems. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. El flujo de flotabilidad de las descargas fluviales produce estratificación de fuerte densidad en la base de la capa más fría (también válido para el derretimiento del hielo y la alta precipitación) cerca de la superficie y, por tanto, la mezcla vertical se reduce considerablemente. En consecuencia, los aportes de nutrientes desde el río y la atmósfera se acumulan en una capa superior estrecha, que lleva a las floraciones de fitoplancton, incluyendo –posiblemente- algas nocivas. El aumento en el consumo de oxígeno, debido a la descomposición aeróbica de Materia Orgánica Particulada (MOP) se traduce en condiciones de hipoxia en Zonas de Mínimo Oxígeno, bentónicas y agua media. El enriquecimiento de nutrientes (eutrofización) da lugar a zonas muertas costeras. En los océanos abiertos, el calentamiento de la capa superior aumenta la estratificación, mientras que el afloramiento impulsado por el viento de la hipoxia -agua rica en nutrientes desde las capas más profundas- se suma a la formación de las ZMO	por la eutrofización y/o hipoxia. Este mapa muestra 479 sitios (de un total de 530) identificados como hipóxicos, 55 sitios que alguna vez experimentaron hipoxia pero que ahora están mejorando y 228 sitios que experimentan otros síntomas de eutrofización, incluyendo el florecimiento de algas, pérdida de especies y los impactos a los conjuntos de arrecifes de coral. Estos datos fueron recopilados mediante una búsqueda bibliográfica realizada por el Dr. Robert Díaz del Instituto de Ciencia Marina de Virginia (VIMS, por sus siglas en inglés) y el personal del Instituto de Recursos Mundiales (WRI, por sus siglas en inglés). Mapa interactivo disponible en: http://www.wri.org/resource/interactive-map-eutrophication-hypoxia
Figura 2. P. 17	Sistemas hipóxicos y eutróficos registrados durante el período 1950-presente (World Resources Institute, www.wri.org). Los sistemas eutróficos se muestran con círculos amarillos, los hipóxicos (zonas muertas), con círculos rojos y los sistemas hipóxicos mejorados, con círculos azules. «Este mapa representa 762 zonas costeras afectadas	
Figura 3. P. 19	Los límites planetarios que están transformando la Tierra en un «nuevo estado», que cada vez es menos hospitalario para la vida humana, como se informó en la investigación más reciente en Science (2015). La contaminación con fertilizantes de nitrógeno y fósforo, junto con la pérdida de biodiversidad son los dos límites planetarios con zonas de mayor riesgo para la interrupción de la vida en la Tierra. El amarillo representa una zona de incertidumbre (riesgo aumentado); el rojo, las zonas de alto riesgo y el verde muestra los sistemas denominados zonas «seguras». El novedoso límite de entidad se refiere a las nuevas sustancias, las nuevas formas de sustancias existentes, y otras que tienen un potencial de efectos geofísicos y/o biológicos no deseados (Steffen et al. 2015). Los procesos donde estos límites no están aún cuantificados se muestran en blanco y los que no se pueden cuantificar se muestran en gris, por ejemplo, la diversidad funcional y la carga de aerosol atmosférico. (Figura adaptada por Tirado, con autorización, 2015)	
Figura 4. P. 21	El aumento de la producción de fertilizantes (con base de nitrógeno, fósforo y potasio) y su uso desde 1960. (A) Tendencias pasadas del consumo mundial y el uso proyectado en la eficiencia actual, (B) Tendencias pasadas en el consumo y su uso proyectado en las diferentes regiones del mundo. Fuente: Sutton et al. (2013)	
Figura 5. P. 22	Los valores de uso de fertilizantes son promedios de todos los cultivos a través de cada 0.5 ° de latitud x rejilla de longitud. Tasas de aplicación de fertilizantes a base de fósforo (kg ha ⁻¹) Fuente: Mapa de Potter et.al 2010.	
Figura 6. P. 23	Esquema del ciclo del Nitrógeno (N).	
Figura 7. P. 24	La ubicación de las zonas muertas y la extensión del uso de fertilizantes a nivel mundial en 2010. Los valores de uso de los fertilizantes son promedios de todos los cultivos de cada resolución de 0,5 ° en la rejilla de latitud x longitud. Las tasas de aplicación de fertilizantes a base de fósforo (kg ha ⁻¹) y la ubicación de las zonas muertas persistentes. Fuente: Mapa de Potter et al 2010 y la ubicación de las zonas muertas del Instituto de Recursos Mundiales, www.wri.org .	
Figura 8. P. 25	Simplificación del ciclo del fósforo en la agricultura, basada en información de Cordell et al, 2009 y Cordell et al, 2011. Las flechas rojas representan las pérdidas totales en los sistemas de agua, y las flechas verdes representan las recuperaciones actuales en las tierras de cultivo de los diferentes subsistemas. Los porcentajes debajo de las flechas rojas representan las pérdidas porcentuales de cada subsistema, y entre paréntesis se muestran las pérdidas porcentuales en relación con la entrada total en tierras agrícolas. Por ejemplo, el sistema de ganado pierde alrededor del 45% del fósforo que entra a dicho sistema, lo cual representa una pérdida del 29% del fósforo que entra en el sistema de la agricultura, en general. (Hemos excluido el flujo hasta la entrada en el sistema de granjas, pero por ejemplo, las pérdidas en la minería y el procesamiento de fósforo también pueden ser significativas.). Tomado de Tirado y Allsopp 2012.	
Figura 9. P. 39	Producción de fertilizantes en México. Fuente: SNIAR 2014	
Figura 10. P. 40	Establecimientos de fabricación de plaguicidas, fertilizantes y otros agroquímicos. Fuente: INEGI, Directorio Estadístico Nacional de Unidades Económicas (http://www3.inegi.org.mx ; consulta 2015).	
Figura 11. P. 41	Principales cuerpos de agua superficial con categoría de calidad de agua, basada en la demanda bioquímica de oxígeno. Fuente: http://201.116.60.25/sina/Default5.aspx?tab=2 .	
Figura 12. P. 41	Principales cuerpos de agua superficial con categoría de calidad de agua, basada en la demanda bioquímica de oxígeno. Fuente: http://201.116.60.25/sina/Default5.aspx?tab=2 .	
Figura 13. P. 42	Ganancias por la producción de agroquímicos. Fuente: INEGI. La Industria Química en México, 2012, 2014. Serie Estadísticas Sectoriales.	
Figura 14. P. 42	Diversidad de las principales especies microalgales reportadas entre 1994 y 2011. Diversidad = $(\sum \text{Especie } i \text{ por estado}) / (\sum \text{total especies } (n=17) \text{ reportadas})$. Elaboración propia con datos de Band-Schmidt et al. (2011).	
Figura 15. P. 43	Frecuencia de reportes de especies en florecimientos algales en las costas mexicanas. Elaboración propia con datos de Band-Schmidt et al. (2011).	



Resumen Ejecutivo

Nuestro planeta azul se está volviendo “viscoso y verde”, principalmente por la liberación al ambiente de toneladas de nutrientes sintéticos en forma de fertilizantes químicos que se usan en la agricultura industrial. Otros impactos causados por actividades humanas como el cambio climático, la quema de combustibles fósiles, la contaminación industrial y la producción intensiva de ganado están inclinando la balanza y convirtiendo inhabitables muchas de las áreas de nuestros mares.

La contaminación por nutrientes está poniendo en peligro nuestro acceso al agua potable en el futuro, debido, en parte, al impacto de los Florecimientos Algaes Nocivos (FAN) y a la formación de zonas muertas extensas y persistentes. El agua dulce es esencial para la vida humana y un recurso gravemente amenazado a nivel mundial. Cada vez más lagos, ríos y sistemas estuarinos se han degradado con FAN y zonas muertas debido a un aumento en el uso de fertilizantes químicos, la producción ganadera, y el desarrollo de la acuicultura intensiva. Del mismo modo, las aguas costeras y marinas están siendo afectadas por la proliferación de algas y zonas muertas que limitan la vida marina y destruyen la pesca y la biodiversidad.

Los nutrientes que, con o sin intención, liberamos en el medio ambiente contaminan el agua y promueven el crecimiento antinatural de algunas especies de algas. Este proceso se denomina eutrofización y su efecto es el florecimiento de algas. Los florecimientos de algas que causan los mayores impactos en los sistemas ecológicos, y a veces en las personas, son conocidos como Florecimientos Algaes Nocivos, o FAN. Cuando éstos persisten, el oxígeno disuelto de forma natural en el agua se agota y vivir en esta «zona muerta» se vuelve muy difícil para muchos organismos. Estas áreas quedan casi desprovistas de su biodiversidad y tienen consecuencias ambientales y económicas graves.

En 2006, los científicos enlistaron casi 200 zonas muertas en todo el mundo. En ese momento, se trataba de un descubrimiento valioso y grave. Nueve años más tarde, los expertos han identificado al menos 530 sitios considerados zonas muertas, más otros 228 sitios en todo el mundo que muestran signos de eutrofización marina. No sólo aumenta la cantidad, sino también la extensión y persistencia de estas áreas de zonas muertas (hipoxia).

El objetivo de este informe es entender cómo y por qué estamos convirtiendo nuestro planeta azul en uno “viscoso y verde”, a un ritmo de 30 nuevas zonas muertas en el océano por año. En especial, observamos los diferentes factores y fuentes de contaminación responsables de esta degradación y señalamos algunas formas en que podemos ayudar a cambiar esta situación de crisis.

SE ESTIMA que cada año hay 30 nuevas zonas muertas en el océano a causa del exceso de nutrientes, provocando la proliferación antinatural de algas que agotan el oxígeno dificultando la vida para otros organismos.
© Shutterstock

Se estima

que cada año hay 30 nuevas zonas muertas en el océano a causa del exceso de nutrientes que provocan la proliferación antinatural de algas que agotan el oxígeno dificultando la vida para otros organismos.

Los florecimientos de algas siempre han ocurrido, en cierta medida, como un fenómeno natural causado por los cambios estacionales en la mezcla de agua y la disponibilidad de luz, o por el ascenso de nutrientes desde las profundidades del océano, por ejemplo. Sin embargo, muchos otros florecimientos, especialmente en aguas continentales y costeras de poca profundidad, ahora son resultado de la contaminación de origen humano. La frecuencia y persistencia de estos florecimientos ha aumentado dramáticamente en las últimas décadas.

La propagación y persistencia de zonas muertas son síntomas de contaminación por el nitrógeno y fósforo que se extienden más allá de los límites de seguridad y, por lo tanto, representan un alto factor de riesgo para que los ecosistemas de la Tierra colapsen. Los mares de poca profundidad, las aguas costeras y los estuarios probablemente sean los más vulnerables a estos efectos.

Es posible que el cambio climático empeore este escenario, sobre todo si los niveles de eutrofización actuales se mantienen así. La desoxigenación de los océanos del mundo ha sido descrita como una integrante del «trío mortal» de los principales efectos del cambio climático. La respiración de los microbios que generan zonas muertas (hipóxicas) también aumenta las concentraciones de dióxido de carbono (CO₂) disuelto que, a su vez, disminuye aún más el pH del agua. Por lo tanto, los puntos de zonas muertas son también zonas de mayor acidificación de los océanos.

Las repercusiones económicas más obvias de las zonas muertas se perciben en el turismo costero y en la pesca, incluyendo capturas de menor valor debido al tamaño pequeño y al mal estado de los peces. Por ejemplo, se estima que la hipoxia en el Golfo de México representó alrededor de un descenso del 13% en la pesca del camarón café. En algunos casos, puede presentarse la defunción masiva de peces en zonas muertas, y puede tomar varios años para que las especies se recuperen.

La contaminación por eutrofización y por dispersión de nitrógeno es cara. La prevención es más sencilla que la cura; se ha estimado que tan solo el impacto de la contaminación por nitrógeno en la Unión Europea cuesta entre 70 mil millones de euros (77 mil millones de dólares) y 320 mil millones de euros (350 mil millones de dólares) por año.

Una sobrecarga de nutrientes, tanto de nitrógeno como de fósforo, es responsable de la degradación de los sistemas de agua dulce en todo el mundo. El fósforo en particular, es a menudo el factor clave en ambientes de agua dulce, mientras que el nitrógeno es un contaminante que se extiende más en agua de mar.

La pérdida de oxígeno

en los océanos es considerada un integrante del "trío mortal" de los principales efectos del cambio climático.



ARRIBA: Sinaloa es uno de los estados mexicanos con mayor producción agrícola con base en un modelo industrial.
© Greenpeace/Rashide Frías

ABAJO: La pesca es una de las actividades más afectadas por la aparición de zonas muertas.
© Greenpeace/Gavin Newman

La agricultura industrial es considerada la principal fuente de nutrientes no deseados en los ecosistemas del mundo. En especial, grandes fuentes de nutrientes se derivan de los sistemas industriales agrícolas y ganaderos, los cuales dependen en gran medida de los fertilizantes químicos y provocan pérdidas significativas a través de los escurrimientos y el estiércol. Teniendo en cuenta toda la cadena, desde la producción industrial de todos los fertilizantes de nitrógeno y fósforo hasta su uso en las granjas, más del 80% de nitrógeno y del 25% al 75% de fósforo se liberan en el medio ambiente. Un total de aproximadamente 180 Tg N yr⁻¹ (Teragramos de Nitrógeno por año), lo que significa que el 81% de las aportaciones de nitrógeno reactivo y antropogénico en los ecosistemas proviene de la agricultura; del cual, el 55% se destina a la alimentación de ganado.

El consumo de fertilizantes químicos es, por mucho, la principal fuente de aportación de nitrógeno antropogénico en los sistemas de la Tierra, con 120 ± 10% Tg N yr⁻¹, además del 60 ± 30% Tg N yr⁻¹ que se fija biológicamente dentro del sistema de la agricultura. La urea es el fertilizante químico más común usado en todo el mundo. Hay cada vez más pruebas de que la urea también se transporta en cantidades significativas en las aguas dulces y costeras y, debido a su contenido de nitrógeno, estimula el crecimiento del plancton.

La combinación de un uso excesivo (e ineficiente) de nitrógeno en la agricultura, cambios en los sistemas de cultivo y un aumento de la demanda de carne ha significado que más y más nitrógeno reactivo se libere en el aire, el agua y la tierra, gran parte del cual termina en los sistemas marinos. Además de los problemas de eutrofización y su impacto en la biodiversidad, la contaminación global por nitrógeno generalizada (particularmente los nitratos en el agua potable) también tiene una serie de implicaciones directas en la salud humana, incluyendo consecuencias crónicas en la salud.

El fósforo es un nutriente fundamental para la vida, éste forma parte de la principal cadena molecular de ADN y de las moléculas de energía en las células. Al igual que el nitrógeno, es un elemento crucial que sustenta la agricultura y las sobrecargas de éste originan los desequilibrios en las interacciones tróficas. Desde la década de 1960, los seres humanos han alterado drásticamente el ciclo global del fósforo mediante la movilización cuatro veces más de los niveles naturales de fósforo. Los depósitos finitos de roca de fosfato del mundo se han explotado hasta el punto en que la escasez de fósforo está siendo considerada uno de los retos de la sustentabilidad del siglo XXI.

Hoy en día, alrededor del 90% del fósforo extraído de las reservas de todo el mundo se utiliza en la producción de alimentos (82% para fertilizantes, 5% para alimentar animales y 2-3% para aditivos alimentarios), el restante (~10%) para detergentes. La liberación más grande del fósforo extraído (46%) en el medio ambiente procede directamente de las granjas a través de la lixiviación y erosión del suelo y solo el 15% del fósforo que se aplica en los cultivos es verdaderamente absorbido por las plantas. El otro 40% del fósforo extraído se libera a través de los residuos animales.

Al igual que los fertilizantes a base de nitrógeno, las áreas en el mundo de alto uso de fertilizantes hechos principalmente de fósforo se asocian cada vez más con las zonas muertas persistentes debido a estas aportaciones de nutrientes a gran escala.

La demanda mundial de carne se ha incrementado drásticamente en los últimos años, por lo que su producción ha aumentado e intensificado en las granjas industriales que concentran gran número de animales y con ello sus desechos. Casi la mitad de todas las entradas de nitrógeno en el sistema ganadero (incluida la utilizada para cultivar el alimento) se liberan al medio ambiente, y de manera similar ocurre con las liberaciones de fósforo.

La quema de combustibles fósiles libera cantidades significativas de óxido nitroso a la atmósfera. Esto es más significativo en las zonas altamente industrializadas y, a nivel mundial; se estima que las emisiones de óxido nitroso representan alrededor del 18% de toda la producción antropogénica de nitrógeno reactivo.

Los sistemas residuales domésticos e industriales también contribuyen a la contaminación con nutrientes. A pesar de que tienen un menor impacto a nivel mundial, las emisiones de las plantas industriales y los sistemas residuales pueden originar condiciones eutróficas en las zonas costeras, particularmente cerca de las zonas con una densa población. Los detergentes caseros han sido durante mucho tiempo una fuente importante de fósforo (en forma de fosfato) y están restringidos en muchos países, sin embargo, todavía hay muchos productos que usamos en nuestra vida diaria que contribuyen al incremento de estos nutrientes costeros no deseados; por ejemplo, los detergentes para lavatrastes.

A pesar de las recientes mejoras en el acceso a sistemas de tratamiento, en la actualidad, alrededor de la mitad de las personas que viven en el planeta no tienen acceso a servicios de saneamiento adecuados. La falta de saneamiento es considerada uno de los mayores riesgos para la salud debido a las enfermedades infecciosas y

parasitarias transmitidas por el agua, las cuales matan y enferman a miles de niños cada día en muchas regiones del mundo. Además de matar a la gente, la falta de saneamiento contamina los cursos de agua y limita el acceso al agua potable a cerca de 800 millones de personas. Según el Instituto Ambiental de Estocolmo, el costo de la implementación de sistemas de saneamiento ecológico a nivel mundial podría ser compensado por el valor comercial del fósforo (y del nitrógeno). Actualmente, esta oportunidad no se aprovecha.

México como caso de estudio

En el caso de México, la agricultura es el mayor contribuyente a los aportes de nitrógeno (62% en 2002), seguido por el tratamiento y gestión de las aguas residuales (16%) y por el transporte (14%). Se ha estimado que casi el 75% del nitrógeno aplicado en fertilizantes se libera a la atmósfera o se escurre hacia las aguas superficiales. Sólo el 10% del estiércol se utiliza realmente para fertilizar las tierras de cultivo o de pastoreo, aunque esto parece ir en aumento. Sin embargo, se sigue promoviendo el uso de fertilizantes químicos y, con frecuencia está subsidiado por los programas agrícolas y por los gobiernos locales. Sólo el 36% de las aguas residuales es tratada y, aunque hay esfuerzos para mejorar esto, el tratamiento del agua es claramente insuficiente y no contempla la migración de personas a las ciudades (78% de la población del país vive en zonas urbanas).

Alrededor de la costa del Golfo de California, hay 52 lagunas tropicales cerradas, se conoce que están fluctuando los balances de nutrientes en términos de nitrógeno a las proporciones de los de fósforo. Estas lagunas son particularmente vulnerables a la hipoxia, ya que puede haber periodos de ciclos limitados de agua con mar abierto. Se ha encontrado que los florecimientos de fitoplancton de la costa, observados con imágenes vía satélite, están altamente relacionados con eventos de riego a gran escala y, en el 80% de los casos estudiados, estos florecimientos parecían ser estimulados pocos días después de la fertilización y el riego de los campos.

Las lagunas tropicales a lo largo de la costa abierta del Pacífico mexicano se encuentran entre los ecosistemas marinos más productivos del mundo. Estas lagunas están a lo largo de una costa con un oleaje mayor que en el Golfo de California, con una alta variabilidad estacional de las condiciones ambientales (y de las mareas). A veces, estas lagunas pueden llegar a estar casi completamente cerradas durante meses, mientras los bancos de arena se forman a través de la apertura al mar creando condiciones extremas

para las especies que viven ahí.

Durante la temporada de lluvias, el aumento de los niveles de agua por los escurrimientos y una mayor acción de las olas pueden erosionar los bancos de arena en la desembocadura de la laguna, liberando el agua de ésta. Ya sea que estos periodos de cierre de las lagunas se originen por causas naturales o por intervención humana, este fenómeno puede tener consecuencias económicas importantes al aumentar rápidamente la eutrofización y por lo tanto, la hipoxia, así como todos los tipos de contaminantes que se acumulen. La gestión de las aportaciones de nutrientes en estos ecosistemas únicos es particularmente importante, y está claro que la prevención de los FAN es una estrategia mucho más rentable que tratar de erradicarlos una vez que estén establecidos.

¿Qué se puede hacer?

Greenpeace y miembros de la comunidad científica consideran necesarias las siguientes acciones para prevenir los florecimientos algales, las zonas muertas y el aumento de la contaminación ambiental por nitrógeno y fósforo en el mundo:

1) Eliminar la contaminación por nutrientes producida por actividades humanas (nitrógeno, fósforo y grandes cantidades de materia orgánica) en sus principales fuentes. Esto debe incluir el establecimiento de «objetivos acordados a nivel internacional para mejorar la gestión de nitrógeno y fósforo a escalas regionales y mundiales» como recomienda el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Podemos conseguir esto, si:

a) Detenemos el escurrimiento de fertilizantes en las tierras agrícolas mediante la promoción y el establecimiento de prácticas de agricultura ecológicas, incluyendo la fertilización orgánica, asegurar una alta eficiencia en el uso de nutrientes y reducir la producción y el consumo de carne y otros productos animales.

b) Erradicar la quema de combustibles fósiles, la cual contribuye no sólo al cambio climático sino a la carga de nutrientes por deposición atmosférica.

c) Crear sistemas de saneamiento ecológico que trabajen simultáneamente para cerrar los ciclos de nutrientes, ahorrar agua, energía, y mejora los medios de vida.

d) Prohibir todos los productos a base de fósforo (por ejemplo, lavatrastes y otros detergentes), así como eliminar las descargas de nutrientes de las aguas residuales de la industria mediante la minimización de residuos y el aseguramiento de un tratamiento adecuado de aguas residuales.

2) Maximizar la retención de nutrientes naturales

mediante la restauración de la vegetación a lo largo del curso de los ríos, en los estuarios y humedales. Esto reduciría la liberación de nutrientes y sedimentos provenientes de las actividades realizadas en la tierra (ver más en Rabalais et al., 2007).

3) Financiar iniciativas de investigación para entender el papel de los nutrientes en los FAN y en las zonas muertas, así como para documentar los cambios históricos en la carga de nutrientes. En muchas regiones, las fuentes específicas de la eutrofización y las causas que subyacen a los FAN y las



FOTO 1. Río Lerma, Estado de México. © Greenpeace/ Iván Castaneira

FOTO 2. Agricultura ecológica en Finca Luna Nueva, Costa Rica © Greenpeace/Aleira Lara

FOTO 3. Análisis de agua en el Golfo de California © Greenpeace/ Alonso Crespo

Introducción

Desde el espacio, nuestro planeta se ve hermoso y azul debido al agua que conforma nuestros océanos, lagos y ríos, cubriendo la mayor parte de la superficie de la Tierra; nuestra vida depende de ella.

Ahora, este planeta azul se está volviendo "viscoso y verde" debido a la contaminación de los fertilizantes utilizados en la agricultura industrial y a otros impactos de origen humano (el cambio climático, la quema de combustibles fósiles, la contaminación industrial, la producción ganadera intensiva, etc.).

El cambio del agua azul a fangosa y verde puede ocurrir de forma natural (por ejemplo, cuando las corrientes traen nutrientes desde el fondo del océano y hay altas temperaturas) pero hoy en día este proceso está ocurriendo con mucha más frecuencia, sobre todo debido a que los seres humanos liberan toneladas de nutrientes en el medio ambiente, principalmente en forma de fertilizantes químicos.

Los nutrientes que, con o sin intención, liberamos en el medio ambiente contaminan el agua y promueven el crecimiento antinatural de algunas especies de algas y otros organismos. Este proceso se denomina eutrofización y sus efectos son los florecimientos algales; cuando éstos persisten, el oxígeno disuelto de forma natural en el agua se agota y sobrevivir se vuelve imposible para muchos organismos, es entonces cuando una «zona muerta» se forma en el océano o en las costas, casi desprovistas de vida con consecuencias ambientales y económicas graves.

Las zonas muertas y la proliferación de algas han crecido enormemente en cantidad y expansión durante las últimas décadas; éstas crecen y se expanden a medida que la liberación de nutrientes en el medio ambiente aumenta. El incremento del uso de fertilizantes químicos, el crecimiento poblacional y, por tanto, más aguas residuales sin tratar, además de la quema de combustibles fósiles, y las condiciones del cambio climático son factores que exacerban su desarrollo.

Este informe revisa la información científica más reciente disponible sobre la proliferación de algas y zonas muertas a nivel mundial, se desprende de un informe anterior de Greenpeace, (Tirado 2008) y nos actualiza sobre las zonas muertas.

El Golfo de México es el ejemplo clásico y muy bien estudiado de una zona muerta. El aumento del uso de fertilizantes químicos en el cinturón maicero de los Estados Unidos es, a menudo, citado como el principal culpable de este fenómeno anual que causa pérdidas de millones de dólares en la pesca y en los medios de vida; una situación de crisis que no parece mejorar.

Pero, ¿Qué es lo que está sucediendo en la agricultura mexicana? Dirigimos nuestra atención a las zonas de agricultura intensiva en México, y a las aguas que las rodean, para explorar qué ocurre con estos diversos, ricos y valiosos ecosistemas acuáticos. Algunos expertos mexicanos de la Unión de Científicos Comprometidos con la Sociedad (UCCS), la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y la Red temática de Florecimientos Algales Nocivos (Red FAN) incluyen los últimos descubrimientos sobre esto en los anexos A y B.

1.0 ¿Qué son los florecimientos algales?

Un florecimiento de algas es un aumento rápido y sostenido en el número de diminutas plantas flotantes (fitoplancton) y algas verdi-azules (cianobacterias) en ríos, lagos y océanos. Durante estos florecimientos, el agua puede adquirir color y, a veces, la superficie queda cubierta por una capa o tapete de algas. Hay una amplia gama de especies de algas que son responsables de estas floraciones y diferentes impactos asociados a su crecimiento descontrolado. Si el florecimiento incluye algas ricas en pigmentos rojos se conoce comúnmente como una «marea roja». En el peor de los casos, estos florecimientos pueden causar la muerte de peces, contaminar mariscos y alterar negativamente el funcionamiento del ecosistema.

Los florecimientos de algas siempre han ocurrido, en cierta medida, como un fenómeno natural; causados, por ejemplo, por los cambios estacionales en la mezcla de agua y la disponibilidad de luz, o por el ascenso de nutrientes desde las profundidades del océano (Lewitus et al. 2012). Sin embargo, está creciendo el número de florecimientos, especialmente en aguas continentales y costeras superficiales, a causa de la contaminación de origen humano. La frecuencia y persistencia de estos florecimientos ha aumentado dramáticamente en las últimas décadas (Anderson et al. 2012; Gilbert et al. 2014a; 2014b).

Las proliferaciones de algas que causan los mayores impactos en los sistemas ecológicos, y a veces en las personas, son conocidas como Florecimientos Algales Nocivos o FAN.

1.1 Causas de los florecimientos algales

Muy a menudo, los florecimientos algales, y en particular, los florecimientos algales nocivos (FAN), son causados por la sobrecarga de nutrientes, a ese proceso se le conoce como eutrofización (Heisler et al. 2008).

Ahora también se piensa que el aumento en la frecuencia, persistencia y distribución mundial de los FAN y las zonas

Los florecimientos algales

son un fenómeno natural. Sin embargo, están aumentando en cantidad y frecuencia debido a la contaminación antropogénica con impactos negativos para el medio ambiente y las personas.

Tabla 1. Principales tipos de toxinas producidas por cianobacterias y sus potenciales impactos a la salud en términos de regulación ambiental.

Cianotoxina.	Número de variantes análogas conocidas	Impacto primario	Efectos en la salud/ síntomas	Principal cianobacteria que produce la toxina
1 Microcistina-LR	80 - 90	Intoxicación del hígado	Dolor abdominal Vómitos y diarrea Inflamación del hígado y hemorragia, Neumonía aguda Dermatitis aguda Daño renal Posible desarrollo de un tumor	Microcistina Anabaena Planctotrófica Anabaenopsis Aphanizomenon
2 Cilindrospermopsina	3	Intoxicación del hígado	Hormigueo, ardor, entumecimiento, somnolencia, habla incoherente, salivación, parálisis respiratoria que lleva a la muerte.	Cilindrospermopsina Aphanizomenon Anabaena Lyngbya Raphidiopsis
3 Anotoxina- grupo a	2-6	Sistema nervioso	Hormigueo, ardor, entumecimiento, somnolencia, habla incoherente, salivación, parálisis respiratoria que lleva a la muerte.	Anabaena Planctotrófica Aphanizomenon Cilindrospermopsina Oscillatoria

Fuente: USEPA 2012.

muertas son resultado de una mayor contaminación por nutrientes, así como de la introducción de especies foráneas en nuevos entornos, por ejemplo, a través del agua de lastre de los buques. Los efectos del cambio climático también influyen en la probabilidad de un FAN; al cambiar los ecosistemas de todo el mundo, el cambio climático hace que estos eventos FAN sean más probables, a veces con impactos catastróficos (Glibert et al. 2014b).

Las diferentes especies de algas requieren distintos nutrientes. El tipo de florecimiento que se produzca dependerá de la composición relativa de los nutrientes en una zona, así como de las cantidades absolutas. (Heisler et al. 2008). Por lo general, la proporción de nutrientes, tales como nitrógeno y fósforo, así como las concentraciones relativas de silice, determinan la composición de las especies. Cada especie de algas tendrá también una «ventana de oportunidades» durante ese tiempo, su población crecerá rápidamente y, en algunos casos, en proporciones de florecimiento. Las condiciones de esta ventana pueden incluir la temperatura, la salinidad y también nutrientes limitantes, como la presencia de residuos de metales, incluyendo hierro (Fu et al. 2012). Una vez establecido el florecimiento, las algas necesitan más nutrientes de fuentes externas para mantenerse. Tanto el escurrimiento de nutrientes crónico (persistente, a largo plazo) como episódico, pueden promover y/o mantener el desarrollo de los florecimientos algales (Heisler et al. 2008).

1.2 Ejemplos de Florecimientos Algales Nocivos (FAN)

En general, un FAN consiste en la multiplicación excesiva de una especie particular de algas. Algunas especies producen toxinas que pueden impactar directamente en la vida acuática y/o en las personas. Por ejemplo, algunas especies

de diatomeas liberan una neurotoxina: ácido domoico, que causa la «intoxicación amnésica por mariscos». Algunos dinoflagelados liberan saxitoxina, que puede causar la «intoxicación paralítica por mariscos». Otras especies, que se multiplican en grandes cantidades contaminan el agua con su biomasa pura.

1.3 ¿Son tóxicos los florecimientos de algas?

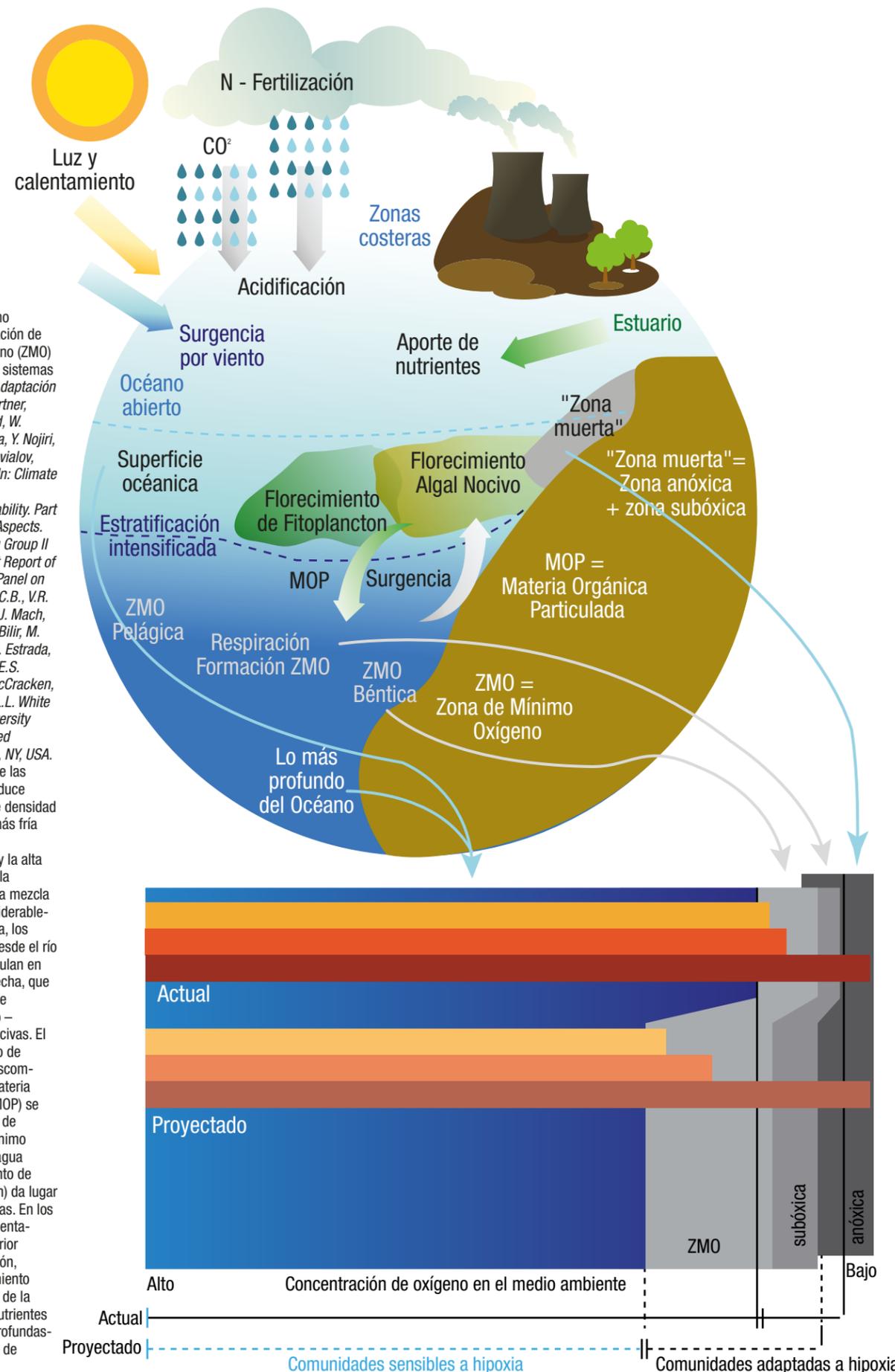
Una amplia variedad de especies de algas pueden formar florecimientos que, al morir, pueden desoxigenar el agua y matar organismos que viven en el fondo y que no pueden moverse para evitar los bajos niveles de oxígeno. Muchas de las algas verdiazules (más propiamente conocidas como cianobacterias) también pueden producir una variedad de toxinas que llegan a dañar a los seres humanos a través de la exposición recreativa o del agua potable. Estas cianotoxinas también pueden dañar a otras vidas acuáticas.

En algunos casos, las cianotoxinas son retenidas dentro de la célula hasta que ésta muere y se rompe, mientras que en otros casos se liberan en la columna de agua y su producción, por alguna especie de cianobacterias, puede ser altamente impredecible. En la Tabla 1, tomada de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés, 2012), se detallan los principales tipos de toxinas producidas y sus posibles amplios impactos en la salud, enfocándose en las toxinas más importantes en términos de regulación ambiental.

No todas las especies de un cierto género producen toxinas ni todos los géneros tienen la misma importancia en la producción de toxinas. Algunas especies parecen ser capaces de producir varias toxinas, mientras que la producción de otras parece estar restringida para ciertas cianobacterias.

Figura 1

Esquema del mecanismo involucrado en la formación de Zonas de Mínimo Oxígeno (ZMO) o Zonas Muertas en los sistemas costeros y oceánicos. Adaptación de la figura 6-11 de Pörtner, H.-O., D. Karl, P.W. Boyd, W. Cheung, S.E. Lluch-Cota, Y. Nojiri, D.N. Schmidt, and P. Zavialov, 2014: Ocean systems. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. El flujo de flotabilidad de las descargas fluviales produce estratificación de fuerte densidad en la base de la capa más fría (también válido para el derretimiento del hielo y la alta precipitación) cerca de la superficie y, por tanto, la mezcla vertical se reduce considerablemente. En consecuencia, los aportes de nutrientes desde el río y la atmósfera se acumulan en una capa superior estrecha, que lleva a las floraciones de fitoplancton, incluyendo –posiblemente– algas nocivas. El aumento en el consumo de oxígeno, debido a la descomposición aeróbica de Materia Orgánica Particulada (MOP) se traduce en condiciones de hipoxia en Zonas de Mínimo Oxígeno, bentónicas y agua media. El enriquecimiento de nutrientes (eutrofización) da lugar a zonas muertas costeras. En los océanos abiertos, el calentamiento de la capa superior aumenta la estratificación, mientras que el afloramiento impulsado por el viento de la hipoxia -agua rica en nutrientes desde las capas más profundas- se suma a la formación de las ZMO.



Los Florecimientos Algales Nocivos

conocidos como FAN son la proliferación de una especie de algas que producen toxinas las cuales pueden impactar directamente la vida acuática y a las personas.



Además de las toxinas antes detalladas, que son importantes en relación con el suministro de agua potable, hay otras toxinas que pueden acumularse en peces y mariscos. Las saxitoxinas comprenden un grupo de alrededor de 60 neurotoxinas potentes producidas por cianobacterias y por dinoflagelados, éstas pueden acumularse en los mariscos. Los síntomas que aparecen después de comer mariscos contaminados van desde efectos neurotóxicos leves hasta la muerte por insuficiencia respiratoria, dependiendo de la dosis (Wiese et al. 2010). Otras toxinas, como las lingbiatoxinas alfa y las aplisiatoxinas, pueden causar una grave irritación en la piel y, en algunos casos, también pueden originar tumores (Jiang et al. 2014).

1.4 ¿Cómo los florecimientos algales causan zonas muertas?

A medida que las algas en un florecimiento mueren y se descomponen, el oxígeno se agota rápidamente (debido a la estimulación de la actividad microbiana y al uso de oxígeno durante la descomposición). El oxígeno no se repone con la suficiente rapidez desde la atmósfera, ni por la advección de aguas más oxigenadas de áreas adyacentes (particularmente si el agua está muy estratificada, es decir, separada en capas a causa de la temperatura y/o diferencias de salinidad y no puede mezclarse). Cuando el oxígeno del agua se agota, muy pocas especies distintas a los microbios pueden sobrevivir en ella. Por lo tanto, se convierte en una «zona muerta», carente de mayor vida. Estas áreas también se conocen como zonas de hipoxia (bajo nivel de oxígeno), anoxia (sin oxígeno) o Zonas de Mínimo Oxígeno (ZMO).

1.5 ¿Están aumentando las zonas muertas en el mundo?

Las zonas muertas se han extendido a lo largo de los océanos costeros de todo el mundo desde la década de 1960, con una cifra que se duplica aproximadamente cada 10 años (Díaz y Rosenberg 2008; 2011). La mayoría de las estimaciones actuales indican más de 530 zonas de bajo oxígeno «zonas muertas», además de 228 sitios que muestran signos de eutrofización marina en todo el mundo¹.

No sólo está aumentando la cantidad, sino también la extensión y la persistencia de estas zonas muertas (hipóxicas).

La concentración promedio de oxígeno disuelto en el océano es de alrededor de 162 $\mu\text{mol kg}^{-1}$. Las concentraciones varían desde 500 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ en aguas productivas antárticas saturadas de oxígeno, y hasta cerca de cero en los sedimentos costeros y en las capas profundas de agua altamente estratificada y permanentemente anóxicas, por ejemplo, el Mar Negro y la Fosa de Cariaco. (Carrillo et al. 2004, Sarmiento y Gruber 2006). Las zonas hipóxicas son aquellas que tienen concentraciones de oxígeno inferiores a 60 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ (equivalente al 5% del volumen total de los océanos según Deutsch et al. 2011). Las aguas anóxicas o Sub-, con menos de 4,5 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ de oxígeno, ocupan alrededor del 0.03% del volumen total de los océanos.

¹ <http://www.wri.org/news/2011/01/new-web-based-map-tracks-marine-dead-zones-worldwide>

Figura 2 ¿Zonas muertas en aumento?

Sistemas eutróficos y de hipoxia documentados desde 1950 – Al presente (Instituto de Recursos Mundiales -WRI, por sus siglas en inglés- www.wri.org). Los sistemas eutróficos se muestran con círculos amarillos; con círculos rojos las zonas de hipoxia (zonas muertas) y la mejora de los sistemas de hipoxia se señala con círculos azules. "Este mapa representa 762 zonas costeras afectadas por la eutrofización y/o hipoxia. Hay 479 sitios experimentando hipoxia, 55 sitios que alguna vez experimentaron hipoxia pero ahora están mejorando, y 228 sitios que experimentan otros síntomas de eutrofización, incluyendo la proliferación de algas, la pérdida de especies, y los impactos a los conjuntos de arrecifes de coral. Estos datos fueron recopilados mediante una búsqueda bibliográfica realizada por el Dr. Robert Díaz de VIMS y el personal del WRI". Mapa interactivo disponible en <http://www.wri.org/resource/interactive-map-eutrophication-hypoxia>



Los descensos de oxígeno disuelto documentados en las zonas costeras parecen estar situados en aguas debajo de los centros de población y en áreas agrícolas, con caídas en el contenido de oxígeno, volviéndose notorios casi 10 años después del aumento del uso de fertilizantes químicos (Díaz y Rosenberg 2008; 2011).

Actualmente hay 530 sitios registrados como zonas muertas permanentes o periódicas que afectan una superficie total de más de 245 mil km^2 (Díaz y Rosenberg 2008; Conley et al. 2011; World Resources Institute, 2013). Los niveles de oxígeno disuelto en el océano profundo (bentónicos) también están disminuyendo (Stramma et al. 2010; Keeling et al. 2010) y es probable que el cambio climático lo empeore, sobre todo si se mantienen los niveles de eutrofización actuales (Pörtner et al. 2014). La desoxigenación de los océanos del mundo ha sido descrita como una integrante del «trío mortal» de los principales efectos del cambio climático. (Bijma et al. 2013).

A nivel mundial, el agua dulce es un recurso natural muy amenazado; un recurso que es esencial para la vida humana en el planeta (Balian et al. 2008). Muchos factores están poniendo en peligro nuestro futuro acceso al agua potable. Entre los más importantes están los impactos de los FAN y la formación de zonas muertas extensas y persistentes. Cada vez más lagos, ríos y sistemas estuarinos se degradan a causa de los FAN y de las zonas muertas debido al incremento del uso de fertilizantes químicos, producción ganadera y desarrollo de la acuicultura intensiva, combinado con la proximidad de los sistemas de agua dulce a las crecientes poblaciones humanas (Paerl 2014; Paerl et al. 2015; Altieri y Geden 2015).

Además del aumento en la entrada de nutrientes antropogénicos en los sistemas de agua dulce y marina, también hay otros mecanismos que se cree que han propiciado la formación de florecimientos de algas en algunas regiones, incluyendo el aumento en la dispersión no intencional de especies y su introducción causada por el transporte de lastre de los buques, así como el cambio

climático (Anderson 2009) (Ver sección 2 para una revisión de las causas subyacentes a los florecimientos algales y zonas muertas).

1.6 Costos económicos de las zonas muertas

Los efectos económicos más evidentes de las zonas muertas se perciben en afectaciones en el turismo de las zonas costeras y en la pesca, incluyendo capturas de menor valor debido al tamaño pequeño y al mal estado de los peces (Tabla 2).

Cuando los niveles de oxígeno alcanzan umbrales específicos de las especies, éstas pueden sufrir de una reducción en el crecimiento, la inmunidad y en la capacidad reproductiva y la muerte (Díaz y Rosenberg 2011; Rabalais et al. 2014). Las especies que puedan emigrarán de la zona, lo cual puede originar cambios en las distribuciones naturales, haciendo a algunas especies más vulnerables a la depredación y, a la vez, cambiar el balance general de los ecosistemas.

El impacto de las zonas hipóxicas o zonas muertas en la pesca puede ser difícil de evaluar, ya que muchas de estas áreas están siendo fuertemente sobreexplotadas y, al mismo tiempo, las zonas muertas están creciendo. Determinar cuál es la causa primaria de la caída de la pesca es por tanto, extremadamente problemático. A medida que un área eutrófica en el agua crece, incrementa la producción primaria y al principio puede aumentar la captura de peces. Sin embargo, para algunas especies, por ejemplo, el camarón café (*Farfantepenaeus aztecus*) en el Golfo de México, una zona muerta puede bloquear con eficacia el movimiento de ejemplares a las zonas críticas de desove en el mar profundo. Así, mientras que los pescadores, pueden capturarlos más fácilmente en las aguas costeras, la producción futura de la pesca puede verse afectada gravemente (Craig 2012).

Huang et al. (2010) estimó que la hipoxia en el Golfo de México representaba un descenso de alrededor del 13% en la pesca de camarones café y que las mejores capturas

Actualmente

hay 530 sitios registrados como zonas muertas permanentes o periódicas que afectan una superficie total de más de 245 mil km^2

Tabla 2. Respuestas generalizadas de la pesca a niveles bajos de oxígeno disuelto y sus potenciales efectos económicos.

Basadas en Díaz y Rosenberg (2011).

Factor	Resultado	Efecto económico
Mortalidad	Pérdida de ejemplares con una larga recuperación	- Menos desembarques - Aumento en el tiempo de pesca
Reclutamiento reducido de población reproductora	Poblaciones más pequeñas con efectos de larga duración	- Menos desembarques - Aumento en el tiempo de pesca
Reducción en el crecimiento	Ejemplares más pequeños	Menor valor de la pesca
Mal estado del cuerpo	Ejemplares más débiles	Menor valor de la pesca
Aumento de migración	Energía usada en el movimiento Ejemplares más pequeños	Menor valor de la pesca Aumento en el tiempo de pesca
Agregaciones	Aumento en el riesgo de depredación y explotación	Menos tiempo para pescar
Conducta alterada	Mayor/menor susceptibilidad a las actividades pesqueras	Captura impredecible

de camarón café ocurrieron antes de que se estableciera la zona hipóxica aunque no se menciona la relación de la disminución de las capturas con la posible sobrepesca.

En algunos casos, puede presentarse la muerte masiva de peces en zonas hipóxicas y puede tomar varios años para que la población de peces se recupere. Por ejemplo, se ha dicho que entre los años 1950 y 2000, la mayoría de las casi 383 millones de muertes de peces a lo largo de la costa de Texas, EE.UU. (72% de los cuales eran menhaden del golfo, *Brevoortia spp.*) pudieron haber sido resultado directamente de los bajos niveles de oxígeno en el agua, originados por procesos biológicos y físicos (Thronson y Quigg 2008), con otras muertes atribuibles a las toxinas de las algas, enfermedades y a otras formas de contaminación.

Las especies difieren en su capacidad para habitar en aguas con poco oxígeno. La mayoría de los organismos puede tolerar la fluctuación de los niveles de O₂ siempre y cuando no bajen del umbral hipóxico crítico. Estos umbrales críticos varían entre los grupos de especies, aunque los peces y los crustáceos tienden a ser los más sensibles (Vaquer-Sunyer y Duarte 2008). Normalmente los niveles de oxígeno disuelto por debajo de 60 μmol kg⁻¹ son hipóxicos para la mayoría de las especies, pero hay muchos otros factores interrelacionados, como la temperatura (las bajas temperaturas aumentan la solubilidad de O₂); la presión (la presión alta aumenta la solubilidad de O₂); la salinidad (la salinidad alta disminuye la solubilidad de O₂) y las concentraciones de CO₂ disuelto que también afectarán los umbrales de tolerancia de cada especie (Keeling et al. 2010).

La contaminación por dispersión de nitrógeno y eutrofización es costosa. Se ha estimado que tan solo el

impacto de la contaminación por nitrógeno en la Unión Europea cuesta entre 70 mil millones de euros (77 mil millones de dólares) y 320 mil millones de euros (350 mil millones de dólares) al año (Sutton 2011). La mayor parte de este costo (75%) se puede atribuir a los efectos negativos de óxidos de nitrógeno (NO_x) y amoníaco (NH₃) en la salud humana y los ecosistemas.

1.7 Zonas muertas, cambio climático y la necesidad urgente de reequilibrar el flujo de nutrientes

La propagación y persistencia de las zonas muertas son síntomas de los flujos biogeoquímicos de nitrógeno y fósforo que se extienden más allá de los límites de seguridad y, por lo tanto, presentan un alto riesgo de conducir los ecosistemas de la Tierra a la degradación o al colapso (Fowler et al. 2013; Steffen et al. 2015). A su vez, el cambio climático, por varias razones, exacerbará el establecimiento y la severidad de la hipoxia, y modificará las capacidades de los organismos para responder a este tipo de eventos (Díaz y Rosenberg 2011; Altieri y Geden 2015).

El modelo indica que la mayor proporción de zonas hipóxicas existentes se encuentra en áreas donde se prevé que aumenten las temperaturas superficiales de entre 2 y 3 °C para el periodo de 2080-2099 como resultado del cambio climático, y esto tendrá como efecto neto una mayor expansión de las zonas muertas en el futuro (Altieri y Geden 2015). El incremento de la temperatura del agua disminuirá los niveles de oxígeno disuelto y la temperatura más cálida del aire aumentará el grado de estratificación (capas) de la columna de agua. Esto significa que es menos probable que las aguas más profundas se mezclen eficazmente con

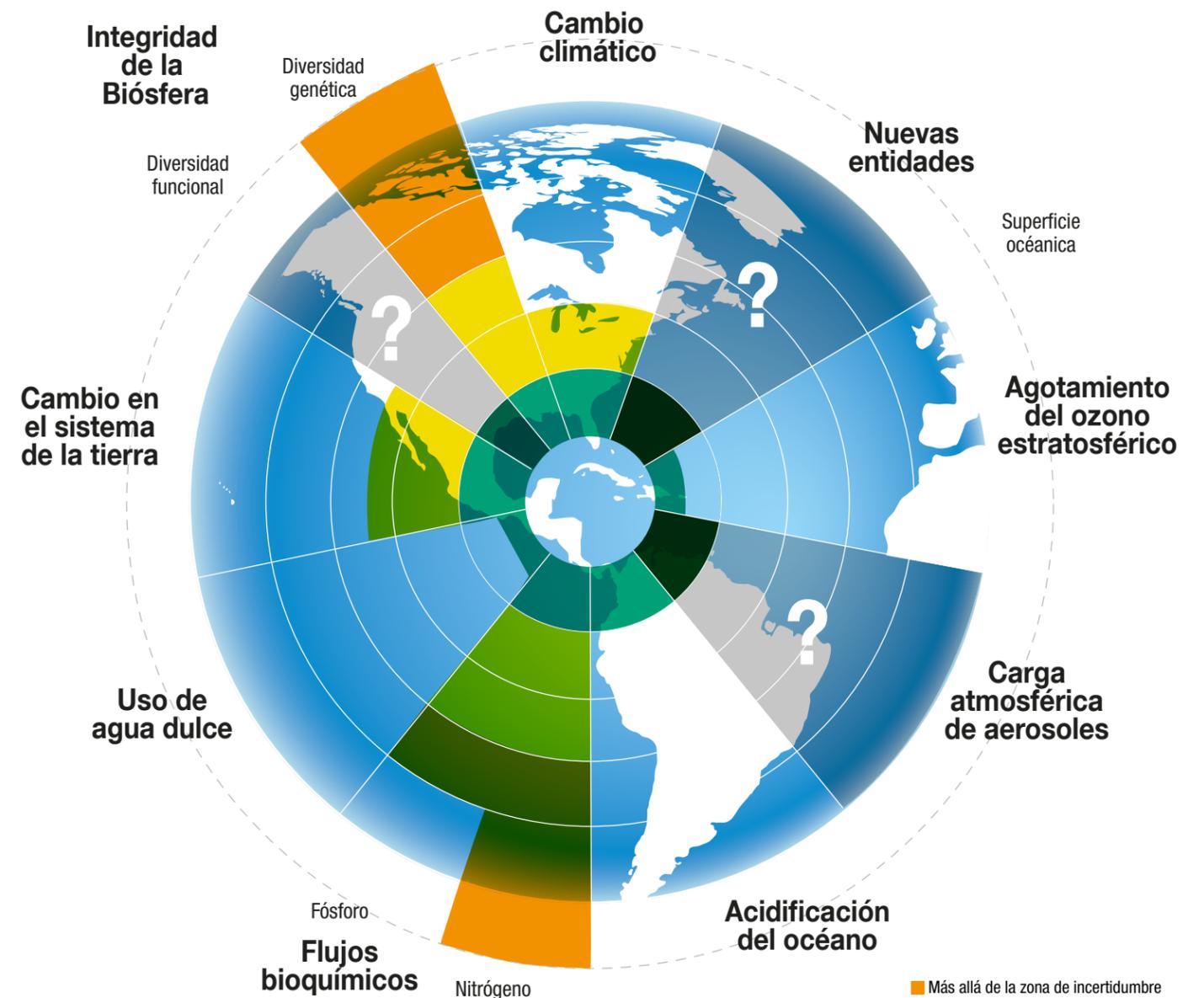


Figura 3

Los límites planetarios que están cambiando a la Tierra hacia un "nuevo estado" menos hospitalario para la vida humana, según la investigación más reciente en *Science* (2015). La contaminación por fertilizantes nitrogenados y fosfatados, junto con la pérdida de biodiversidad, son los dos límites planetarios menores en las zonas de mayor riesgo para la interrupción de la vida en la Tierra. El amarillo representa una zona de incertidumbre (mayor riesgo), el rojo es el sistema de zonas de alto riesgo y el verde muestra las zonas denominadas "seguras". La nueva entidad límite se refiere a nuevas sustancias, nuevas formas de las sustancias existentes, etc., que tienen potencial geofísico no deseado y/o efectos biológicos (Steffen et al. 2015). Los procesos donde estos límites no están aún cuantificados se muestran en blanco y los que no se puede cuantificar se muestran en gris, por ejemplo, la diversidad funcional y la carga de aerosol atmosférico. (Figura adaptada, con permiso, por Tirado 2015).

las aguas superficiales más oxigenadas. Probablemente los mares poco profundos, las aguas costeras y los estuarios sean más vulnerables a estos efectos.

Otros factores relacionados con el cambio climático que pueden contribuir al establecimiento y mantenimiento de las zonas hipóxicas son los cambios en las precipitaciones (que impulsan la deposición de nutrientes en los cuerpos de agua), la elevación del nivel del mar, los cambios en la estratificación de la salinidad, la cobertura de nubes, las tormentas y los cambios estacionales de los vientos.

Es menos probable que las especies puedan tolerar los bajos niveles de oxígeno producidos por el cambio climático, tal vez debido al incremento de las demandas metabólicas, entre otros factores. La respiración de los microbios que produce zonas muertas hipóxicas también genera y aumenta las concentraciones de bióxido de carbono (CO₂) disuelto que, a su vez, puede disminuir el pH del agua. Por lo tanto, los principales puntos de zonas muertas hipóxicas son también áreas de acidificación del océano (Duarte et al. 2013; Wallace et al. 2014).

El impacto
de la contaminación por nitrógeno en la Unión Europea cuesta entre 70 mil millones de euros y 320 mil millones de euros.

Fuentes de la sobrecarga mundial de nutrientes

La sobrecarga de ambos nutrientes, nitrógeno y fósforo, es responsable de la degradación de los sistemas acuáticos de todo el mundo y de su eutrofización. El fósforo, en particular, es a menudo el factor clave en ambientes de agua dulce, mientras que el nitrógeno es un contaminante que se extiende más en el agua de mar (Khan et al. 2014).

La «Revolución Verde» del siglo XX se basó en gran medida en las entradas de fertilizantes químicos para la intensificación de la producción agrícola a gran escala. El uso de fertilizantes sintéticos ha aumentado de manera constante durante las últimas décadas, y se prevé que siga haciéndolo (Figura 4).

El uso de fertilizantes aumenta a la par que la producción y el consumo del ganado; en promedio alrededor del 40% de los granos producidos a nivel mundial se usa como alimento para el ganado (en los países desarrollados esta proporción aumenta a cerca del 70% [Lundqvist et al. 2008]). Una gran proporción de todos los granos que se cultivan se destina a la alimentación de animales: el 36% de las calorías producidas en todos los cultivos están siendo utilizadas para la alimentación animal (Cassidy et al. 2013), y alrededor del 75% de toda la tierra agrícola se utiliza para la cría de animales, tanto en pastizales como en cultivos forrajeros establecidos en tierras de cultivo (Foley et al. 2011).

Particularmente, es el uso excesivo e ineficiente de fertilizantes químicos, especialmente en el caso de la descarga de desechos de ganado como abono, da lugar a enormes pérdidas de nutrientes en aguas dulces y marinas. Estas descargas de nutrientes han contribuido a lo que se ha denominado «red mundial de contaminación» (UNEP 2013). En resumen, las principales fuentes de esta sobrecarga de nutrientes son las siguientes, en orden de importancia relativa con respecto a los aportes de nitrógeno (ver Figura 6 con el ciclo del N simplificado) (en el caso del fósforo, los factores son relativamente similares en importancia, ver figura 8):

1) La agricultura industrial es la principal fuente de nutrientes en los sistemas de la Tierra. Las principales fuentes de nutrientes son los sistemas industriales agrícolas y ganaderos, los cuales dependen en gran medida de los fertilizantes químicos; en combinación con las pérdidas a través de escurrimientos y el estiércol. Teniendo en cuenta toda la cadena de producción industrial de todos los fertilizantes de nitrógeno y fósforo para granjas, más del 80% del nitrógeno y del 25 al 75% del fósforo se liberan en el ambiente (Bouwman et al. 2013a). El exceso de suministro, combinado con el desequilibrio en el uso de nutrientes, también contribuye a la ineficiencia en el uso de fertilizantes.

Figura 4

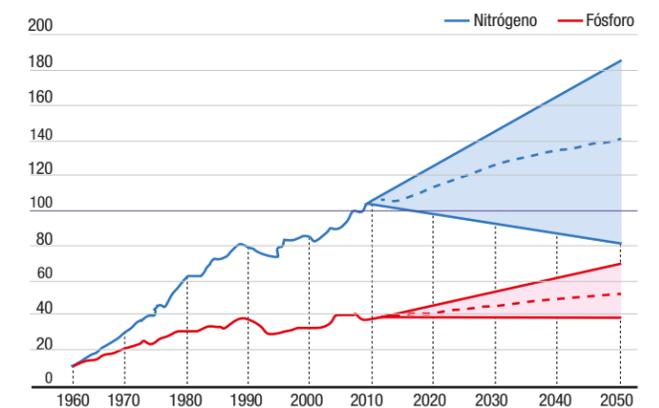
Aumento de fertilizantes (a base de nitrógeno, fósforo y potasio), su producción y uso desde 1960. (A) Tendencias del consumo mundial en el pasado y el uso proyectado en eficiencia actual. (B) Tendencias del consumo en el pasado y su uso proyectado en diferentes regiones del mundo. Fuente: Sutton M.A.; Bleeker A.; Howard C.M.; Bekunda M.; Grizzetti B.; de Vries W.; van Grinsven H.J.M.; Abrol Y.P.; Adhya T.K.; Billen G.; Davidson E.A.; Datta A.; Diaz R.; Erisman J.W.; Liu X.J.; Oenema O.; Palm C.; Raghuram N.; Reis S.; Scholz R.W.; Sims T.; Westhoek H. & Zhang F.S.; with contributions from Ayyappan S.; Bouwman A.F.; Bustamante M.; Fowler D.; Galloway J.N.; Gavito M.E.; Garnier J.; Greenwood S.; Hellums D.T.; Holland M.; Hoysall C.; Jaramillo V.J.; Klimont Z.; Ometto J.P.; Pathak H.; Ploq Fichelet V.; Powlson D.; Ramakrishna K.; Roy A.; Sanders K.; Sharma C.; Singh B.; Singh U.; Yan X.Y. & Zhang Y. (2013) Our Nutrient World: The challenge to produce more food and energy with less pollution. Panorama mundial de manejo de nutrientes. Centro de Ecología e Hidrología, Edimburgo, en nombre de la Asociación Mundial para la Gestión de nutrientes y la Iniciativa Internacional de nitrógeno.

Consumo regional de fertilizantes
 ■ Asia
 ■ Sudamérica
 ■ Norteamérica
 ■ Oceanía
 ■ África
 ■ Europa (excluyendo Este)
 ■ Europa del este

Consumo promedio del producto
 — Carne (100 kton)
 — Cereal (1000 kton)

Producción global
 — Carne (kg/cap)

(A) Consumo de fertilizantes (En Tg de N y P₂O₅)



(B) Consumo regional de fertilizantes

Consumo de fertilizantes (Mt N) y consumo de carne (kg/cap)

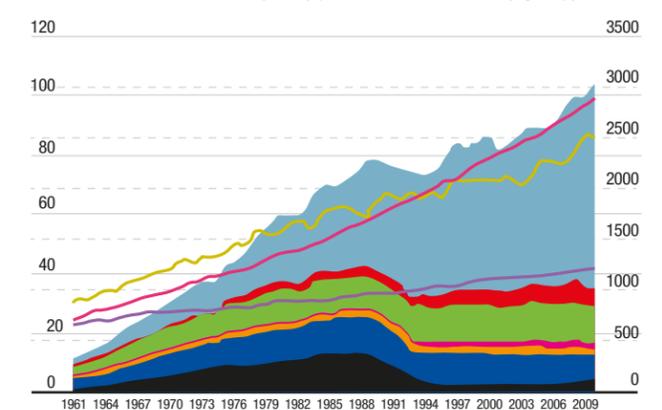
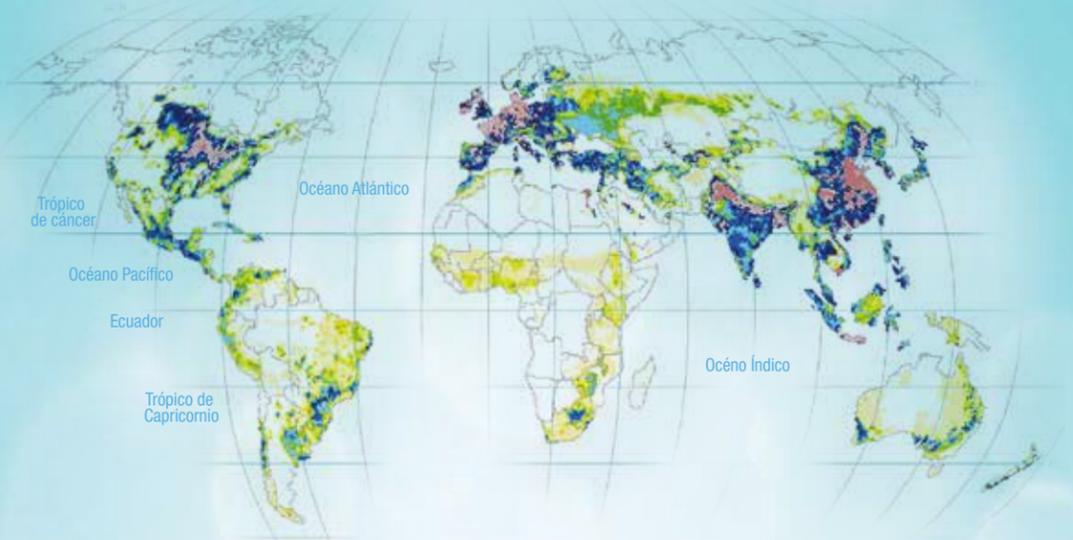


Figura 5

A. Agricultura Industrial

Los valores de uso de fertilizantes son promedios de todos los cultivos a través de cada 0.5° de latitud x rejilla de longitud. Tasas de aplicación de fertilizantes a base de fósforo (kg ha⁻¹) Fuente: Mapa de Potter et al. 2010.



B. Nitrógeno de la agricultura industrial

Nitrógeno en fertilizantes aplicado (Kg/ha)

- 0
- 1
- 1-3
- 3-5
- 5-10
- 10-20
- 20-40
- 40-75
- 75-220
- 220-370



Gran parte del nitrógeno reactivo procedente de la agricultura termina en los sistemas marinos.

Las aportaciones de nitrógeno procedentes de los sistemas agrícolas representan el $120 \pm 10\%$ Tg N yr⁻¹ como fertilizantes químicos, y el $60 \pm 30\%$ Tg N yr⁻¹ que se fija biológicamente en el sistema agrario. Un total de aproximadamente 180 Tg N yr⁻¹, lo que significa que el 81% de las entradas de nitrógeno reactivo antropogénico en los ecosistemas proviene de la agricultura (Sutton et al. 2013); de estos aportes de nitrógeno, aproximadamente el 55% va a la alimentación del ganado.

2) La quema de combustibles fósiles involuntariamente libera una importante cantidad de óxidos de nitrógeno a la atmósfera. Esto se concentra en las zonas altamente industrializadas, aunque a nivel mundial, se estima que las emisiones al aire en forma de óxidos de nitrógeno representan alrededor del 18% de la producción mundial de nitrógeno reactivo antropogénico ($40 \pm 10\%$ Tg N yr⁻¹, de un total de 220 Tg N yr⁻¹) de una forma altamente dispersiva (Sutton et al. 2013).

3) La industria, incluyendo la fabricación de fertilizantes (óxido de nitrógeno, amoníaco y la

liberación de nitrato y fosfato al agua) y otras descargas de aguas residuales. Esto contribuye con menos del 1% de las aportaciones de nitrógeno.

4) Las aguas residuales domésticas, incluyendo los desechos humanos y los detergentes a base de fósforo, pueden ser una fuente de contaminación importante localmente, que produzcan casos de contaminación mayores. Sin embargo, a nivel mundial éstas representan una fuente cuantitativamente inferior. Las aguas residuales de las poblaciones humanas contribuyen con menos del 1% de las aportaciones de N a los sistemas de agua.

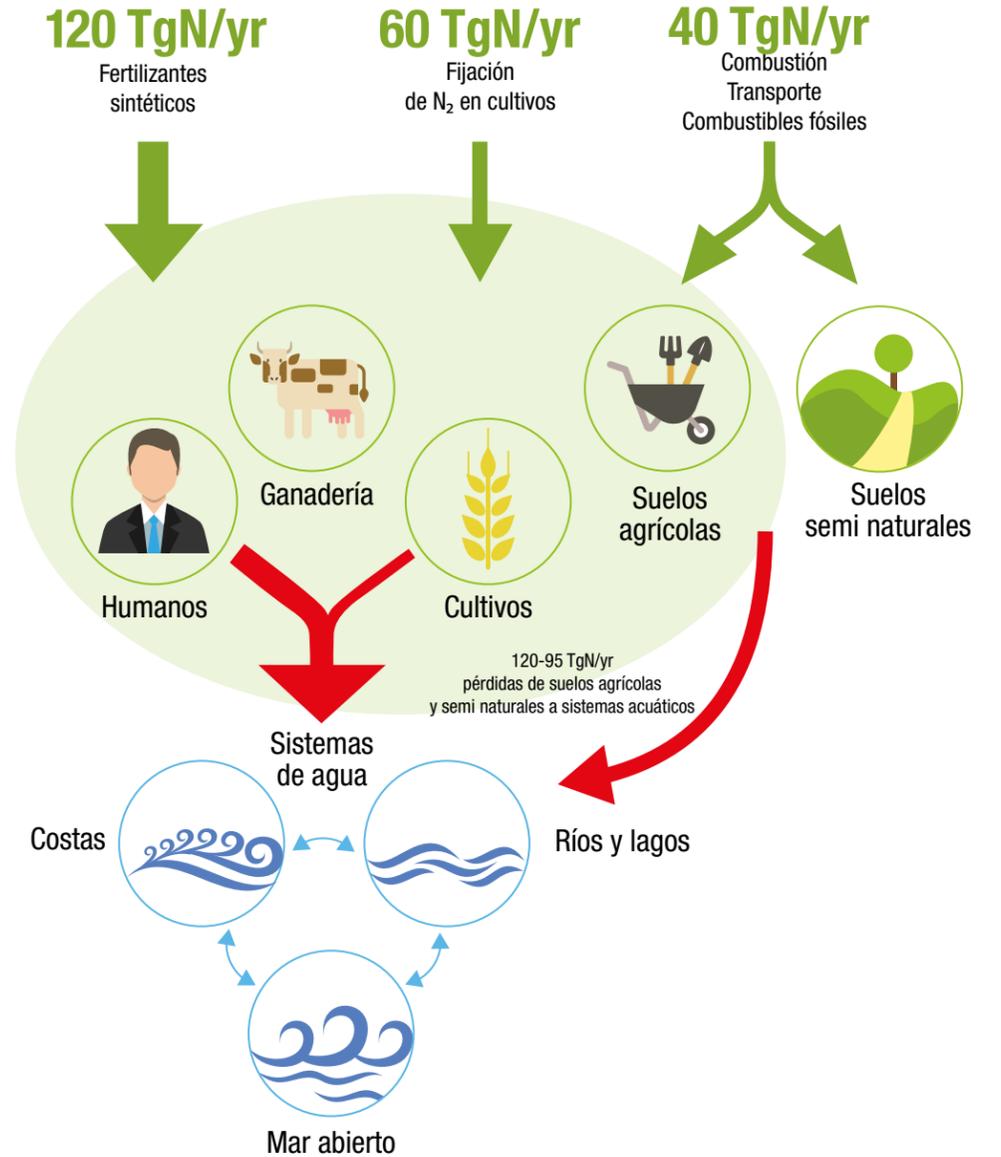
2.1 La agricultura industrial

NITRÓGENO: EL EXCESO DE ALGO BUENO

El ciclo global del nitrógeno es uno de los procesos biogeoquímicos centrales que mantiene sano el funcionamiento de los ecosistemas (Fowler et al. 2013). El nitrógeno no reactivo (N₂) constituye el 78% de la atmósfera terrestre. No obstante, el nitrógeno reactivo es el que sostiene el crecimiento biológico directa o indirectamente.

Figura 6

Ciclo simplificado de nitrógeno, destacando los principales componentes de los aportes de nitrógeno en el medio ambiente (suelos agrícolas y combustión de combustibles fósiles para el transporte) en los sistemas de agua. Datos globales, 2000-2010, flujos en TgN/yr



En 1913, el descubrimiento del proceso Haber-Bosch permitió la fabricación sintética de nitrógeno reactivo en forma de amonio y, desde entonces, la actividad humana ha modificado considerablemente los ciclos globales de nitrógeno.

Durante el último siglo, se ha duplicado la proporción de nitrógeno antropogénico fijado con respecto al nitrógeno natural, lo que ha modificado drásticamente la distribución de ecosistemas y especies (Fowler et al. 2013). El consumo de fertilizantes químicos es, por mucho, la principal fuente de nitrógeno antropogénico en los sistemas de la Tierra, con $120 \pm 10\%$ Tg N yr⁻¹, además del $60 \pm 30\%$ Tg N yr⁻¹ que se fija biológicamente en el sistema agrario. La combustión es responsable del $40 \pm 10\%$ Tg N yr⁻¹ (del transporte y las actividades industriales) (Sutton et al. 2013).

La urea es una de las formas de fertilizantes a base de nitrógeno más utilizadas en la agricultura. Cuenta con la mayor cantidad de nitrógeno de todos los fertilizantes nitrogenados sólidos y se transforma rápidamente en amonio en el suelo, es el fertilizante de cabecera en muchos sistemas

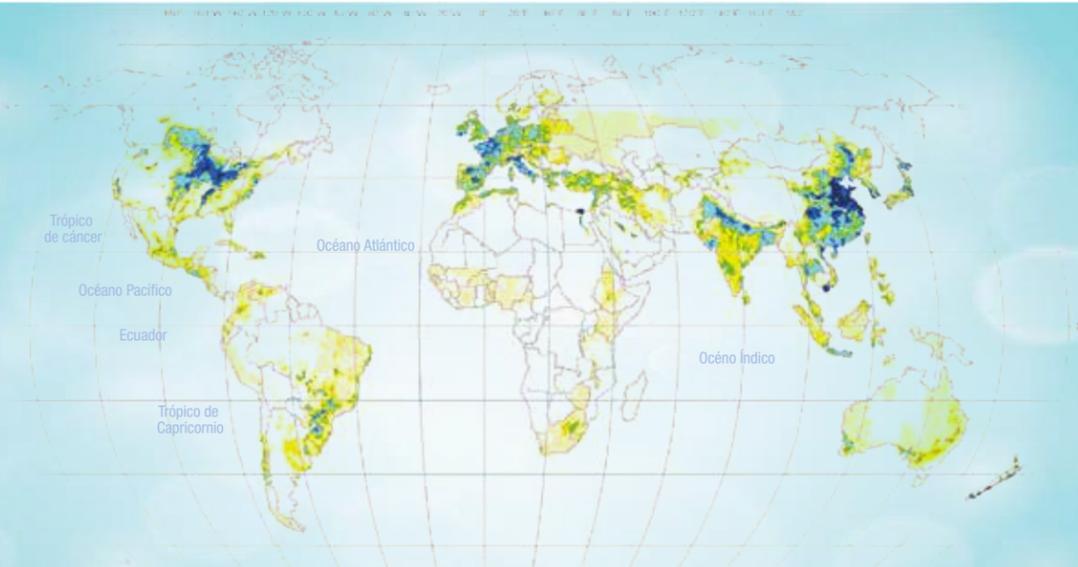
agrícolas. El uso de la urea ha aumentado 100 veces en las últimas 4 décadas. Al menos el 50% de los fertilizantes vendidos en 2006 fueron en forma de urea (Glibert et al. 2006; 2014A). Entre otros usos de la urea están el alimento para animales (rumiantes) y procesos de fabricación. Cada vez hay más pruebas de que cantidades significativas de urea llegan a aguas dulces y costeras, esto debido a que su contenido de nitrógeno estimula el crecimiento del plancton.

La combinación del uso excesivo (e ineficiente) de nitrógeno en la agricultura, los cambios en los sistemas de cultivo y el aumento de la demanda de carne, ha significado que cada vez se libere más y más nitrógeno reactivo en el aire, el agua y la tierra; gran parte de éste termina en los sistemas marinos. De los 180 Tg N yr⁻¹ que entran en el sistema agrícola, 95 Tg N yr⁻¹ salen de éste y terminan en ríos y océanos (Sutton et al. 2013). El aumento mundial de la pérdida de nutrientes durante el siglo pasado está directamente relacionado con el crecimiento de la agricultura industrial, la cual se basa en gran medida en los fertilizantes químicos (Tilman et al. 2001; Canfield et al. 2010).

Figura 7

Fósforo: el cuello de botella de la vida

Ubicación de las zonas muertas y la extensión del uso de fertilizantes de fósforo a nivel mundial en 2010. Los valores de uso de fertilizantes son promedios de todos los cultivos a través de cada 0.5° de latitud x rejilla de longitud. Tasas de aplicación de fertilizantes a base de fósforo (kg ha⁻¹) y ubicación de las zonas muertas persistentes. Fuente: Mapa de Potter et al. 2010 y ubicación de las zonas muertas del Instituto de Recursos Mundiales, www.wri.org.



Las zonas muertas

están asociadas al alto uso de fertilizantes a base de fósforo y nitrógeno.

A través de «las fugas» (es decir, pérdidas en un sistema específico) de nitrógeno y a las diversas interconversiones entre sistemas, cada vez hay más nitrógeno reactivo presente en el ambiente. Este incremento de liberación de nitrógeno (y de su presencia en el medio ambiente) es particularmente significativo en relación con el concepto de «la cascada de nitrógeno» (Galloway et al. 2003; 2008; Sutton 2011; Bouwman et al. 2013A; Cellier et al. 2014), de manera que cada átomo de nitrógeno reactivo, una vez formado, puede contribuir a una serie de procesos ambientales y a los impactos ecológicos mientras se mueve de un medio ambiente a otro (por ejemplo, de la atmósfera al suelo mediante la lluvia, y de ahí a las aguas dulces y marinas) (Erismán et al. 2013).

Además de que el nitrógeno (y el fósforo) se adhieren cada vez más a los sistemas costeros, también ha habido una creciente degradación e, incluso, pérdida de «piletas» naturales de nitrógeno como humedales, zonas ribereñas y manglares; sistemas que, en otras circunstancias, tendrían la capacidad de reducir el problema. En los experimentos realizados en sitios donde la contaminación ha provocado una grave eutrofización (como en Apopka Lake, Florida y en Prado Wetlands, California), tanto los humedales artificiales y naturales han logrado eliminar el nitrógeno y el fósforo hasta en un 95% mediante la desnitrificación (Horne et al. 2000).

Las zonas muertas son un síntoma de la tendencia mundial de incrementar el nitrógeno reactivo hasta llegar a «la cascada de nitrógeno». Su ubicación y persistencia parecen relacionarse con la creciente cantidad de fertilizantes aplicados en la agricultura industrial en muchas áreas (Fig 5 A). La intensidad de estos aportes humanos de nitrógeno se mide con las Entradas Netas de Nitrógeno Antropogénico (NANI, por sus siglas en inglés) en kg N km⁻² yr⁻¹. En algunas cuencas en todo el mundo, por ejemplo, en áreas de China, Reino Unido, Francia, Irlanda, Japón y Nueva Zelanda estas aportaciones llegan a más de 5,000 kg N km⁻² yr⁻¹. La proporción de estos NANI que llegan al océano costero o, alternativamente, se conservan en el paisaje (tierra, nivel freático, ríos y humedales) es específica,

en comparación con otras cuencas hidrográficas y usos de tierra, y está altamente correlacionada con el clima (Howarth et al. 2006 ; Billen et al 2013).

Además de los problemas de eutrofización y su impacto en la biodiversidad, la dispersión de la contaminación mundial por nitrógeno (en particular por nitratos en el agua potable) también tiene una serie de implicaciones directas en la salud humana, incluyendo impactos crónicos en la salud (Ward et al., 2005). Los altos niveles de nitrato en el agua potable (por encima del límite de seguridad de la Organización Mundial de la Salud (OMS) de 40 mg NO₃-por litro) se encuentran frecuentemente en pozos de agua potable en zonas rurales de todo el mundo. Los impactos en la salud por beber agua con altos niveles de nitrato van desde el «síndrome del bebé azul» en lactantes, hasta una mayor incidencia de ciertos tipos de cáncer en adultos (Moore y Matalon, 2011; van Grinsven et al. 2010).

FÓSFORO: «EL CUELLO DE BOTELLA DE LA VIDA»

El ciclo biogeoquímico del fósforo también involucra los ecosistemas terrestres y acuáticos, aunque su interacción con la atmósfera (a diferencia del nitrógeno) es mínima. Además del nitrógeno, el fósforo es un nutriente fundamental para la vida, forma parte de la cadena molecular de ADN y de las moléculas de energía en las células. Al igual que el nitrógeno, es un elemento esencial que alimenta a la agricultura industrial. Sus sobrecargas producen desequilibrios en las interacciones tróficas. Desde la década de 1960, el ser humano ha alterado drásticamente el ciclo global del fósforo movilizándolo cuatro veces los niveles naturales de éste. Los depósitos finitos de roca de fosfato del mundo han sido explotados hasta el punto de la escasez de fósforo y se considera uno de los retos de la sustentabilidad del siglo XXI (Elser y Bennett 2011; Cordell y White 2014).

Hoy en día, alrededor del 90% del fósforo extraído de las menas reservas en el mundo, se utiliza en la producción de alimentos (82% como fertilizantes, 5% como alimento animal, 2-3% como aditivos alimentarios) y el resto (~10%) como detergentes (Neset y Cordell 2012;

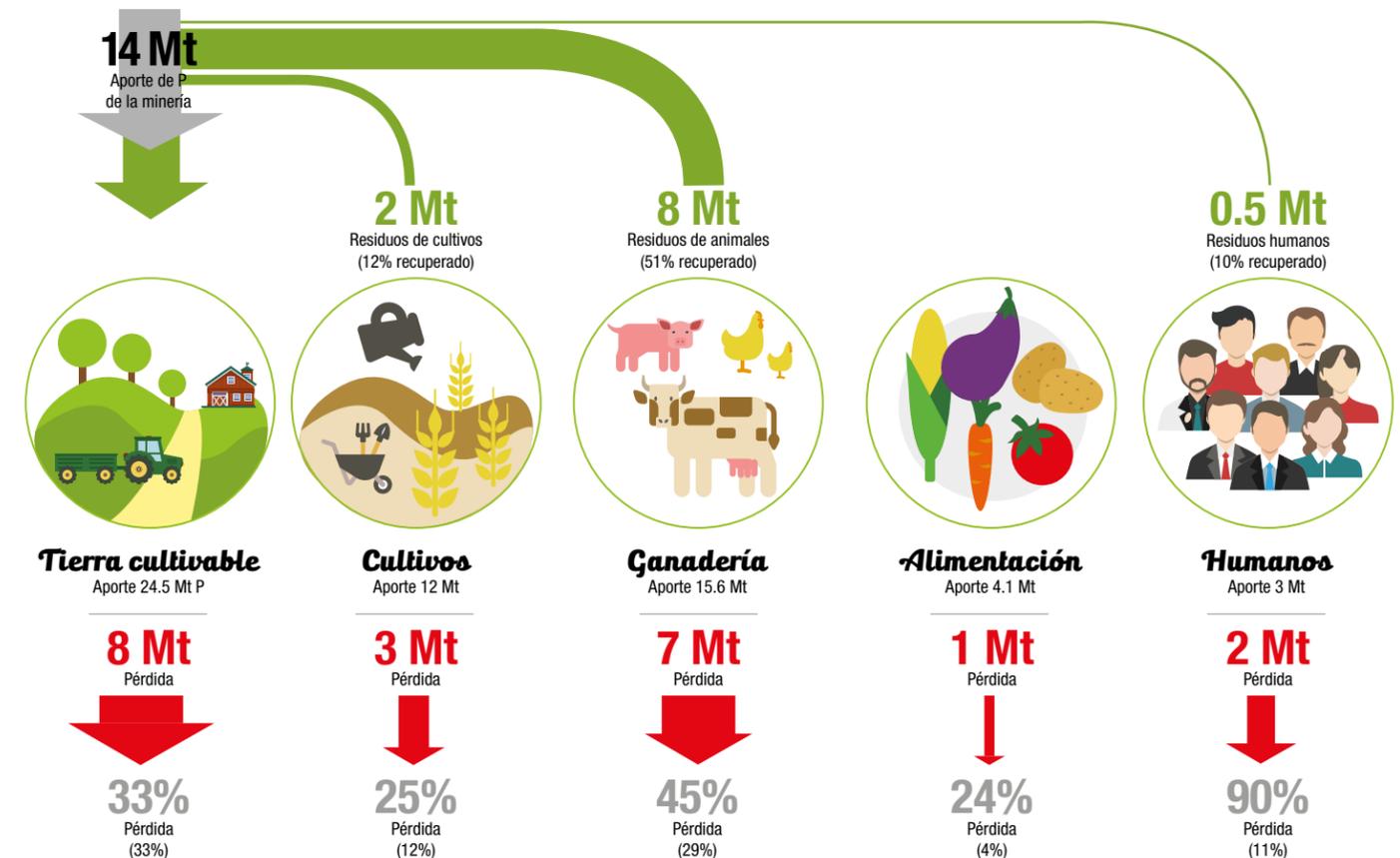


FOTO ANTERIOR
Granja avícola.
© Shutterstock

ESTA FOTO
La huella de nitrógeno es mayor en la producción diaria de carne y leche
© Shutterstock

Figura 8

Ciclo simplificado de fósforo en la agricultura con base en datos de Cordell et al. 2009 and Cordell et al. 2011. Las flechas rojas representan pérdidas en los sistemas de agua finales y las flechas verdes representan recuperaciones actuales en las tierras de cultivo de los diferentes subsistemas. Los porcentajes menores de las flechas rojas representan las pérdidas porcentuales de cada subsistema, y los que se muestran en paréntesis son las pérdidas porcentuales con relación a la entrada total en tierras agrícolas. Por ejemplo, el sistema de granja pierde alrededor del 45% del fósforo que entra en el mismo sistema agrícola, y esto representa una pérdida 29% del fósforo que entra en el sistema de la agricultura en general. (Hemos excluido el flujo hasta la entrada en el sistema de granja, pero por ejemplo, las pérdidas en la minería y el procesamiento de fósforo también pueden ser significativos.). Adaptado de Tirado y Allsopp 2012.



Recuperando el fósforo

de la orina y excremento humano podría satisfacerse el 22% de la demanda mundial actual.

Cordell y White 2014). La mayor pérdida del fósforo extraído en el ambiente (46%) se produce directamente en las granjas, a través de lixiviación y erosión del suelo, y sólo el 15% del fósforo que se aplica a los cultivos es realmente absorbido por las plantas (Cordell et al. 2009). El otro 40% del fósforo extraído se pierde a través de los residuos animales.

Al igual que con los fertilizantes a base de nitrógeno, las áreas del mundo con un alto uso de fertilizantes a base de fósforo se asocian cada vez más con las zonas muertas persistentes debido a los aportes masivos de nutrientes (Fig. 7) (Díaz y Rosenberg 2008). El exceso de fósforo, más que el de nitrógeno, es pieza clave en la eutrofización de lagos, ya que frecuentemente es el elemento limitante que controla el crecimiento de las plantas acuáticas (Oelkers y Valsami-Jones 2008).

Sin embargo, los límites globales o normas sobre las cargas de fósforo (y sobre el potencial de eutrofización) son difíciles de definir puesto que los sistemas acuáticos pueden tener diferentes niveles de líneas de base; desde las aguas oligotróficas (pobres en nutrientes) de las tierras altas, hasta ríos y lagos de tierras bajas, naturalmente más ricos en nutrientes. Por ejemplo, algunos lagos alpinos tienen muy bajos niveles de fósforo natural y, por lo tanto, pueden ser extremadamente sensibles a aportaciones muy pequeñas (Scholz et al. 2015).

2.2 El estiércol y aguas residuales procedentes de operaciones ganaderas

La demanda mundial de carne ha incrementado drásticamente en los últimos años, y con ella su producción también ha aumentado e intensificado en las granjas industriales que concentran gran número de animales y, por lo tanto, de desechos (Eisler et al. 2014). Los desechos de los animales son una valiosa fuente de fertilizante (y a menudo, también de bioenergía) cuando se usan de manera apropiada. A nivel mundial, y especialmente en los países industrializados, las granjas intensivas «sin tierra» se están volviendo cada vez más comunes.

En la Unión Europea (UE-27), el ganado consume alrededor del 85% de los 14 millones de toneladas de cultivos cosechados o importados (Sutton et al. 2011). Sin embargo, la eficiencia del uso de este nitrógeno en los sistemas ganaderos es extremadamente baja. Casi la mitad de todas las entradas de nitrógeno en el sistema ganadero (incluyendo el utilizado para cultivar alimentos) se pierden en el medio ambiente (Billen et al. 2013; Cellier et al. 2014). Por otra parte, se estima que la eficiencia en la conversión del nitrógeno de cultivos forrajeros a productos animales, y después para el consumo humano es de alrededor de 3-16% y, por lo tanto, sólo una pequeña proporción de las entradas de nitrógeno termina siendo consumida por los seres humanos en forma de carne (Billen et al. 2013).

La mayoría de estas pérdidas de nitrógeno durante la producción intensiva de ganado se presentan en forma de volatilización de amonio, lixiviación y escorrentía. Por ejemplo, tan solo en la Unión Europea (UE-27), las cifras indican que los desechos animales equivalen al 80% de las pérdidas totales de amonio y al 50% de las



emisiones de óxido nitroso (N_2O) (Lesschen et al. 2011; Bellarby et al. 2012). La huella de nitrógeno es mayor en la producción diaria de carne y leche, con alrededor de 500 g $N\ kg^{-1}$ de carne de res, también cultivada en la UE-27, en comparación con la producción de la de cerdo (100 g $N\ kg^{-1}$) y la de pollo (100 g $N\ kg^{-1}$) (Leip et al., 2014).

La urea es el componente nitrogenado más grande de los desechos de ganado vacuno, ovejas y otros animales grandes, mientras que el ácido úrico se libera en las granjas avícolas. Por desgracia, las concentraciones de urea no son comúnmente monitoreadas, pero cuando esto se ha hecho en algunos afluentes, incluyendo lugares con y sin agricultura intensiva, la media más alta (2,6 $\mu g\ átomo\ N\ L^{-1}$) y el pico individual (24 $\mu g\ átomo\ N\ L^{-1}$) se encontró que los niveles se aproximan a los de granjas avícolas de alta densidad (Glibert et al. 2005). En estas áreas se pensaba que niveles tan altos no podían atribuirse a causas naturales.

2.3 La quema de combustibles fósiles

La quema de combustibles fósiles para la generación de transporte y energía crea gases de óxido de nitrógeno (NO_x), que después se pueden verter en las aguas superficiales e, indirectamente, en los paisajes y, mediante los escurrimientos, en los cuerpos de agua. Se estima que la combustión de combustibles fósiles produce alrededor del 20% del nitrógeno reactivo antropogénico global (Sutton et al. 2013). Este nitrógeno adicional también contribuye a la contaminación por partículas y al ozono a nivel de suelo, afectando negativamente los ecosistemas y la salud humana de una manera más directa.

TOMA DE MUESTRAS
de agua en drenes en Sinaloa.
©Greenpeace / Rashide Frías

Tabla 3. Porcentaje de aguas residuales tratadas en las regiones del mundo.

Solo los flujos desde Norte America y Europa son tratados significativamente, dejando al resto de regiones del mundo con altos niveles de aportes de nutrientes provenientes de aguas residuales que llegan a las aguas dulces y costeras.

Región	Porcentaje de aguas residuales tratadas
América del Norte	90
Europa	66
Asia	35
América Latina y el Caribe	14
África	1

Fuente: WRI (World Resources Institute, 2009. <http://www.wri.org/our-work/project/eutrophication-and-hypoxia/sources-eutrophication>).

2.4 Aguas residuales domésticas: baños y detergentes

A pesar de las recientes mejoras en el acceso a servicios de saneamiento, en la actualidad, cerca de la mitad de las personas que viven en el planeta no tienen acceso a instalaciones sanitarias adecuadas (Mihelcic et al., 2011); el 72% de estas personas vive en Asia. La falta de saneamiento es considerada uno de los mayores riesgos para la salud debido a las enfermedades infecciosas y parasitarias transmitidas por el agua, que matan y enferman a miles de niños cada día en muchas regiones del mundo. Además de matar a la gente, la falta de saneamiento contamina los cursos de agua y limita el acceso al agua potable a cerca de 800 millones de personas en el mundo². Además de sus dramáticos efectos en la salud, esto implica que las aguas residuales no tratadas sean una fuente importante de contaminación por nutrientes.

Hoy en día, se estima que sólo el 10% de la excreta humana logra retornar intencionalmente o no, a la agricultura o a la acuicultura (Cordell et al. 2009). Los sistemas de saneamiento actuales, cuando existen, tratan los excrementos humanos como un residuo inútil, desperdiciando grandes cantidades de agua potable y energía en plantas de aguas residuales para trabajarlas (los sistemas llamados «jálale y olvídate») (Mihelcic et al. 2011).

Cerca del 11% del fósforo que entra en los sistemas de la Tierra se pierde en la orina y el excremento humano a pesar del tratamiento de aguas residuales y el control en

los países desarrollados (Cordell et al. 2011). Mihelcic et al. (2011) ha calculado que, si se recuperara este fósforo, podría proporcionar el 22% de la demanda mundial actual.

El tratamiento de aguas residuales mediante fosas sépticas domésticas no cuenta con ningún tipo de instalación o reglamentación que controle la eliminación de nutrientes, que pueden ser una fuente adicional de contaminación difusa del agua superficial, sobre todo si se encuentran cerca de los pequeños cuerpos de agua oligotróficos (Lapointe et al. 2015).

A pesar de que en Europa las fuentes de contaminación por aguas residuales (desagües) están fuertemente controladas, las cargas de nitrógeno y fósforo siguen aumentando en la mayoría de las zonas, especialmente en fuentes difusas como los escurrimientos (Grizzetti et al. 2012).

En consecuencia, el reciclaje de nutrientes, tanto de desechos humanos como animales, es esencial para evitar que aumente la eutrofización y en el control de los recursos limitados para fertilizantes minerales y combustibles fósiles (Heilman et al. 2014; He et al. 2015). A escala mundial, relativamente pocos países cuentan con conexiones de drenaje que desemboquen en instalaciones eficaces para el tratamiento de aguas residuales y, en muchas regiones, la mayoría de los desechos humanos y aguas residuales siguen sin tratamiento (Tabla 3). Esto será más dramático a medida que la urbanización siga creciendo. Desde 2007, se sabe que más de la mitad de la población mundial vive en zonas urbanas, con un aumento de 70% previsto para el año 2050 (Morée et al. 2013).

² <http://www.unicef.org/wash/>



La sobrecarga de nitrógeno y fósforo degrada los sistemas acuáticos. © Shutterstock.

Tabla 4. Ejemplos de eco-saneamiento para recuperar nutrientes, ahorrar agua, energía y para mejorar los medios de vida.

- En Musiri, India, los sanitarios *ecosan* se han creado para ayudar a convertir las heces en abono y para utilizar la orina como fertilizante. Se instaló un banco de orina para transformarla en estruvita para su uso como fertilizante (Times of India 2011).
- En África se creó una iniciativa en el sur de Níger para ayudar a la seguridad alimentaria local utilizando el fósforo recuperado de los residuos de 700 hogares. El sistema utiliza simples urinarios e inodoros sin agua. El sistema ha tenido éxito en la prestación de servicios de saneamiento, en la conservación del agua y en el rendimiento de los cereales y hortalizas cultivadas y fertilizadas con los excrementos, que son iguales o mejores, a los sistemas que utilizan cantidades equivalentes de fertilizantes químicos. En Durban, Sudáfrica, se están instalando letrinas de separación de orina en una escala relativamente grande, financiadas por una subvención de la Fundación de Bill y Melinda Gates (Cordell et al. 2011).
- En Suecia, dos localidades han ordenado que todos los nuevos inodoros deben tener una desviación de orina. Esto implica la recolección de la orina en un tanque de almacenamiento simple debajo de la casa o en un tanque de almacenamiento comunal. Después, los agricultores locales la recogen una vez al año para usarla como fertilizante líquido (Soil Association 2010).

Los detergentes caseros han sido, durante mucho tiempo, una fuente importante de fósforo (en forma de fosfato) y en muchos países están restringidos. Debido a la preocupación sobre la calidad del agua y a recientes temores sobre los recursos limitados de roca de fosfato (con el aumento de precios correspondientes), los detergentes reducidos en fosfato son cada vez más comunes. Sin embargo, aunque muchos países restringen el uso de otros tipos de compuestos de fósforo en los detergentes domésticos, los detergentes lavatrastes (en particular, las marcas no ecológicas) tienen mayores concentraciones de fósforo que cualquier otro producto de limpieza del hogar y actualmente son una fuente significativa de contaminación por nutrientes (Richards et al., 2015).

Históricamente, la agricultura solía apoyarse en las aportaciones de nitrógeno y fósforo de los excrementos humanos para aumentar la producción de alimentos. En las civilizaciones china y japonesa, por ejemplo, fue una aportación esencial para la alta producción de alimentos que permitió el desarrollo social.

La recuperación de nutrientes a través del eco-saneamiento puede ser muy eficiente: hasta 90% del fósforo y nitrógeno contenido en la orina y en las heces podría ser recuperado y utilizarse para fertilizar tierras agrícolas y mejorar los rendimientos de los cultivos (Andersson et al. 2013). Con las medidas de seguridad apropiadas, los nutrientes reciclados a partir de excretas pueden sustituir los costosos fertilizantes químicos. En el África Subsahariana esto actualmente podría reemplazarlos en su totalidad (Sei, 2005)³.

Dos hechos hacen de la recuperación de fósforo y nitrógeno en los excrementos humanos un panorama prometedor. En primer lugar, la falta de instalaciones

de saneamiento en los muchos países en desarrollo representa una oportunidad para la creación de soluciones sustentables. En segundo lugar, estas soluciones pueden ser muy eficientes si se considera que hasta el 90% del fósforo y nitrógeno contenidos en la orina y las heces puede recuperarse y usarse para fertilizar las tierras agrícolas⁴.

La mejor solución a largo plazo para la recuperación de nutrientes de la excreta humana es la creación de sistemas de saneamiento ecológicos que trabajen simultáneamente para cerrar los ciclos de nutrientes, ahorrando agua y energía y mejorando los medios de vida. Esta opción es inmediatamente viable y rentable en regiones donde las instalaciones de saneamiento no están bien desarrolladas. Del mismo modo, en los países económicamente desarrollados podrían instalarse primero en las zonas rurales, casas recién construidas y edificios públicos. Existen muchos ejemplos de estos sistemas (ver Tabla 4). En las ciudades con inversión y reestructuración de los sistemas de antiguo alcantarillado, y en la mayoría de los países desarrollados (sistemas «jálale y olvídate»), existen opciones intermedias que pueden recuperar los nutrientes, por ejemplo, la estruvita (un mineral de fosfato) recuperada de las plantas de aguas residuales (Gilbert 2009, Syers et al, 2011).

Sin embargo, en última instancia, es esencial que, tanto en los países desarrollados como en los que están en desarrollo, se busque la solución de eco-saneamiento a largo plazo. Ya existen muchos ejemplos que demuestran que es factible y económico. Según el Instituto Ambiental de Estocolmo, el costo de la implementación de sistemas de saneamiento ecológico a nivel mundial podría ser compensado por el valor comercial del fósforo (y el nitrógeno) que obtienen (Cordell et al. 2009). La investigación ha sugerido que en el contexto sueco, la orina se puede transportar hasta 100 o 200 km y conservar más energía eficiente que la producción y el uso de fertilizantes minerales (Cordell et al. 2011).

La ampliación de estos programas de eco-saneamiento incrementará la sustentabilidad de los sistemas agrícolas en general. En los países en desarrollo esto mejorará los medios de vida de millones de agricultores y, en los países desarrollados, ayudará a tener un enfoque más sustentable para hacer frente a los residuos que creamos.

2.5 Fuentes industriales de nutrientes

Una serie de industrias, por ejemplo: curtidurías, teñidos de textiles, bodegas, así como la producción de café usan grandes cantidades de agua en su procesamiento y pueden generar aguas residuales con altos niveles de materia orgánica y nutrientes. La urea ha sido utilizada como descongelador durante muchos años, sobre todo en la industria de la aviación comercial, y el escurrimiento difuso de las aguas superficiales pueden representar un problema (Gilbert et al. 2006). La urea también se usa comúnmente en la fabricación de ciertos plásticos, pinturas retardantes de fuego, productos de tabaco, cosméticos y algunos vinos (Gilbert et al., 2006).

2.6 Otras fuentes

A nivel mundial, la acuicultura de peces y mariscos está aumentando rápidamente. Como consecuencia de la producción intensiva de peces, el exceso de alimentación y residuos puede acumularse en los sistemas marinos, así como en agua dulce, adyacentes, aumentando las cargas de nutrientes y la actividad microbiana. La producción de peces se ha incrementado a nivel mundial a un ritmo de 8.5% anual entre 1970 y 2010. De la producción total de peces en 2010 en todo el mundo, casi el 87% era de especies de agua dulce (por ejemplo, carpas, barbos y ciprínidos), que en su mayoría son de menor valor y cultivados en estanques. Las especies marinas que se cultivan en jaulas comerciales son, sin embargo, generalmente carnívoras, lo que requiere una alta calidad de proteína animal en la alimentación, produciendo un factor de conversión de alimentos y nutrientes relativamente bajo.

Bouwman et al. (2013b) usó un modelo integrado global de los presupuestos de nutrientes que involucra a ambos, la acuicultura de peces marinos y de agua dulce con base en datos reales de 1970 a 2010, y proyectó estos presupuestos hasta 2010 - 2050. Sus hallazgos sugieren que la carga de nutrientes resultante de la acuicultura de origen marino, aunque ahora todavía siga siendo relativamente baja en una escala global (entre 2000 - 2010 se estimaba que era del 1-2%), se establece, no obstante, que aumentará aún más, a medida que la demanda de proteína de pescado aumente. Cuando un sitio de acuicultura marina se encuentre en una zona relativamente cerrada o en mar costero, las cargas de nutrientes resultantes pueden ser equivalentes a las aportaciones de un río, cambiando radicalmente las cargas de nutrientes y el equilibrio de tales aguas. Para la acuicultura de peces de agua dulce en ciertas áreas del mundo, por ejemplo, al sur de Asia, donde el cultivo de peces y mariscos son intensivos, las emisiones acumuladas resultantes en el año 2000 se calculaba que fueran equivalentes al 9% de la carga total de nitrógeno y al 5% de las cargas de fósforo de los ríos.

³ Las medidas de precaución son necesarias para evitar riesgos para la salud asociados con la fertilización de los suelos con abono de orina y heces. En 2006, la Organización Mundial de la Salud publicó directrices generales sobre la reutilización segura de las aguas residuales en la agricultura. El uso de excrementos humanos es más seguro donde los flujos de residuos no están mezclados con otros flujos de residuos, tales como aguas residuales industriales o domésticas, debido a los contaminantes, como metales pesados o contaminantes orgánicos (Cordell et al., 2009). En sí mismas, las excretas humanas pueden contener contaminantes, principalmente hormonas esteroideas y fármacos que pueden eliminarse en diferentes grados mediante atenuación natural o con tecnologías de tratamiento de ingeniería existentes (Mihelcic et al., 2011). Se necesita más investigación sobre cómo tratar los desechos de hormonas, farmacéuticos y de microbios en las excretas humanas. Sin embargo, esto también es cierto para cualquier otro tipo de tratamiento de aguas residuales, incluyendo el sistema «jálale y olvídate».

⁴ Informes del Coalition Clean Baltic en: <http://www.ccb.se/>

Estudio de caso: México

En este estudio de caso se da una breve descripción de algunas de las cuestiones apremiantes que enfrentan las comunidades mexicanas en el control de los Florecimientos Algales Nocivos (FAN) y de las zonas muertas a lo largo de las costas. Hay muchas otras áreas del mundo que también se enfrentan a problemas similares de eutrofización costera, pero con una ubicación específica. Estas regiones fueron revisadas en una publicación anterior de Greenpeace (Tirado, 2008). En este informe nos hemos centrado principalmente en las tendencias mundiales de la formación de zonas muertas, pero también se presenta un estudio de caso en el que los FAN son una amenaza persistente y esporádica para la biodiversidad costera como una descripción más detallada de los problemas que se experimentan.

Alrededor del 15% de los mexicanos vive a lo largo de la zona costera y los florecimientos algales están teniendo un profundo impacto en los medios de vida de estas personas y en el uso del mar del que dependen. Estas áreas costeras juegan un papel crucial en la conservación del turismo, la pesca artesanal y otras actividades socioeconómicas, así como en proporcionar un hábitat para una gran variedad de especies marinas.

Entre 1981 y 2009, en el Golfo de California, se pensó que una serie de eventos de mortalidad masiva observados en especies marinas se debió a las toxinas de 12 especies principales de algas: *Akashiwo sanguinea*; *Cochlodinium Polykrikoides*; *Noctiluca Scintillans*; *Gymnodinium Catenatum*; *Ceratium Balechii*; *Ceratium Furca*; *Dinophysis caudate*; *Pseudo-nitzschia Fraudulenta*; *Chatonella Marina*; *Fibrocapsa Japonica*; *Chatonella ovate*; *Trichodesmium Erythraeum* (Nuñez Vázquez et al. 2011). En la mayoría de los casos, el principal grupo afectado fue el de los peces, seguido por los crustáceos, aves y mamíferos.

Durante un florecimiento del dinoflagelado *akashiwo sanguinea* en 2007, que se extendía desde Punta Abreojos a La Bocana, en Baja California, se encontraron alrededor de 100 mil langostas muertas a lo largo de la costa, así como la muerte masiva de abulones, ostras y muchos otros peces y moluscos. El impacto económico total de este FAN se estimó en más de 1.7 millones de dólares. También hay evidencia de que los FAN se están produciendo en los sistemas de agua dulce en México, por ejemplo, en Lago de Catemaco, con la liberación de las toxinas dañinas que se bioacumulan en otras especies de agua dulce (Berry y Lind 2010).

El número de investigadores que trabajan en los

FAN en México ha aumentado en los últimos años. Sin embargo, en muchas áreas, los estudios se basan en la recopilación de datos a corto plazo y quedan vacíos de información sustancial (Band-Schmidt et al. 2011). Para algunas especies de algas (por ejemplo, la *Pyrodinium bahamense* var. *compressum* dinoflagelada), se sabe que los florecimientos han ocurrido durante al menos los últimos 150 años y pueden estar vinculados a procesos oceanográficos más grandes a lo largo del Pacífico oriental tropical como «El Niño» y la «Oscilación del Sur» (ENSO) (Sánchez-Cabeza et al. 2012). Sin embargo, con el aumento de la agricultura intensiva y junto con determinadas características oceanográficas a lo largo de las costas de México, el escurrimiento de nutrientes jugaba un papel importante en el mantenimiento e iniciación de más florecimientos algales nocivos (y de zonas muertas) en muchas áreas (Sánchez-Cabeza et al., 2012).

Los efectos de la fertilización (especialmente del nitrógeno) que propician los florecimientos a lo largo del Valle Yaqui, Sonora, en el Golfo de California están particularmente bien estudiados. Esta zona es la cuna de la Revolución Verde y es una de las zonas de agricultura más intensivas en el mundo. Comprende al menos 225 mil hectáreas de campos de trigo de riego. Se ha estimado que casi el 75% del nitrógeno aplicado como fertilizante en esta área se pierde en la atmósfera o se escurre a las aguas superficiales. También se ha encontrado que los florecimientos de fitoplancton en la costa, observados en imágenes satelitales, están estrechamente relacionados con actividades de riego a gran escala y, en el 80% de los casos estudiados, estos florecimientos parecían estimularse en el periodo de fertilización y riego de los campos (Beman et al., 2005).

Alrededor de la costa del Golfo de California, 52 lagunas tropicales están cerradas, por las cuales se sabe que están fluctuando los balances de nutrientes en cuanto a las proporciones de nitrógeno y fósforo. Estas lagunas son particularmente vulnerables a condiciones de hipoxia, ya que puede haber periodos de ciclos de agua limitados con el mar abierto. Aunque muchas lagunas son monitoreadas en la actualidad, se necesita más investigación para que los científicos comprendan las condiciones específicas de cada lugar que enlaza las fuentes de nutrientes con los florecimientos de algas nocivos y con la calidad reducida del agua (Piñón-Gimate et al. 2012). Un estudio a largo plazo del proceso de eutrofización en La Sala de Cove mostró que las aguas residuales urbanas de la ciudad de Guaymas, Sonora son una fuente importante de nutrientes.

En 2007, un florecimiento algal de Punta Abreojos a La Cocana, Baja California, dejó 100 mil langostas muertas en la costa



La prevención de los FAN

es una estrategia más rentable que el tratar de erradicarlos una vez que están establecidos

En tan solo un año, la ciudad aportó 1,237 toneladas de nitrógeno y 811 toneladas de fósforo, produciendo un impacto significativo en la calidad del medio ambiente, en el funcionamiento ecológico y en los servicios de los ecosistemas (Vargas-González et al. 2014).

Las lagunas tropicales a lo largo de la costa del Pacífico abierto mexicano son algunos de los ecosistemas marinos más productivos del mundo. Estas lagunas están a lo largo de una costa con un oleaje mayor que en el Golfo de California, con una alta variabilidad estacional de las condiciones ambientales (y de las mareas). A veces, estas lagunas pueden llegar a estar casi completamente cerradas durante meses, mientras los bancos de arena se forman a través de la apertura al mar creando condiciones particularmente extremas para las especies que viven ahí.

Durante la temporada de lluvias, el aumento en los niveles de agua de escurrimiento y de acción de

las olas puede erosionar los bancos de arena en la desembocadura de la laguna, liberando así el agua de ésta. Ya sea que estos periodos de cierre de las lagunas se originen por causas naturales o por intervención humana, este fenómeno puede tener consecuencias económicas importantes al aumentar rápidamente la eutrofización y la hipoxia, así como todos los tipos de contaminantes que se acumulen, lo cual conduce a reducciones considerables en la biodiversidad (Yáñez-Arancibia et al. 2014). La gestión de los aportes de nutrientes en estos ecosistemas únicos es particularmente importante, y está claro que la prevención de los FAN es una estrategia mucho más rentable que tratar de erradicarlos una vez que se han establecido (Heisler et al. 2008).

En la costa del Golfo de México, la mayor fuente de contaminación de aguas arriba es el cultivo de la caña de azúcar, seguido por la producción de café, cerveza y vino

(Olguín et al. 2004). La producción intensiva de cerdos también puede originar una contaminación importante. Existe la preocupación de que el tamaño y la ubicación de la mayoría de estas granjas porcinas intensivas no está regulada, con normas ambientales suficientemente laxas como para permitir la descarga significativa de nutrientes, produciendo impactos a largo plazo en la salud pública y en los ecosistemas (Ponette-González y Fry 2010).

Se cree que a lo largo de la costa de Yucatán, la gestión de la pérdida de nutrientes en la acuicultura de camarón y en el tratamiento de aguas residuales, particularmente alrededor de los puertos de Sisal y Progreso, es la única estrategia de gestión preventiva disponible para proteger las zonas costeras de la eutrofización (Herrera-Silveira et al. 2004). La gestión de aguas residuales a través de los humedales artificiales puede ser una estrategia exitosa para el manejo de nutrientes, sobre todo en el caso de la gestión

de los efluentes de granjas de camarón.

Con el fin de evitar una mayor expansión de las zonas muertas en las costas de México y para permitir su rehabilitación, al menos parcial, es indispensable adoptar un enfoque ecosistémico como una estrategia general que se pueda integrar, e implementar en los planes de gestión de las costas. Para que esto sea efectivo, las autoridades locales y nacionales deben aceptar que las interacciones entre las actividades humanas y el medio ambiente son inseparables. Los seres humanos son los principales impulsores de muchos florecimientos algales, mismos que son consecuencia de la eutrofización, y la gestión de estos excesos de nutrientes es fundamental para mantener la biodiversidad costera y los medios de vida de la comunidad.

FOTO 1. Florecimiento algal en China. © Greenpeace / Yunsheng Geng

FOTO 2. Investigadores mexicanos en el florecimiento de sargazo en Quintana Roo. © Greenpeace / Alonso Crespo

FOTO 3. La muerte masiva de peces puede ser una consecuencia grave de los FAN. © Shutterstock

¿Cuáles son las soluciones a la contaminación por nutrientes?

«Lo que nos frustra como científicos marinos es que estos problemas pueden prevenirse».
JOHNSON Y HARRISON 2015

Se establece que los excedentes globales de nutrientes seguirán aumentando (+23% de nitrógeno y +54% de fósforo), junto con la producción de cultivos (+82%) y de ganadería (+115%) para el periodo 2000 -2050 (IAASTD, 2008)⁵. Si bien se sabe que un pequeño número de zonas muertas se producirán en algunas áreas de manera natural, la prevención de su futura expansión y persistencia está, en muchos casos, ineludiblemente ligada a limitar estos excesos de nutrientes que fluyen hacia los cursos de agua y hacia los ecosistemas costeros.

Es bien sabido que los nutrientes que producen la formación de florecimientos algales (y de zonas muertas) proceden de diversas fuentes, siendo las de la agricultura intensiva las más estrechamente relacionadas con los episodios de FAN. Además, es evidente que la prevención de los FAN es económicamente más viable que tratar de erradicarlos una vez establecidos (Heisler et al. 2008).

Las diferentes especies de algas (o cianobacterias) responden de manera diferente a los diversos nutrientes o elementos limitantes y, por lo tanto, las estrategias de mitigación deben ser para especies, ecosistemas y propósitos específicos (Heisler et al. 2008).

Las siguientes opciones se presentan como estrategias para la prevención de florecimientos algales globales, zonas muertas y la expansión de la contaminación ambiental por nitrógeno y fósforo:

1) Eliminar las principales fuentes de contaminación por nutrientes (nitrógeno, fósforo y grandes cantidades de materia orgánica) de origen humano. Esto debe incluir el establecimiento de «objetivos acordados a nivel internacional para mejorar la gestión de nitrógeno y fósforo a escala regional y mundial», según lo recomendado por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (Sutton et al. 2013).

a) Detener el escurrimiento de fertilizantes en las tierras agrícolas mediante la promoción y el establecimiento de buenas prácticas de agricultura ecológica de la siguiente manera:

- Cambiar los fertilizantes químicos por fertilizantes orgánicos como fuente de nutrientes para suelo en la agricultura. Si detenemos las aportaciones de fertilizantes químicos y nos enfocamos en el reciclaje de todos los nutrientes ya presentes en la materia orgánica (estiércol, residuos, etc.) podríamos reducir en gran medida las entradas de nitrógeno y fósforo en los sistemas de agua, sin reducir los rendimientos ni la producción total de

alimentos. Además, esto acumularía carbono orgánico en los suelos para el uso de fertilizantes orgánicos y abono verde, los cuales aportan beneficios adicionales para la fertilidad del suelo, la retención de agua y la mitigación del cambio climático. Por ejemplo, en los huertos de manzana de Estados Unidos, las prácticas agrícolas orgánicas redujeron el escurrimiento del nitrato de los suelos agrícolas (Kramer et al. 2006). Para más pruebas científicas sobre el potencial de las prácticas de fertilización ecológica, consulte Tirado (2015).

- Eliminar el uso excesivo de todos los fertilizantes y asegurarse de que los agricultores utilicen sólo la cantidad mínima necesaria de fertilizantes orgánicos y de una manera no contaminante. Si es aplicable en el país o región específicos, eliminar los subsidios para fertilizantes químicos, que promueven su uso incorrecto y excesivo. Implementar políticas estrictas y realistas para la reducción de fertilizantes y evitar su liberación mediante la mejora de la sincronización y de las técnicas de aplicación y realizar las prácticas de nutrición de las plantas más eficientes.

- Evitar el suelo agrícola descubierto. Los estudios demuestran que un campo sembrado con cultivo en hileras que se deja al descubierto por algunos meses tiene 20 veces más concentración de nitratos en los escurrimientos, comparado con uno que está cubierto durante todo el año, ya sean por pastura o por una sucesión de cultivos de cobertura estacional, como el trébol rojo y el centeno blanco (Raloff 2004).

- Reducir el consumo y la demanda de carne. Cuando los animales se mantienen para el consumo de carne y otros productos, reducir la distancia física entre los sistemas de cultivo y ganado, producirá un mejor uso de los abonos que se elaboran (Billen et al. 2013). Esto también nos llevará a necesitar menos fertilizantes químicos (Seitzinger et al. 2010).

- Monitorear la salud del ecosistema cercano a las instalaciones de acuicultura y la planeación de una gestión eficaz de nutrientes son indispensables para obtener permisos. Se piensa que la retirada de nutrientes por el cultivo de algas es una forma de eliminar nutrientes no deseados de las instalaciones de acuicultura cercanas y ahora se promueven la biorehabilitación y la mitigación de los altos niveles de nutrientes liberados en granjas de pescados y mariscos (Bouwman et al. 2011; Granada et al, 2015).

En muchas regiones

se desconocen las causas e impactos de los FAN, evidenciando la necesidad de destinar recursos para impulsar la investigación científica.

USAR FERTILIZANTES orgánicos es una medida para contrarrestar la contaminación por exceso de nutrientes sintéticos.
© Greenpeace/ Prometeo Lucero

⁵ <http://www.unep.org/dewa/Assessments/Ecosystems/IAASTD/tabid/105853/Defa>



AGRICULTURA ECOLÓGICA en el pueblo de Guillermo Prieto, municipio de San Ignacio, Sinaloa. © Greenpeace/ Prometeo Lucero

b) Detener la quema de combustibles fósiles, que contribuyen no sólo al cambio climático sino también a la carga de nutrientes, por deposición atmosférica.

c) Crear sistemas de saneamiento ecológico que trabajen simultáneamente para cerrar los ciclos de nutrientes, ahorrar agua y energía así como mejorar los medios de vida. La recolección y el tratamiento seguro de los residuos domésticos (por ejemplo, excretas humanas) que eliminan los nutrientes, especialmente en las zonas urbanas altamente pobladas. Esta opción es inmediatamente viable y rentable en las regiones donde las instalaciones de saneamiento no están bien desarrolladas (aproximadamente la mitad de la población mundial). Del mismo modo, en los países económicamente desarrollados se podría aplicar inicialmente en zonas rurales y en casas y edificios públicos construidos recientemente. Estas soluciones implican posibles ahorros económicos a largo plazo para los gobiernos municipales,

y podría ser muy beneficioso en las regiones afectadas por la sequía.

d) Prohibir todos los productos a base de fósforo (por ejemplo, lavavajillas y otros detergentes).

e) Eliminar las descargas de nutrientes a las aguas residuales de la industria, minimizando los residuos y asegurando un adecuado tratamiento de aguas residuales.

Las instituciones internacionales y la comunidad científica están llamando a la acción sobre el tema de nutrientes: en 2013, el PNUMA, junto con un amplio grupo de científicos mundiales, realizó una revisión exhaustiva, «Our Nutrient World: The challenge to produce more food and energy with less pollution» (Nuestro mundo de nutrientes: el desafío de producir más alimentos y energía con menos contaminación) (Sutton et al., 2013). Con él, el PNUMA lanzó un «fuerte llamado a la acción» en la gestión de los nutrientes, calculando que los ahorros de la

reducción del consumo de nitrógeno de unos 20 millones de toneladas por año, para 2020 ascenderían a un ahorro de 170 mil millones de dólares anuales (incluyendo los costos de implementación, con ahorros adicionales en fertilizantes para los agricultores y los beneficios para la salud y el medio ambiente).

2) Aumentar la retención natural de nutrientes mediante la restauración de la vegetación a lo largo de cursos de ríos, estuarios y humedales. Esto reduciría la pérdida de nutrientes y sedimentos provenientes de las actividades realizadas en tierra (ver más en Rabalais et al. 2007).

3) Financiar iniciativas de investigación para entender el papel de los nutrientes en los FAN y en las zonas muertas, así como para documentar los cambios históricos en la carga de nutrientes. En muchas regiones, las fuentes específicas de la eutrofización y las causas subyacentes de las FAN y las zonas muertas no se conocen bien.

Para prevenir y mitigar los FAN se requiere de una

mejor base de conocimientos, mediante la cuantificación de los aportes de nutrientes y el planteamiento de escenarios futuros. Por ejemplo, una de las cuestiones más importantes en la mitigación de una zona muerta en particular es qué tanto se debe cortar la entrada de nutrientes en una cuenca para que su zona muerta se reduzca sustancialmente. En el Golfo de México, de acuerdo con la Administración Oceánica y Atmosférica Nacional (NOAA, por sus siglas en inglés), las liberaciones de nitrato tendrían que bajar casi a la mitad de los montos actuales para reducir significativamente la zona muerta anual del Golfo a un cuarto de su tamaño actual (un objetivo fijado por el gobierno federal en 2001: 5,000 km², de los actuales 20,000 km²). Pero estos cortes no se están cumpliendo y las nuevas presiones del mercado, tales como el crecimiento de la producción de biocombustibles de maíz, continúan aumentando la carga de nutrientes en el Golfo.

En 2001

el gobierno mexicano se comprometió a bajar las liberaciones de nitrato para reducir la zona muerta del Golfo de México, sin que hasta ahora lo haya cumplido.

Consumo de fertilizantes en la agricultura mexicana

POR OMAR ARELLANO-AGUILAR
UNIÓN DE CIENTÍFICOS COMPROMETIDOS CON LA SOCIEDAD

En las últimas dos décadas, el uso de plaguicidas (insecticidas, fungicidas y herbicidas) y fertilizantes (también llamados nutrientes vegetales) en México han tenido un aumento considerable si contemplamos la producción y el incremento de la superficie agrícola del país. Lo anterior porque en México, la información respecto al consumo de agroquímicos y fertilizantes es poco clara y escasa (Albert 2005)⁶. Esto limita la posibilidad de dimensionar la magnitud del uso de agroquímicos y nutrientes vegetales en el país, así como sus impactos ambientales y en la salud de las poblaciones humanas.

De acuerdo con la Base de Datos Estadísticos del Sistema Nacional de Información Ambiental, la producción de agroquímicos alcanzó su máximo histórico en 2010 con alrededor de 2 millones de toneladas de fertilizantes (SNIAR 2014; Fig. 9). Sin embargo, respecto al consumo, únicamente existe información de 1995 y 2000. De acuerdo con el SNIAR (2014)⁷, el consumo en 1995 de sulfato de amonio fue de 1,235 mil toneladas, mientras que de nitrato de amonio fue de 244 mil toneladas, de urea alcanzó casi 1,275 mil de toneladas, los compuestos fosfatados fueron de 361 mil toneladas y la mezcla de nitrógeno-fósforo-potasio (NPK) fue de 470 mil toneladas. Cinco años después, en 2000, los datos muestran un ligero aumento; el consumo de sulfato de amonio fue de 1,435 mil toneladas, de urea fue de 1,235 mil toneladas, en cuanto a los fosfatos fue de 235 mil toneladas y NPK fue de 190 mil toneladas.

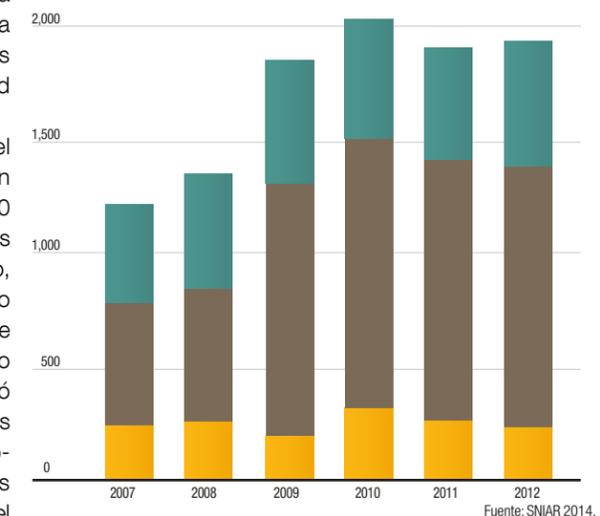
Por otro lado, otras fuentes de información oficiales del gobierno mexicano, indican que la importación y comercialización en 2012 de fertilizantes fue un volumen de 1,953,350 toneladas que incluyen sulfato de amonio (357,150 toneladas), nitrato de amonio (8,400 toneladas) y urea (1,304,650 toneladas; SNIAR 2014⁸, INEGI 2014⁹; Tabla 5).

Aunque se desconoce el patrón de consumo de fertilizantes y agroquímicos a nivel nacional, se puede visualizar de manera indirecta a través de la distribución de unidades económicas reportadas por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Se trata del número de establecimientos que reportan la fabricación de compuestos químicos e insumos para la agricultura. Como se puede apreciar en la Figura 10, se observa una

Figura 9
Producción de fertilizantes.

(Miles de toneladas)

■ Ácidos fosfóricos, sulfúrico y nítrico
■ Fertilizantes fosfatados
■ Fertilizantes Nitrogenados



distribución concentrada en los estados del centro del país y una distribución a lo largo de las costas del Golfo de California. En la Península de Yucatán destacan al menos tres sitios de fabricación.

Sin duda es difícil poder concluir el estado que guarda la producción, consumo y comercialización en México por la falta y fragmentación de la información respecto a los plaguicidas y nutrientes vegetales. Sin embargo, de manera general las regiones con mayor uso de agroquímicos (80% del total a nivel nacional) son los estados de Sinaloa, Chiapas, Veracruz, Jalisco, Nayarit, Colima, Sonora, Baja California, Tamaulipas, Michoacán, Tabasco, Estado de México, Puebla y Oaxaca (Albert 2005)¹⁰.

El uso excesivo de fertilizantes fosfatados y nitrogenados en la agricultura representa una fuente de contaminación que impacta no solo al suelo sino a ecosistemas acuáticos. En los últimos años, la degradación de los ecosistemas

En muchas regiones

se desconocen las causas e impactos de los FAN, evidenciando la necesidad de destinar recursos para impulsar la investigación científica.

⁶ Albert L. (2005). Panorama de los plaguicidas en México. 7° Congreso de actualización en toxicología clínica. RETEL (Revista de Toxicología en Línea).

⁷ SNIAR; Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales. <http://www.semarnat.gob.mx>

⁸ SNIAR; Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales. <http://www.semarnat.gob.mx>

⁹ INEGI; Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx>

¹⁰ Albert L. (2005). Panorama de los plaguicidas en México. 7° Congreso de actualización en toxicología clínica. RETEL (Revista de Toxicología en Línea).



Figura 10.
Establecimientos de fabricación de plaguicidas, fertilizantes y otros agroquímicos

Fuente: INEGI, Directorio Estadístico Nacional de Unidades Económicas (<http://www3.inegi.org.mx; consulta 2015>).

La pérdida

de ecosistemas acuáticos es una crisis global, que se agrava en países en desarrollo

costeros ha aumentado, siendo el enriquecimiento de nutrientes que llegan de los campos agrícolas uno de los factores más importantes (Brieker et al., 2007)¹¹. En 2010, el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) calificó la pérdida de ecosistemas acuáticos como una crisis a nivel global, que se agrava en países en desarrollo por la falta de un tratamiento adecuado de las aguas residuales de origen municipal e industrial, generando contaminación y escasez (Corcorant et al., 2010).

En México, se generan 7.26 mil hm³/año de aguas residuales de tipo municipal, de los cuales apenas el 46% son tratadas, mientras que se generan 6.63 mil hm³/año de aguas residuales de tipo industrial, de las cuales se tratan únicamente 28% (CONAGUA, 2014)¹². En contraste, los escurrimientos y drenes que conducen aguas residuales de los campos agrícolas y que desembocan a las costas no reciben ningún tipo de tratamiento.

Cabe resaltar que al menos el 48% de los 27 ríos de las costas del Pacífico constituyen las zonas agrícolas, siendo las más importantes del país; desde el río Sonoyta en Sonora hasta el río Culiacán en Sinaloa. Particularmente en el Golfo de California, los cuerpos de agua superficiales presentan niveles aceptables de calidad de agua. Sin embargo, algunos de los cauces principales presentan algún grado de contaminación (Fig. 10). En la línea de costa, los ríos de la región administrativa III presentan niveles de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) menores o igual a 30 mg/l, lo que significa niveles aceptables de calidad de agua pero que se encuentran en el límite.

En cuanto a la clasificación de los cuerpos de agua

superficiales que descargan en el Golfo de California a partir de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), se observa que aumenta el número de cuerpos de agua en la categoría de cuerpos de agua aceptables. Sin embargo, el número de cuerpos de agua clasificados como contaminados por estar por arriba de los 40 mg/l aumenta (Fig. 11).

Aunque no existen trabajos que hayan analizado la carga de contaminantes orgánicos de estos efluentes, es preocupante que tan solo en el estado de Sinaloa, con una superficie sembrada de poco más de 1 millón de hectáreas, se emplean toneladas anuales de agroquímicos y que a través de un sistema de Drenes descargan aguas residuales en las costas, produciendo posiblemente una alteración en el ecosistema y subsecuente enriquecimiento de nutrientes, afloramientos algales y zonas muertas (Arellano-Aguilar y Río Torres, 2015)¹³.

Actualmente se desconoce el impacto de la carga de fertilizantes agrícolas en las costas del Pacífico y su relación directa o indirecta con procesos de eutrofización y florecimientos algales nocivos. Sin embargo, es de suponer que contribuye significativamente con la proliferación de microalgas y el agotamiento del oxígeno disuelto en las costas. Fenómeno que ocurre frecuentemente durante los meses de primavera-verano y que coincide con los períodos agrícolas y la temporada de lluvias de la región, lo que aumenta la capacidad de arrastre y descarga de los ríos en las costas.

Al inicio de la década del año 2000, el crecimiento económico generado por la producción de agroquímicos



Figura 11.
Principales cuerpos de agua superficial con categoría de calidad de agua, basada en la demanda bioquímica de oxígeno.

Demanda Bioquímica de Oxígeno DBO5 (mg/l)
— Fronteras
□ Región Hidrológico-Administrativa
— Ríos principales
Interpretación de la Calidad del Agua
■ Excelente DBO5 <= 3
■ Buena calidad 3 > DBO5 <= 6
■ Aceptable 6 > DBO5 <= 30
■ Contaminada 30 > DBO5 <= 120
■ Fuertemente contaminada DBO5 > 120

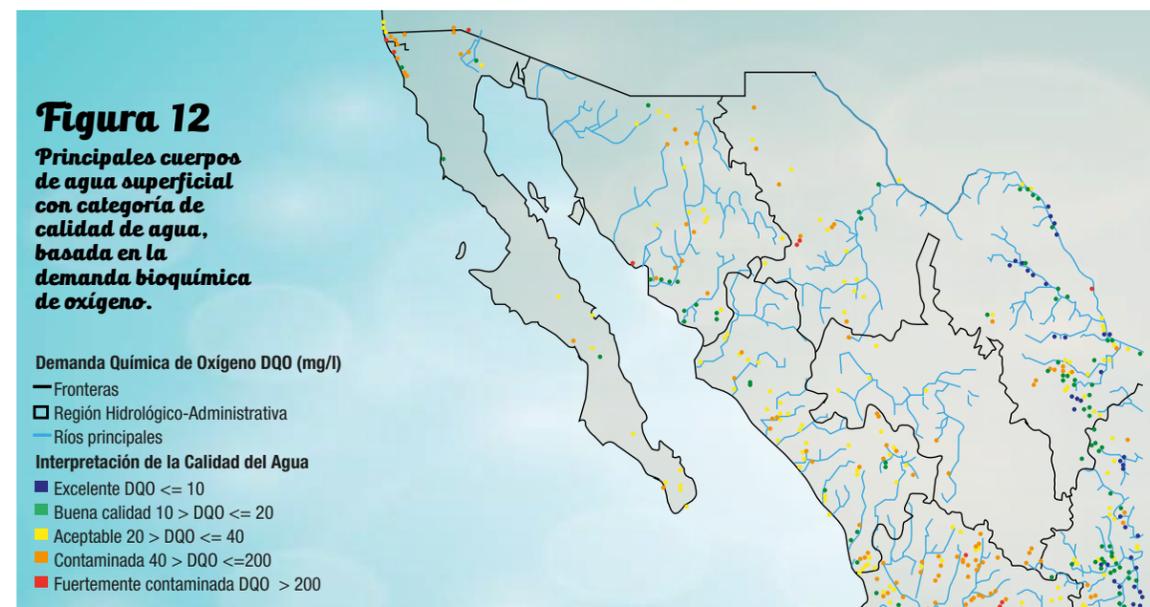


Figura 12
Principales cuerpos de agua superficial con categoría de calidad de agua, basada en la demanda bioquímica de oxígeno.

Demanda Química de Oxígeno DQO (mg/l)
— Fronteras
□ Región Hidrológico-Administrativa
— Ríos principales
Interpretación de la Calidad del Agua
■ Excelente DQO <= 10
■ Buena calidad 10 > DQO <= 20
■ Aceptable 20 > DQO <= 40
■ Contaminada 40 > DQO <= 200
■ Fuertemente contaminada DQO > 200

Tabla 5. Producción de fertilizantes a nivel nacional (miles de toneladas)

Año	Fertilizantes Nitrogenados	Fertilizantes Fosfatados	Ácidos fosfórico, sulfúrico y nítrico
2007	439.31	545.38	238.57
2008	502.14	600.68	253.75
2009	553.28	1,119.85	192.27
2010	531.18	1,201.99	317.19
2011	502.67	1,154.04	262.72

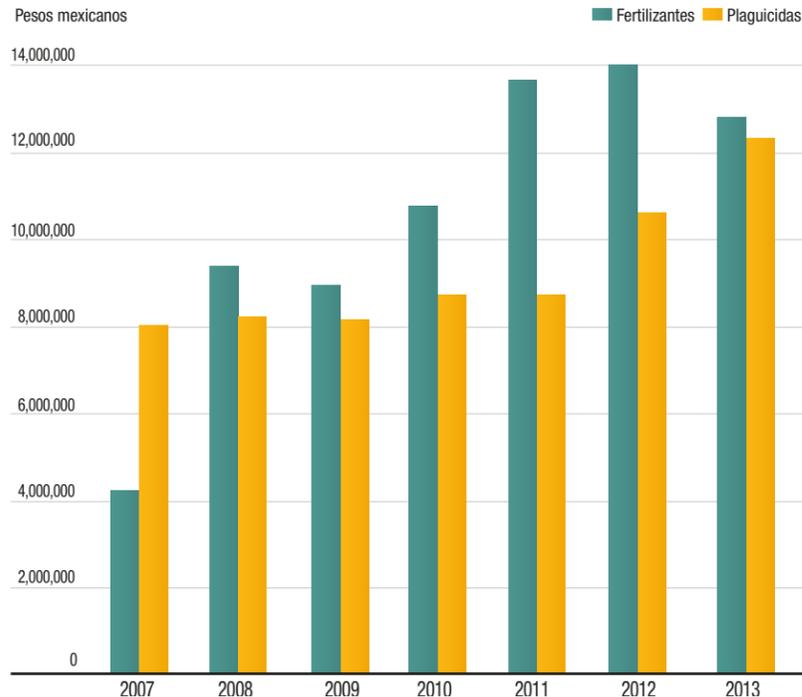
¹¹ Brieker S., Longstaff B., Dannison W. et al. 2007. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: a decade of change. NOAA, Coastal Ocean Program Decision Analysis. Series No. 26. National Center for Coastal Science, Silver Spring MD. 328 pp.

¹² CONAGUA 2014. Estadísticas del agua en México. Comisión Nacional del Agua. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

¹³ Arellano-Aguilar, Ríos Torres E. 2015. Estudio del uso de agroquímicos en México. Informe Técnico. Greenpeace México.

¹³ Arellano-Aguilar, Ríos Torres E. 2015. Estudio del uso de agroquímicos en México. Informe Técnico. Greenpeace México.

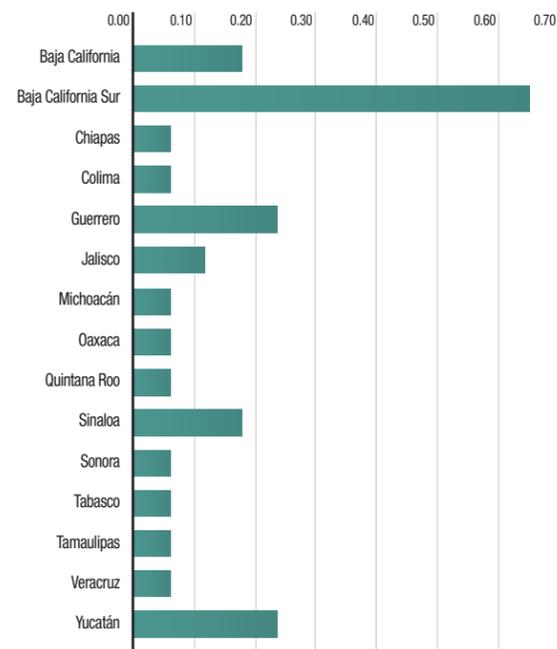
Figura 13
Ganancias por la producción de agroquímicos



Fuente: INEGI La Industria Química en México, 2012, 2014. Serie Estadísticas Sectoriales.

Figura 14
Diversidad de especies en FAN

Diversidad de las principales especies microalgales reportadas entre 1994 y 2011. Diversidad = $(\sum \text{Especie } i \text{ por estado}) / (\sum \text{total especies } (n=17) \text{ reportadas})$. Elaboración propia con datos de Band-Schmidt et al. (2011).



El Golfo de California

ha sufrido afloramientos algales con mayor intensidad en los últimos 20 años, causando impacto en la disminución de oxígeno disuelto y mortandad de atunes, crustáceos, moluscos e intoxicaciones humanas

aumentó nuevamente, siendo casi el doble que en la década de 1990 (Albert, 2005; Canedo, 2007). No obstante, la demanda de fertilizantes y plaguicidas fue mayor que la de otros productos de origen químico y el aumento de la producción se reflejó en el crecimiento económico. En 2013, la producción de agroquímicos en México generó \$25, 212,777 de pesos (entre fertilizantes y plaguicidas, 3.77 por ciento del total de la Industria Química Nacional; INEGI, 2014; Fig. 13). Tan solo el estado de Sinaloa es responsable del consumo del 30 por ciento de agroquímicos.

Esta actividad agrícola intensa en los estados costeros representa un riesgo potencial de enriquecimiento de nutrientes, lo que puede generar problemas de los florecimientos algales nocivos y las zonas muertas.

De acuerdo con la última revisión de FAN en México por Band-Schmidt et al. (2011), se observa la mayoría de los eventos se encuentran en las costas del Océano Pacífico y el Golfo de California en los estados Baja California, Guerrero, Sinaloa y del lado del Golfo de México en el estado de Yucatán (Fig. 14).

El Golfo de California ha sufrido afloramientos algales con mayor intensidad en los últimos 20 años, causando impacto en la disminución de oxígeno disuelto y mortandad de atunes, crustáceos, moluscos e intoxicaciones humanas (Band-Schmidt et al., 2011).

Al analizar la prevalencia de especies de microalgas en los FAN en las costas mexicanas, se observa claramente que las especies más peligrosas como *Karenia brevis*, *Pyrodinium bahamense*, *Pseudo-nitzschia*, *Gymnodinium catenatum* y *Gambierdiscus sp* son recurrentes (Fig. 15).

Desde 2010, Band-Schmidt y colaboradores¹⁴ reportaron que en el Golfo de California entre los meses de marzo y agosto, cuando la temperatura del océano fluctúa entre 18 y 25°C se presenta un incremento de nutrientes cuyo efecto produce una explosión demográfica de dinoflagelados de la especie de *Gymnodinium catenatum*, especie de interés por su alto grado de toxicidad en moluscos, crustáceos y pequeños mamíferos (Band-Schmidt et al., 2004)¹⁵.

Preocupa que la actividad agrícola de las costas es responsable de la principal fuente enriquecimiento de nutrientes y que influye fuertemente en las bahías: Los Ángeles, Concepción, La Paz, Bacochibampo y Mazatlán (Band-Schmidt et al., 2004). Desde 2004, las costas de Baja California y Sinaloa presentan problemas serios de la presencia de toxinas como neosaxitoxina, decarbamoil saxitoxina, y decarbamoil goniautoxina en concentraciones por arriba de los límites máximos permitidos para consumo humano (80 microgramos equivalente de saxitoxina por 100 gramos de carne; Band-Schmidt et al., 2004).

La Comisión Federal para la Prevención de Riesgos Sanitarios (COFEPRIS) ha dado seguimiento de florecimientos algales desde 2003. Las alertas sanitarias por marea roja en el Pacífico se presentan principalmente en el periodo primavera-verano (de abril a julio) desde las costas de Baja California hasta las costas de Chiapas (Tabla 6). En 2012, COFEPRIS emitió 25 alertas de las cuales en 15 eventos se detectaron toxinas (principalmente saxitoxinas, ictiotoxinas, toxinas diarreicas, ácido domoico y ácido okadaico), lo que representó el 68% de florecimientos algales nocivos. En 2013 se emitieron 15 alertas de las

Tabla 6. Bahías y costas afectadas por FAN entre 2012 y 2014.

Localidad	Eventos 2014	Eventos 2013	Eventos 2012
Baja California Sonora		Tijuana, BC Bahía Salina, Sonora	Rincón de Ballenas, Bahía Todos Santos, BC
Baja California Sur	Laguna Ojo de Liebre, Guerrero Negro. Estero el Coyote en Pta. Abreojos. Estero la Bocana, Mulege.	Desde playa Coromuel hasta playa Pichilingue, La Paz, BCS Bahía de la Paz, BCS Rincón de Ballenas, Bahía Soledad, Bahía Todos Santos, BCS	Puerto Peñasco, Sonora Bahía Tortugas, BCS Pta. Prieta, Bahía de la Paz, BCS Ensenada de La Paz, BCS
Sinaloa	Del Monumento al Pescador hasta El Faro y Playa Norte, Bahía de Mazatlán. Bahía del Colorado, Bahía de Altata Ensenada Pabellones.	Bahía de Altata, Sinaloa Bahía de Mazatlán y estero Uries, Sinaloa	Bahía de Mazatlán, Sinaloa
Nayarit	Playa Tizate y playa la Manzanilla en la Cruz de Huanacastle, Nayarit	Nuevo Vallarta, Nayarit	Bahía Banderas, Nuevo Vallarta, Nayarit
Jalisco	Bahía la Manzanilla, Puerto Vallarta, Jalisco Puerto Vallarta y Tehuamixtle, Jalisco Palo María en Pto. Puerto Vallarta, Jalisco	Puerto Vallarta, Jalisco Bahía de Pérula, Jalisco	Barra de Navidad, Malaque, Jalisco
Colima	Bahías de Manzanillo y Santiago, Colima Bahía de Manzanillo, Colima	Bahía de Manzanillo, Colima	Bahía de Santiago y Manzanillo, Colima La Culebra (Colimilla), Colima
Guerrero	Bahía de Acapulco, Guerrero	Bahía de Acapulco, Guerrero	Bahía de Acapulco, Guerrero
Oaxaca	Laguna de Corralero Municipio de Pinotepa Nacional, Oaxaca Punta Colorada, San Pedro Mixtepec, Oaxaca		Bahía Sta. Cruz, playa el Órgano, Pta. Colorada, Oaxaca Playa Colorada, Santiago Astata, Oaxaca
Chiapas		Tapachula, Chiapas	Playa el Gancho, Chiapas Tapachula, Chiapas

Fuente: <http://www.cofepris.gob.mx>.

cuales en el 53% se detectaron toxinas y en 2014, en el 71% de las 14 alertas por marea roja se detectaron toxinas sin ningún reporte letal para la población humana (<http://www.cofepris.gob.mx>). Lo anterior muestra que si bien la frecuencia se ha mantenido estable, más del 50% de estos eventos representan riesgos a la salud por la presencia de toxinas.

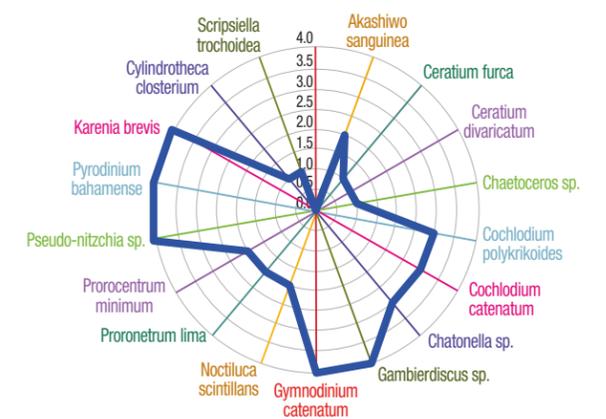
Aun con los registros anteriores, la información respecto al impacto de las aguas residuales de las zonas agrícolas cercanas a las costas y su impacto ecológico es escasa.

Por lo anterior, en agosto del año pasado, 2015, el equipo multidisciplinario de Greenpeace junto a investigadores de la Universidad Autónoma de México y de la Red Temática de Florecimientos Algales Nocivos en México, llevó a cabo una campaña de muestreo para determinar las concentraciones de agroquímicos –plaguicidas y fertilizantes- que se arrastran y descargan en las costa del estado Sinaloa, México.

El muestreo comprendió estaciones de ríos y drenes de la zona agrícola más productiva del país; el norte de Sinaloa, cubriendo los municipios de Ahome, Guasave, Navolato y Culiacán. Además, se consideraron las lagunas costeras que reciben las descargas de esta zona. Los sitios de muestreo fueron los ríos El Fuerte, Sinaloa y Culiacán, así como drenes principales que atraviesan los campos de cultivo y descargan directamente en las lagunas costeras Lechuguilla, Navachiste y Pabellones, en este informe se muestran los resultados en cuanto a los nutrientes de la región y su vinculación con el uso de fertilizantes sintéticos, así como las condiciones que podrían relacionar su uso a la formación de zonas muertas (Ver Anexos A y B).

Figura 15
Diversidad de especies en FAN

Frecuencia de reportes de especies en florecimientos algales en las costas mexicanas. Elaboración propia con datos de Band-Schmidt et al. (2011).



¹⁴ Band-Schmidt C., Bustillos-Guzmán JJ., López-Cortés JD., et al. 2010. Ecological and physiological studies of *Gymnodinium catenatum* in the Mexican Pacific: a review. Mar. Drugs 8: 1935-1961.

¹⁵ Band-Schmidt C., Morquecho L., Lechuga-Deveze HC., et al. 2004. Effects of growth

6.0 Referencias

- Altieri A, Geden K. (2015). Climate change and dead zones. *Global Change Biology* 21: 1395-1406.
- Anderson D. (2009). Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). *Ocean Coastal Management* 52: 342-355.
- Anderson D, Cembella A, Hallegraeff G. (2012). Progress in understanding harmful algal blooms: Paradigm shifts and new technologies for research, monitoring and management. *Annual Review of Marine Science* 4: 143-176.
- Andersson, J. C. M., Zehnder, A. J. B., Wehrl, B., Jewitt, G. P. W., Abbaspour, K. C. & Yang, H. 2013. Improving Crop Yield and Water Productivity by Ecological Sanitation and Water Harvesting in South Africa. *Environmental Science & Technology*, 47: 4341-4348.
- Balian E, Lévêque C, Segers H, Martens K. (2008). The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia* 595:627-637.
- Band-Schmidt C J, Bustillos-Guzmán J, López-Cortés D, Núñez-Vázquez E, Hernández-Sandoval F. (2011). El estado actual del estudio de florecimientos algales nocivos en México. *Hidrobiológica* 21: 381-413.
- Bellarby J, Tirado R, Leip A, Weiss F, Lesschen J, Smith P. (2012). Livestock greenhouse gas emissions and mitigation potential in Europe. *Global Change Biology* 19: 3-18.
- Beman J, Arrigo K, Matson P. (2005). Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434: 211-214.
- Berry J, Lind O. (2010). First evidence of "paralytic shellfish toxins" and Cylindrospermopsin in a freshwater system Mexican, Lake Catemaco, and the apparent bioaccumulation of toxins in "tegologo" snails (*Pomacea patula catemacensis*). *Toxicon* 55: 930-938.
- Bijma J, Pörtner H-O, Yesson C, Rogers A. (2013). Climate change and the oceans – what does the future hold? *Marine Pollution Bulletin* 74: 495-505.
- Billen G, Garnier J, Lassaletta L. (2013). The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling N transfers at regional watershed and global scales. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 368: 20130123.
- Bouwman A, Pawlowski M, Liu C, Beusen A, Shumway S, Gilbert P, Overbeek C. (2011). Global hindcasts and future projections of coastal nitrogen and phosphorus loads due to shellfish and seaweed aquaculture. *Reviews in Fisheries Science* 19: 331-357.
- Bouwman L, Goldewijk K, Van der Hoek K, Beusen A, Van Vuuren D, Willems J, Rufino M, Stehfest E. (2013a). Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900-2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 110: 20882-20887.
- Bouwman A, Beusen A, Overbeek C, Bureau D, Pawlowski M, Glibert P. (2013b). Hindcasts and future projections and global inland and coastal nitrogen and phosphorus loads due to finfish aquaculture. *Reviews in Fisheries Science* 21: 112-156.
- Canfield D, Glazer A, Falkowski P. (2010). The evolution and future of Earth's nitrogen cycle. *Science* 330: 192-196.
- Carrillo C, Smith R, Karl D. (2004). Processes regulating oxygen and carbon dioxide in surface waters west of the Antarctic Peninsula. *Marine Chemistry* 84: 161-179.
- Cellier P, Rochette P, Durand P, Faverdin P, Kuikman P, Peyraud J-L. (2014). Contribution of livestock farming systems to the nitrogen cascade and consequence for farming regions. *Advances in Animal Biosciences* 5: 8-19.
- Conley et al. (2011). Hypoxia is increasing in the coastal zone of the Baltic Sea. *Environmental Science and Technology* 45: 6777-83.
- Cordell D, Drangert J, White S. (2009). The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19: 292-305.
- Cordell, D., White, S. and Lindström, T. (2011b). Peak phosphorus: the crunch time for humanity? *The Sustainability Review*, issue 2, volume 2. <http://www.thesustainabilityreview.org/2011/04/peak-P-the-crunch-time-for-humanity/>
- Cordell D, White S. (2014). Life's Bottleneck: Sustaining the World's Phosphorus for a Food Secure Future. *Annual Review of Environment and Resources* 39: 161-188.
- Craig J. (2012). Aggregation on the edge: Effects of hypoxia avoidance on the spatial distribution of brown shrimp and demersal fishes in the Northern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 445: 75-95.
- Deutsch C, Brix H, Ito T, Frenzel H, Thompson L. (2011). Climate-forced variability of ocean hypoxia. *Science* 333: 336-339.
- Diaz R, Rosenberg R. (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science* 321: 926-929.
- Diaz R, Rosenberg R. (2011). Introduction to environmental and economic consequences of hypoxia. *International Journal of Water Resources Development* 27: 71-82.
- Duarte C et al. (2013). Is ocean acidification an open-ocean syndrome? Understanding anthropogenic impacts on seawater pH. *Estuaries and Coasts* 36: 221-236.
- Eisler M, Lee M, Tarlton J, Martin G, Beddington J, Dungait J, Greathead H, Liu J, Mathew P, Miller H, Misselbrook T, Murray P, Vinod V, Van Saun R, Winter M. (2014). Steps to sustainable livestock. *Nature* 507: 32-43.
- Elser J, Bennett E. (2011). A broken biogeochemical cycle. *Nature* 478: 29-31.
- Erisman J, Galloway J, Seitzinger S, Bleeker A, Dise N, Petrescu A, Leach A, de Vries W. (2013). Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philosophical Transactions Royal Society B* 368: 20130116.
- Fowler et al. (2013). The global nitrogen cycle in the twenty-first century. *Philosophical Transactions Royal Society B* 368: 20130164.
- Fu F, Tatters A, Hutchins D. (2012) Global change and the future of harmful algal blooms in the ocean. *Marine Ecology Progress Series* 470: 207-233.
- Galloway J, Aber J, Erisman J, Seitzinger S, Howarth R, Cowling E, Cosby B. (2003). The nitrogen cascade. *Bioscience* 53: 341-356.
- Galloway J, Townsend A, Erisman J, Bekunda M, Cai Z, Freney J, Marinelli L, Seitzinger S, Sutton M. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320: 889-892.
- Gilbert, N. 2009. Environment: the disappearing nutrient. *Nature News*, 461: 716-718.
- Glibert P, Trice T, Michael B, Lane L. (2005). Urea in the tributaries of the Chesapeake and coastal bays for Maryland. *Water, Air and Soil Pollution* 160: 229-243.
- Glibert P, Harrison J, Heil C, Seitzinger S. (2006). Escalating worldwide use of urea—a global change contributing to coastal eutrophication *Biogeochemistry* 77: 441-63
- Glibert P, Maranger R, Sobota D, Bouwman L. (2014b). The Haber Bosch-harmful algal bloom (HB-HAB) link. *Environmental Research Letters* 9: 105001.
- Glibert P, Allen J, Artioli Y, Beusen A, Bouwman L, Harle J, Holmes R, Holt J. (2014b). Vulnerability of coastal ecosystems to changes in harmful algal bloom distribution in response to climate change: projections based on model analysis. *Global Change Biology* 20: 3845-3858.
- Granada L, Sousa N, Lopes S, Lemos M. (2015). Is integrated multitrophic aquaculture the solution to the sectors' major challenges? – A review. *Reviews in Aquaculture*. DOI: 10.1111/raq.12093
- Grizzetti B, Bouraoui F, Aloe A. (2012). Changes of nitrogen and phosphorus loads to European seas. *Global Change Biology* 18: 769-782.
- He H, Wang K, Yang Y, Amaniampong P, Wang J-Y. (2015). Effective nitrogen removal and recovery from dewatered sewage sludge using a novel integrated system of accelerated hydrothermal deamination and air stripping. *Environmental Science & Technology* 49: 6872-6880.
- Heilmann S, Molde J, Timler J, Wood B, Mikula A, Vozhdayev G, Colosky E, Spokas K, Valentas K (2014). Phosphorus reclamation through hydrothermal carbonization of animal manures. *Environmental Science & Technology* 48: 10323-10329.
- Heisler J, Glibert P, Burkholder J, Anderson D, Cochlan W, Dennison W, Dortch Q, Gobler C, Heil C, Humphries E, Lewitus A, Magnien R, Marshall H, Sellner K, Stockwell D, Stoecker D, Suddleson M. (2008). Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful Algae* 8: 3e13.
- Herrera-Silveira J, Comin F, Aranda-Cirerol N, Troccoli L, Capurro L. (2004). Coastal water quality assessment in the Yucatan Peninsula: management implications. *Ocean & Coastal Management* 47: 625-639.
- Horne A., Terry N, Banuelos G. (2000). Phytoremediation by constructed wetlands. In: *Phytoremediation of contaminated soil and water*. Ed: Terry N, Bañuelos, G. CRC Press LLC, Florida USA. Howarth R, Boyer E, Marino R, Swaney D, Jaworski N, Goodale C. (2006). The influence of climate on average nitrogen export from large watersheds in the northeastern United States. *Biogeochemistry* 79: 163-186.
- Huang L, Smith M, and Craig J. (2010). Quantifying the economic effects of hypoxia on a fishery for brown shrimp (*Farfantepenaeus aztecus*). *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 2: 232-48.
- Jiang, W., Zhou, W., Uchida, H., Kikumori, M., Irie, K., Watanabe, R., Suzuki, T., Sakamoto, B., Kamio, M. & Nagai, H. (2014) A new lyngbiatoxin from the Hawaiian cyanobacterium *Moorea producens*. *Marine Drugs* 12: 2748-2759. URL: <http://www.mdpi.com/1660-3397/12/5/2748>. Retrieved 01/10/2015
- Keeling R, Körtzinger A, Gruber A. (2010) Ocean deoxygenation in a warming world. *Annual Review of Marine Science* 2: 199-229.
- Khan F, Naushin F, Rehman F, Masoodi A, Irfan M, Hashmi F, Ansari A. (2014). Eutrophication: Global scenario and local threat to dynamics of aquatic ecosystems. In: *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. AA Ansari, SS Gill (eds.), Springer Science + Business Media, Dordrecht, Netherlands.



TOMA DE MUESTRAS de agua durante la campaña oceanográfica de Greenpeace-RedFAN © Greenpeace/Alonso Crespo

margin biodiversity: a new imperative. *Annual Review of Marine Science* 4: 79-112.

Lewitus et al. (2012). Harmful algal blooms along the North American west coast region: History, trends, causes, and impacts. *Harmful Algae* 19: 133-159.

Lundqvist J, de Fraiture C, Molden D. (2008). Saving Water: From Field to Fork – Curbing Losses and Wastage in the Food Chain. SIWI Policy Brief. Stockholm International Water Institute.

Mihelcic, J. R., Fry, L. M. & Shaw, R. 2011. Global potential of phosphorus recovery from human urine and feces. *Chemosphere*, 84: 832-839.

Moore, E. & Matalon, E. 2011. The Human Costs of Nitrate-contaminated Drinking Water in the San Joaquin Valley. Pacific Institute. Oakland, California. http://pop.cleanwateraction.org/files/publications/ca/nitrate_contamination.pdf.

Morée A, Beusen A, Bouwman A, Willems W. (2013). Exploring global nitrogen and phosphorus flows in urban wastes during the twentieth century. *Global Biogeochemical Cycles* 27: 836–846.

Neset T, Cordell D. (2012). Global phosphorus scarcity: identifying synergies for a sustainable future. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 92: 2-6.

Núñez-Vázquez E, Garate-Lizárraga I, Band-Schmidt C, Lamb-Tapia A, López-Cortés D, Hernandez-Sandoval F, Heredia-Tapia A, Bustillos Guzman J. (2011). Impact of harmful algal blooms on wild and cultured animals in the Gulf of California. *Journal of Environmental Biology* 32: 413-423.

Olguín E, Sánchez G, Mercado G. (2004). Cleaner production and environmentally sound biotechnology for the prevention of upstream nutrient pollution in the Mexican coast of the Gulf of Mexico. *Ocean and Coastal Management* 47: 641–670.

Oelkers E, Valsami-Jones E. (2008). Phosphate mineral reactivity and global sustainability. *Elements* 4: 83–87.

Paerl H, Gardner W, McCarthy M, Peierls B, Wilhelm S. (2014). Algal blooms: Noteworthy nitrogen. *Science* 346: 175.

Paerl H, Xu H, Hall N, Rossignol K, Joyner A, Zhu G, Qin B. (2015). Nutrient limitation dynamics examined on a multi-annual scale in Lake Taihu, China: implications for controlling eutrophication and harmful algal blooms. *Journal of Freshwater Ecology* 30: 5-24.

Piñón-Gimate, A, Páez-Osuna, F, Serviere-Zaragoza, E, Casas-Valdez, M. (2012). Macroalgal blooms in coastal lagoons of the Gulf of California eco-region: a summary of current knowledge. *Botanica Marina* 55: 129-142.

Pörtner H-O, Karl D, Boyd P, Cheung W, Lluch-Cota S, Nojiri Y, Schmidt D, Zavialov P. (2014). Ocean systems. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field et al. (Eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 411-484.

Ponette-González A, Fry M. (2010). Pig pandemic: industrial hog farming in eastern Mexico. *Land Use Policy* 27: 1107-1110.

Potter P, Ramankutty N, Bennett E, Donner S. (2010). Characterizing the spatial patterns of global fertilizer application and manure production. 14: 1-22.

Rabalais N, Cai W-J, Carstensen J, Conley D, Fry B, Hu X, Quiñones-Rivera Z, Rosenberg R, Slomp C, Turner R, Voss M, Wissel B, Zhang Z. (2014). Eutrophication-driven deoxygenation in the coastal ocean. *Oceanography* 27: 172–183.

Raloff J. (2004). Limiting dead zones. How to curb river pollution and save the Gulf of Mexico. *Science News* 165: 378.

Richards S, Paterson E, Withers P, Stutter M. (2015). The contribution of household chemicals to environmental discharges via effluents: Combining chemical and behavioural data. *Journal of Environmental Management* 150: 427-434.

Sanchez-Cabeza J-A, Ruiz-Fernández A, de Vaal A, Machain-Castillo M. (2012). Reconstruction of Pyrodinium Blooms in the Tropical East Pacific (Mexico): Are They Related to ENSO? *Environmental Science & Technology* 46: 6830–6834.

Sarmiento J, Gruber N. (2006). *Ocean Biogeochemical Dynamics*. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA, 526 pp.

Scholz R, Hellums D, Roy A. (2015). Global sustainable phosphorus management: a transdisciplinary venture. *Current Science* 108: 1237-1246.

Seitzinger P, Mayorga E, Bouwman A, Kroeze C, Beusen A, Billen G, Van Drecht G, Dumont E, Fekete B, Garnier J, Harrison J. (2010). Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochemical Cycles* 24: 1-16.

Steffen et al. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347: 1259855.

Stramma L, Schmidtko S, Levin L, Johnson G. (2010). Ocean oxygen minima expansions and their biological impacts. *Deep-Sea Research I* 57: 587-595.

Stewart N, Shumway D, Dourdorff P. (1967). Influence of oxygen concentration on growth of juvenile largemouth bass. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 24: 475–494.

Sutton M. (2011). Too much of a good thing. *Nature* 472: 159-161.

Sutton M et al. (2013). The challenge to produce more food and energy with less pollution. *Global Overview of Nutrient Management Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh on behalf of the Global Partnership on Nutrient Management and the International Nitrogen Initiative* (2013). <http://initrogen.org/index.php/publications/our-nutrient-world/>

Syers, K., Bekunda, M., Cordell, D., Corman, J., Johnston, J., Rosemarin, A. and Salecedo, I. (2011). *UNEP Year Book 2011.P and Food Production*. http://www.unep.org/yearbook/2011/pdfs/P_and_food_production.pdf

Thronson A, Quigg A. (2008). Fifty-five years of fish kills in coastal Texas. *Estuaries and Coasts* 31: 802-813.

Tilman D, Fargione J, Wolff B, D'Antonio C, Dobson A, Howarth R, Schindler D, Schlesinger W, Simberloff D, Swackhamer D. (2001). Forecasting agriculturally driven

global environmental change. *Science* 292: 281-284.

Tirado R. (2008). *Dead Zones: How Agricultural Fertilisers Kill Our Rivers, Lakes and Oceans*. Available at: <http://www.greenpeace.to/publications/dead-zones.pdf>

Tirado, R. & Allsopp, M. 2012. Phosphorus in agriculture: Problems and solutions. Greenpeace Research Laboratories Technical Report (Review) 02-2012: 36 pp. <http://www.greenpeace.to/greenpeace/wp-content/uploads/2012/06/Tirado-and-Allsopp-2012-Phosphorus-in-Agriculture-Technical-Report-02-2012.pdf>.

Tirado R. (2015). *Ecological Farming: The seven principles of a food system that has people at its heart*. Greenpeace International. Available at: www.greenpeace.org/ecofarmingvision

USEPA (2012) *Cyanobacteria and cyanotoxins: Information for drinking water systems*. Publ. United States Environmental Protection Agency, Office of Water 4304T EPA-810F11001, July 2012, 9pp. URL: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/nutrients/upload/cyanobacteria_factsheet.pdf Retrieved 01/10/2015

Van Der Struijk L, Kroeze C. (2010). Future trends in nutrient export to the coastal waters of South America: implications for occurrence of eutrophication. *Global Biogeochemical Cycles* 24: 14.

van Grinsven, H. J. M., Rabl, A. & de Kok, T. M. 2010. Estimation of incidence and social cost of colon cancer due to nitrate in drinking water in the EU: a tentative cost-benefit assessment. *Environmental Health*, 9: 58.

Vaquer-Sunyer R, Duarte C. (2008). Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 105: 15452–57.

Vargas-González H, Arreaola-Lizárraga J, Mendoza-Salgado R, Méndez-Rodríguez L, Lechuga-Deveze C, Padilla-Arrendondo G, Cordoba-Matson M. (2014). Effects of sewage discharge on trophic state and water quality in a coastal ecosystem of the Gulf of California. *The Scientific World Journal Article ID 618054*, 7 pages. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/618054>

Wallace R, Baumann H, Grear JS, Aller R, Gobler C. (2014). Coastal ocean acidification: The other eutrophication problem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 148: 1-13.

Ward M, deKok T, Levallois P, Brender J, Gulis G, Nolan B, VanDerslice J. (2005). *Workgroup Report: Drinking-water nitrate and health – recent findings and research needs*. *Environmental Health Perspectives* 113: 1607-1614.

Wiese, M., D'Agostino, P.M., Mihali, T.K., Moffitt, M.C. & Neilan, B.A. (2010) Neurotoxic alkaloids: Saxitoxin and its analogues. *Marine Drugs* 8: 2185-2211 URL: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2920551/pdf/marinedrugs-08-02185.pdf> Retrieved 01/10/2015

World Resources Institute. (2013). *Interactive map of eutrophication & hypoxia*. Available online: <http://www.wri.org/resource/interactive-map-eutrophication-hypoxia> (2013)

Yáñez-Arancibia A, Day J, Sánchez-Gil P, Day J, Lane R, Zárate-Lomelí D, Ramírez-Gordillo J. (2014). Ecosystem functioning: The basis for restoration and management of a tropical coastal lagoon, Pacific coast of Mexico. *Ecological Engineering* 65: 88-100.

7.0 Anexos

Anexo A Informe de la campaña de muestreo en cuerpos de agua superficiales en el norte de Sinaloa 2015

POR OMAR ARELLANO-AGUILAR & CLAUDIA PONCE DE LEÓN HILL
Unidad de análisis ambiental, Facultad de Ciencias (reporte 2015-10)

Antecedentes

El estado de Sinaloa cuenta con una superficie sembrada de un millón y medio de hectáreas en donde se produce el 38% de hortalizas del país, ocupa el primer lugar de producción de granos (<http://www.sedecosin.com/ranking.html>); y destaca en la producción de maíz. El valor de producción agrícola del estado oscila en los 35 millones de pesos anuales y participa con 6% del PIB agropecuario nacional. La producción de alimentos se concentra en los municipios de Guasave, Ahome, Culiacán y Navolato. Es de esperarse que para mantener la producción de alimentos en la zona se requieran grandes cantidades de fertilizantes y plaguicidas, lo cual no solo impacta el ambiente sino a la misma producción de alimentos. Hernández y Hansen (2011) reportan que el uso de agroquímicos en Sinaloa es de alrededor de 700 toneladas anuales de los cuales al menos 17 de éstos están clasificados desde moderadamente a fuertemente tóxicos según la Organización Mundial de la

Salud (OMS) (2009).

Este uso intensivo de agroquímicos ha provocado la contaminación en los cuerpos de agua y sedimentos de la zona donde destaca el río Culiacán y la laguna Pabellones que ya desde la década de 1990 se reportaba contaminación por nitrógeno amoniacal y fósforo total (Guerrero 1998). Como consecuencias ambientales por la gran cantidad de agroquímicos empleados en una de las regiones agrícolas más importante del país, se han reportado con mayor frecuencia los problemas de contaminación en la región que incluye la bioacumulación de diversos plaguicidas en la red trófica (alimenticia) y la alteración de los ecosistemas acuáticos tanto dulceacuícolas como costeros.

El presente trabajo tuvo como objetivo hacer un análisis exploratorio de la carga de nutrientes y agroquímicos en los cuerpos de agua superficiales del Valle de Culiacán. En este trabajo nos enfocamos en los ríos El Fuerte, Sinaloa y Culiacán, así como en tres drenes transportadores de

aguas residuales de los campos agrícolas de la región norte de Sinaloa. Además, se colectaron muestras de agua en las lagunas costeras Lechuguilla, Navachiste y Pabellones las cuales son receptoras de los cuerpos de agua y drenajes agrícolas estudiados.

Método

Zona de estudio

La zona de muestreo abarcó la región norte del estado de Sinaloa, particularmente los municipios de Ahome, Guasave, Navolato y Culiacán (Tabla 1). Se seleccionaron nueve estaciones de muestreo: tres ríos, tres drenes y tres lagunas costeras, incluyendo tres sitios de muestreo en el Golfo de California a 10 km frente a la costa del Río El Fuerte a una profundidad de 10 metros (Fig. 1). El trabajo de campo se realizó entre el 2 y 15 de agosto de 2015.

Se registraron siete parámetros fisicoquímicos en cuatro subsitios de cada sitio (oxígeno disuelto, pH, temperatura, conductividad, salinidad, sólidos disueltos totales y potencial (óxido-reducción), mediante un medidor multiparamétrico (Hanna Instruments modelo 9828) la determinación de nutrientes (amonio, nitratos, nitritos y fosfatos), se realizó en tres subsitios de cada sitio. empleando un equipo fotómetro multiparamétrico in situ (Hanna Instruments modelo 83214).

Las muestras de agua se colectaron por duplicado usando una botella Van Dor (2L de capacidad), colocándolas en dos tipos de frascos: para la determinación de nutrientes se usaron frascos de polipropileno de alta

densidad (1L de capacidad). Para la determinación de nutrientes, las muestras se filtraron previamente, usando filtros de 10 nm de diámetro de poro. Todas las muestras se transportaron en frío para su análisis; como muestras de referencia (blanco) se empleó agua destilada.

Nutrientes

De manera general, las concentraciones de amonio como nitrógeno amoniacal, nitrato, nitrito y fosfatos superaron considerablemente los límites máximos permitidos para la protección de la vida acuática tanto para agua dulce como costera, establecidos en los lineamientos de la Ley de Derechos en materia de agua (2009) (Tabla 3). Destacan sitios como los ríos Sinaloa, Culiacán y los Drenes Topolobampo y Cortinez que mostraron niveles de iones considerablemente altos.

En la Figura 2, se puede apreciar con mayor claridad el patrón de nutrientes de nitrógeno y fósforo que se detectaron en la campaña de muestreo. Se observa que en general los ríos presentaron niveles altos de fósforo, nutriente que en particular se encuentra asociado a los florecimientos algales nocivos.

Conclusiones

El estado de Sinaloa es líder de producción de alimentos en el país, alcanzando un valor de producción agrícola de 35 millones de pesos anuales, lo que representa el 6% del PIB agropecuario nacional. Sin embargo, la producción de alimentos se concentra en tan solo cuatro municipios:

Tabla 1. Coordenadas de las estaciones de muestreo.

Localidad	Clave	Coordenadas	
G. California Sur	GCS	25°40.844"N	108°52.483"W
G. California Sur	GCS	25°51.719"N	109°31.536"W
G. California Sur	GCS	26°3.574"N	109°28.565"W
Río El Fuerte	REF	25°56.374"N	109°16.075"W
Río Sinaloa	RS	25°34.519"N	108°27.165"W
Río Culiacán	RC	24°16.335"N	107°41.233"W
Dren Topolobampo	DT	25°42.543"N	108°59.334"W
Dren Cortinez	DC	25°43.081"N	108°42.538"W
Dren Navolato	DN	24°46.468"N	107°41.136"W
Laguna Lechuguilla	LL	25°45.717"N	109°20.199"W
Laguna Navachiste	LN	25°31.98"N	108°46.714"W
Laguna Pabellones	LP	24°30.507"N	107°42.717"W

Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo.

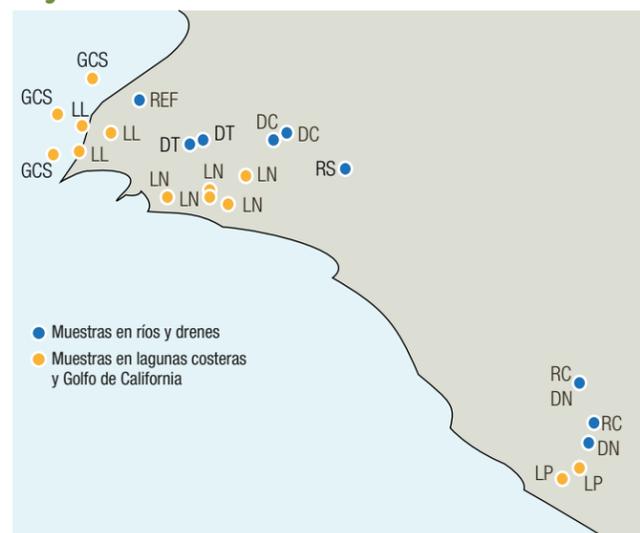


Tabla 2. Valores promedio de la concentración de nutrientes en cuerpos de agua superficiales en el norte del estado de Sinaloa.

Sitios de muestreo	Nitrógeno Amoniacal (NH ₃ -N) ₁	Nitrato (NO ₃ -N) ₂	Nitrito (NO ₂ -N) ₃	Fosfato (PO ₄)	Fósforo (P) ₅	Fósforo (P ₂ O ₅)
Río El Fuerte	0.11	4.05	2.0	1.01	0.3	0.8
Río Sinaloa	1.90	0	4.0	3.17	1.04	3.36
Río Culiacán	0.085	0	2.75	0.79	0.26	0.5925
Dren Topolobampo	0.185	0	3.25	0.09	0.09	0.21
Dren Cortinez	0.055	0.56	4.75	2.2	0.75	1.65
Dren Navolato	0.28	0.58	2.0	0.98	0.33	0.73
LFD (umbrales)*						
Protección vida acuática dulceacuícola	0.06	-	-	-	0.05	-
Protección vida acuática aguas costeras	0.01	0.04	0.01	-	0.01	-

*Ley Federal de Derechos 2009. Comisión Nacional de Agua. SEMARNAT. En negritas se identifican las concentraciones que rebasan los lineamientos de calidad de agua. Las concentraciones están expresadas en mg/l.



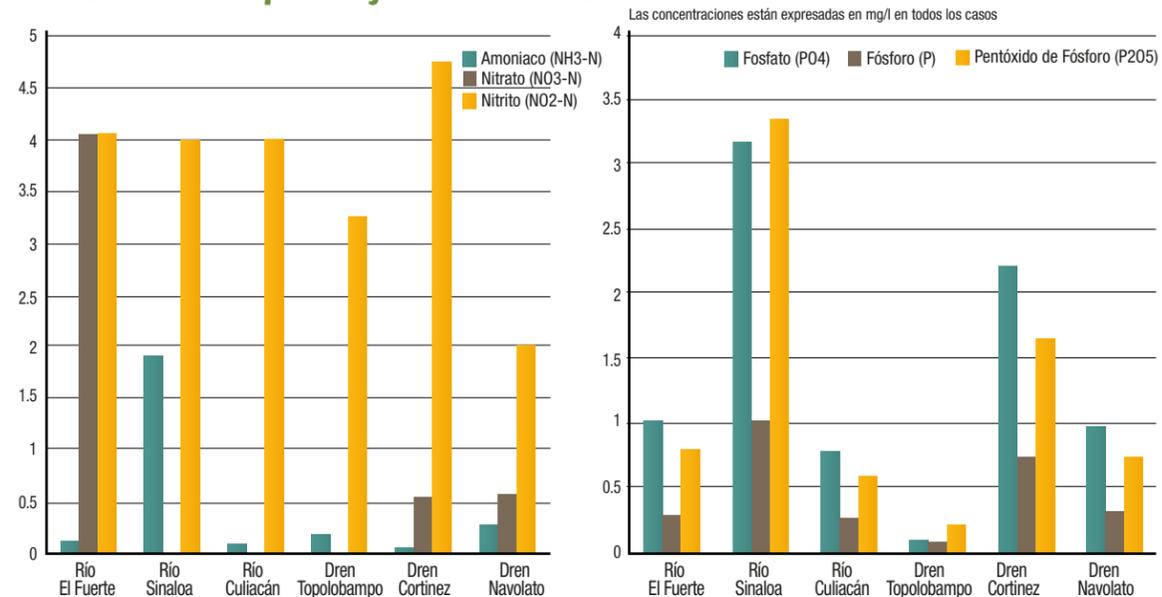
Guasave, Ahome, Culiacán y Navolato cuya superficie sembrada es de 949,511 hectáreas. La producción agroindustrial que domina a la región no solo usa grandes cantidades de agua, sino que para mantener el volumen de producción emplea igualmente volúmenes importantes de plaguicidas (insecticidas, fungicidas y herbicidas), así como fertilizantes.

Los resultados del presente estudio se suman a los reportes científicos en la zona que muestran el problema ambiental por el abuso de plaguicidas altamente peligrosos y fertilizantes sintéticos. El presente estudio representa un muestreo puntual en el tiempo. Cabe resaltar que se registraron altos niveles de nutrientes (nitrógeno y fósforo) en todos los sitios de muestreo; en algunos casos excedieron hasta 30 veces los niveles establecidos para la

protección de vida acuática.

Sin duda, estos resultados aportan datos cuantitativos respecto a los niveles de nutrientes transportados hacia las lagunas costeras en el norte de Sinaloa, cuyo impacto puede afectar a toda la red trófica. Por lo anterior, consideramos que se deberá establecer una mayor regulación y vigilancia del uso de agroquímicos en la región, es imprescindible el tratamiento de las aguas residuales transportadas en los drenes agrícolas como una medida preventiva de la contaminación en las lagunas costeras. A mediano y largo plazo se deberá modificar las prácticas agroindustriales, implementando sistemas agroecológicos que recuperen la capacidad de la región para producir alimentos sanos.

Figura 2. Comportamiento de las concentraciones de nutrientes en las estaciones de muestreo de los cuerpos de agua del norte de Sinaloa.



Anexo B Eutrofización antropogénica y florecimientos algales nocivos en México - El caso del Golfo de California

ERNESTO GARCÍA MENDOZA, ARAMIS OLIVOS ORTIZ, DAVID RIVAS CAMARGO, ANAHÍ BERMÚDEZ ROMERO, YAIREB A. SÁNCHEZ BRAVO, CARLOS A. ZENTENO PALMA Y ZYANYA MORA VALLIN

1. Campaña Oceanográfica Greenpeace-RedFAN al Golfo de California

1.1 Muestreo y análisis de los datos

Se realizó un crucero oceanográfico en el Golfo de California en el periodo del 3 al 13 de agosto de 2015, en el Buque Esperanza de Greenpeace para evaluar el posible efecto de uso de fertilizantes agrícolas sobre la formación de FAN en el Golfo de California. En este crucero se realizaron 79 estaciones, 65 oceánicas y 14 dentro de tres lagunas costeras de Sinaloa (Pabellones, Navachiste y Lechuguillas). La posición geográfica de las estaciones hidrográficas se diseñó para la medición de la distribución vertical de salinidad, temperatura, oxígeno y clorofila a (estimada mediante fluorescencia) en la columna de agua. Asimismo, se colectaron muestras para determinar, concentración de clorofila-a y concentración de diferentes nutrientes inorgánicos. Este muestreo se planeó para caracterizar la distribución de propiedades en un área extensa e identificar y caracterizar la contaminación por nutrientes por

fertilizantes y su probable impacto y distribución espacial. Posteriormente se modelará la dispersión de los mismos por medio de modelos de circulación (modelo regional ROMS) adecuándolos a la zona de estudio.

Las 65 estaciones oceánicas proveen una amplia cobertura de observación desde la boca del Golfo hasta la región de las Grandes Islas (Figura 1). Se cuenta con información de los perfiles verticales de salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y clorofila estimada por medio de fluorescencia en los primeros 100 m de profundidad, medidos mediante un CTD 19plus de SeaBird. En 42 de estas estaciones además se colectaron muestras de agua para el análisis de nutrientes a profundidades de 10 m, 20 m y superficie. Se considera que los primeros 20 m representan la zona eufótica. Mediante técnicas colorimétricas se determinó la concentración de nitratos más nitritos (NO₂⁻ + NO₃⁻), amonio (NH₄⁺), fosfato (PO₄⁻³), sílice (SiO₂) con un autoanalyzer de flujo segmentado Skalar SanPlus II (Skalar Analytical; precisión de 0.01 µM).

Figura 1. Posición de 65 estaciones hidrográficas realizadas en el muestreo Greenpeace-FAN

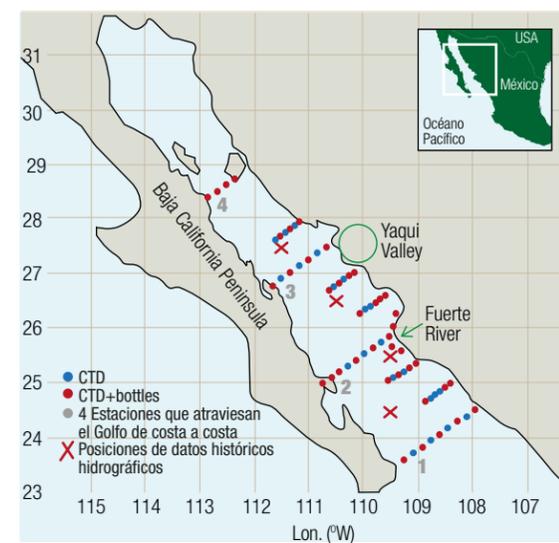
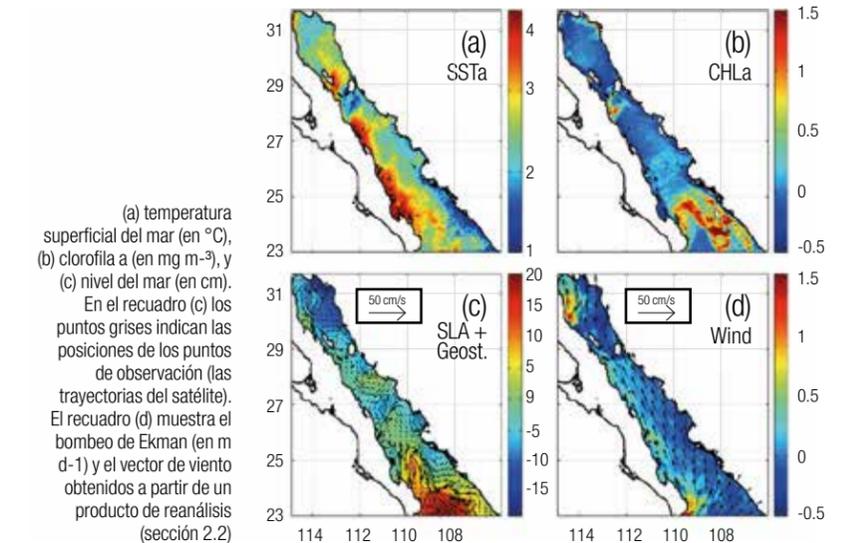


Figura 2. Anomalías con su respectiva velocidad geostrofica, obtenidos a partir de datos satelitales para agosto de 2015 (vea Sección 2.2).



La concentración de clorofila-a se determinó mediante un espectrofotómetro Jenway 6500 (precisión de 0.01 mg/m³), usando las técnicas descritas por Strickland y Parsons (1972) y Grasshoff et al., (1983).

Se prepararon mapas horizontales de valores superficiales de las variables mencionadas anteriormente. Para estos mapeos se promediaron las variables medidas desde los 20 m de profundidad hasta la superficie (a excepción de la profundidad del máximo de fluorescencia). También se realizó un mapeo vertical de los 4 transectos de costa a costa (vea Figura 1) para obtener secciones verticales de las variables hidrográficas en los primeros 100 m de profundidad.

Finalmente, los datos hidrográficos climatológicos mensuales para agosto dentro del Golfo se obtuvieron del Atlas del Océano Mundial versión 2 (WOA V2 2013), disponibles en el sitio del Centro Nacional de Datos Oceanográficos (NODC) de EUA (<https://www.nodc.noaa.gov/>). Los campos analizados objetivamente de

temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, nitrato, fosfato y silicato se utilizan como referencia en el análisis de masas de agua en el interior del Golfo.

2. Resultados

2.1. Condiciones hidrográficas

La temperatura superficial durante el periodo del muestreo (1-14 agosto, 2015) fue entre 1 y 4 °C mayor con respecto a los valores climatológicos para el mismo periodo (Figura 2a). Los valores más altos se presentaron en la porción occidental del Golfo, mientras que los valores más bajos se presentaron en la porción oriental, en especial al sur de la desembocadura del Río Fuerte, y en la región justo al sur de las Grandes Islas. Las anomalías de clorofila fueron cercanas a cero, excepto en la porción sur y frente a la costa occidental en la región al sur de las Grandes Islas (Figura 2b). El nivel del mar, junto con sus respectiva velocidad geostrofica, muestra la existencia de varias estructuras de mesoescala en la porción sur del Golfo (Figura 2c), las cuales

son características de esta región (Lavín et al. 2013).

La Figura 3 muestra los mapas hidrográficos superficiales (promedio de los primeros 20 m). Como los datos satelitales muestran, en la región al sur de las Islas se pueden ver altos valores de fluorescencia y clorofila, y con un máximo subsuperficial de clorofila relativamente somero (alrededor de los 20 m de profundidad), además de valores de oxígeno relativamente altos; esto es resultado de una surgencia localizada en esa región.

También en la región oriental del Golfo, pero frente a las costas de Sinaloa, se presentan aguas menos cálidas con valores relativamente bajos de salinidad y más oxigenadas,

con valores altos de fluorescencia/clorofila y un máximo subsuperficial de fluorescencia somero (entre 12 y 20 m de profundidad) lo cual puede ser indicativo de aguas continentales ricas en nutrientes.

La Figura 4 muestra las secciones verticales transversales al Golfo. La sección 1 muestra que el aparente anticiclón/meandro que se observa en el nivel del mar satelital (vea Figura 2c) en la boca del Golfo contiene aguas ricas en oxígeno y clorofila (fluorescencia). Esta estructura se encuentra alejada de la costa occidental, probablemente desplazada por un transporte de Ekman dirigido hacia la costa oriental y la divergencia horizontal asociada al bombeo

Figura 3. Mapas horizontales obtenidos a partir de la hidrografía de la campaña oceanográfica Greenpeace-TAN.

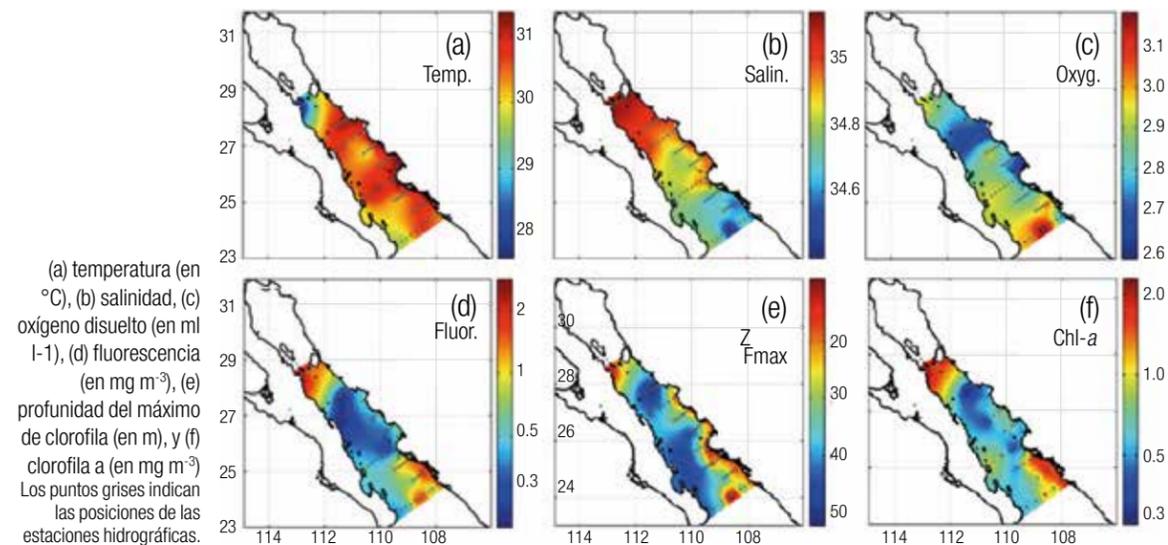
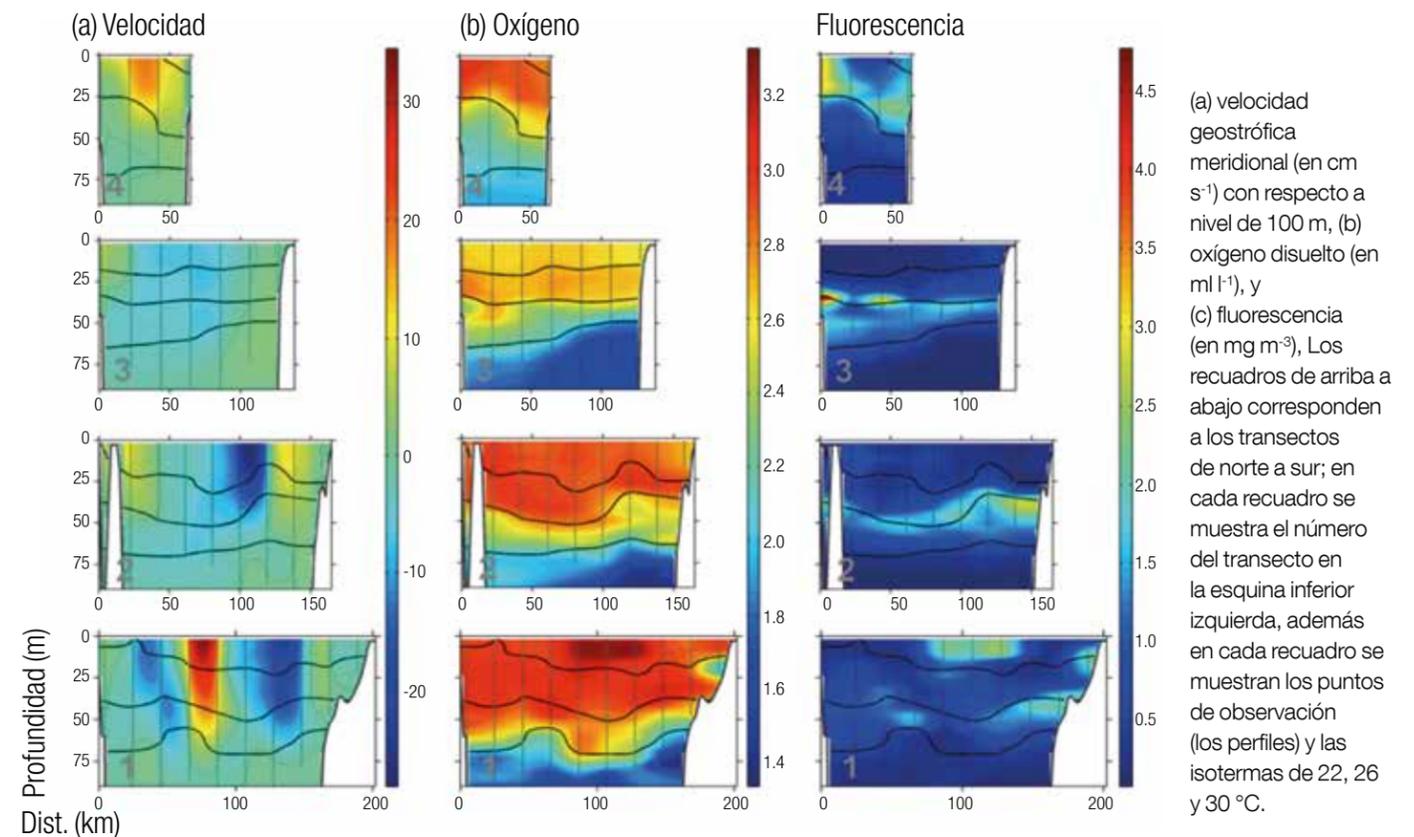


Figura 4. Secciones verticales de en los cuatro transectos numerados en la Figura 1.



de Ekman hacia la capa superficial, lo que es evidenciado por las isopícnas (isotermas) que son más someras en la costa occidental.

2.2. Distribución de nutrientes

La Figura 5 muestra la distribución de nutrientes durante el muestreo. En general, la relación Nitrógeno- Fósforo (N:P) promedio en las estaciones de mar abierto fue >11, cercana a 16, lo cual indica un ambiente "normal o ideal" para el correcto desarrollo del fitoplancton, lo que se ve reflejado en una concentración de clorofila-a promedio de 0.87 mg m⁻³ el cual es un valor común que refleja una productividad primaria típica del verano en el Golfo de California cuando no hay un evento de circulación que fertilice las aguas superficiales.

En contraparte al interior de las lagunas costeras la relación N:P promedio es de 4.13, lo cual refleja una limitación de nitrógeno o un exceso de fósforo que podría estar relacionado con los aportes de nutrientes continentales debido a las actividades agrícolas que se realizan en zona adyacentes o asociado a procesos de remineralización de materia orgánica dentro de las lagunas. Esto se ve reflejado en el valor promedio de producción primaria (biomasa fitoplanctónica) de 14.67 mg m⁻³ de clorofila-a, que en el

caso de la laguna de Pabellones alcanzó la concentración máxima de 45.15 mg m⁻³ en su estación más interna. En esta se presentó una concentración de 43.24 μM de DIN y 16.23 μM de P. Estas altas concentraciones de nutrientes son características de ambientes eutrofizados. El aporte de nutrientes a esta zona puede tener probablemente un origen antropogénico relacionado a actividades de agricultura de la región.

En las estaciones oceánicas, en la parte norte cerca de las grandes islas (Figura 6a-6e) la concentración de los nutrientes fue alta y está relacionado con la surgencia o con el chorro baroclínico antes descrito. Esto representa un fenómeno de fertilización superficial natural que caracteriza a esta zona como una de las más productivas del Golfo de California. En la parte costera de Sinaloa la concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (DIN: nitratos, nitritos y amonio) es alta con relación a las áreas circundantes debido a la influencia probablemente de las lagunas costeras en esta región. La relación N:P en ambas zonas de alta concentración de nutrientes (Figura 5f) es de 10 cerca de las grandes islas y de 13 frente a laguna Pabellones lo que indica un aporte significativo de DIN en dos zonas distantes dentro del Golfo de California.

En la Figura 6a-c se muestran las relaciones lineales

entre nitrógeno, sílice y fósforo contra la clorofila-a para los primeros 20 metros de profundidad. Esto también se puede interpretar como que los procesos de fertilización descritos para la parte norte como en la región costera de Sinaloa pueden revertir la aparente limitación de P, y que ambos procesos son igualmente importantes para la cantidad de producción primaria (biomasa fitoplanctónica) que se puede generar en distintas regiones de la zona de estudio.

Es interesante comparar las variables hidrográficas y biogeoquímicas del muestreo de este trabajo con aquellos valores climatológicos de aguas más profundas, en un contexto de masas de agua dentro del Golfo; la Figura 7 muestra dicha comparación. Es importante recordar que los perfiles de aguas profundas que se utilizan en la comparación son resultado de un análisis objetivo de datos históricos, de tal manera que éstos tienden a ser suavizados y muchos de los valores pueden ser más resultado de la extrapolación espacial e interpolación temporal del mapeo que de la verdadera existencia de datos en los puntos geográficos utilizados; por tanto, esta climatología puede entenderse mayormente como una referencia de las masas de agua presentes en las regiones más allá del Golfo de California. La temperatura del muestreo de este trabajo alcanzan valores hasta 5 °C mayores a los valores superficiales de la

climatología, y es en este rango de exceso térmico en el que se encuentran las mediciones de nutrientes (los primeros 20 m de profundidad).

El diagrama T-S (Figura 8a) muestra que los valores de salinidad se encuentran alrededor de los valores climatológicos, aunque con una mucho mayor variación de los valores observados. El diagrama T-O2 (Figura 7b) muestra que los valores de oxígeno observados son aproximadamente un 50% menores a los de la climatología. Aparentemente, si se extrapolaran los valores observados hacia los niveles de menor temperatura, éstos coincidirían con la climatología, lo que sugiere que las diferencias importantes sólo se presentarían en los primeros 100-150 m por debajo de la superficie. Los diagramas de T contra los nutrientes (Figuras 8c-d) muestran una buena coincidencia entre el fósforo (PO₄) y el sílice (SiO₂) observados y los de la climatología. Por otro lado, el nitrato (NO₃) muestra un exceso de alrededor de 3 μM con respecto a la climatología, lo que sugiere un exceso de nutrientes con respecto a las aguas profundas del Golfo.

El objetivo de la campaña oceanográfica de la RedFAN junto a Greenpeace fue el de evaluar el posible impacto de nutrientes de origen agrícola sobre el desarrollo de florecimientos algales nocivos (FAN) en la costa de Sinaloa.

Figura 5. Mapas horizontales de obtenidos a partir de las muestras de agua realizadas durante la campaña oceanográfica Greenpeace-FAN.

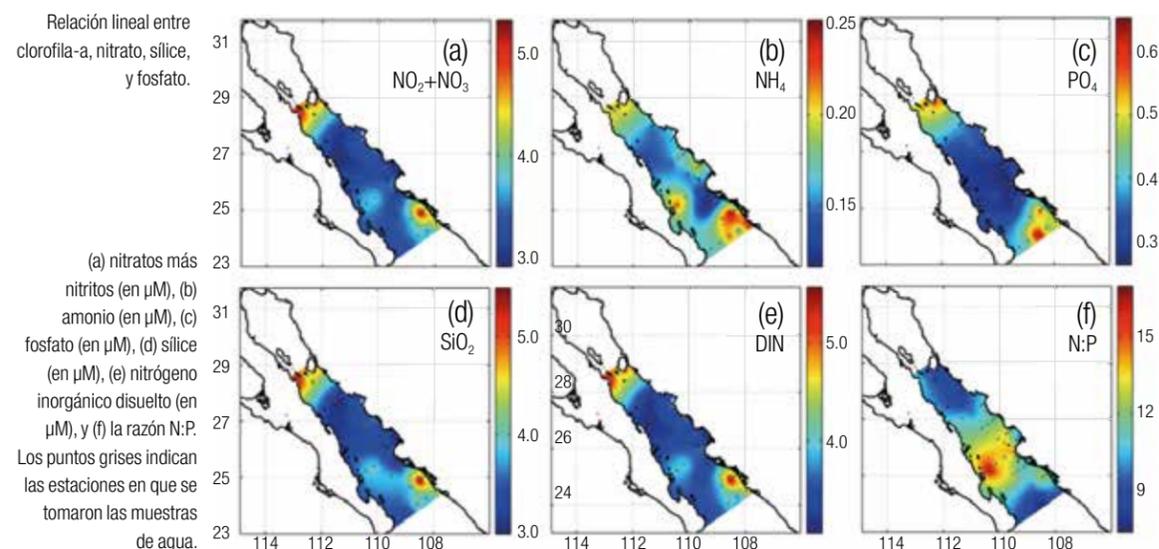
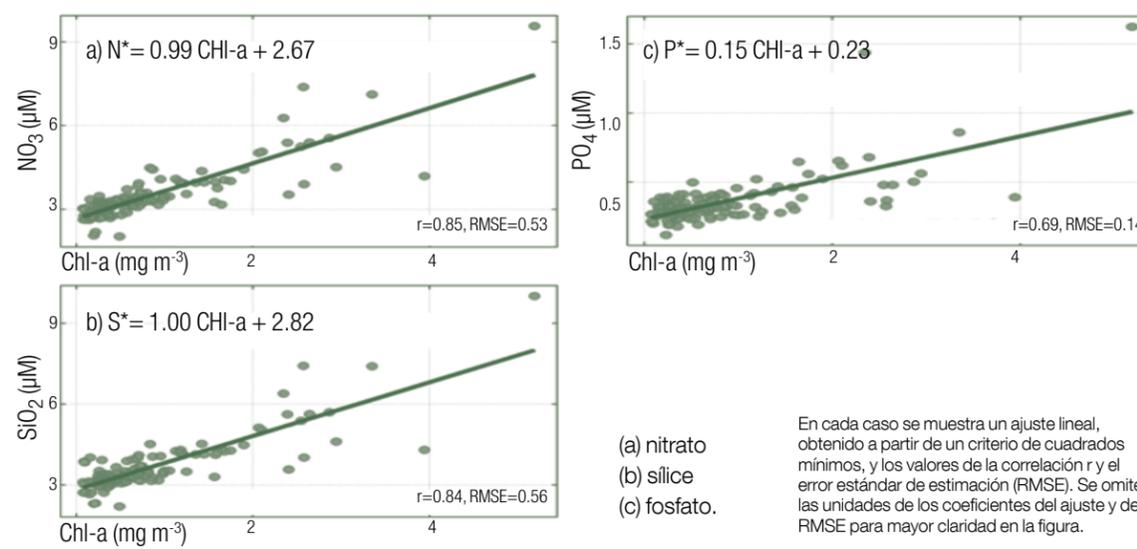


Figura 6. Relación lineal entre clorofila-a, nitrato, sílice, y fósforo.



8.0 Conclusiones

REYES TIRADO

LABORATORIOS DE INVESTIGACIÓN DE GREENPEACE, UNIVERSIDAD DE EXETER, DEVON, REINO UNIDO.

Para esto se caracterizó la distribución de propiedades hidrográficas, y concentración de nutrientes inorgánicos para evaluar su probable efecto sobre la distribución espacial de la biomasa de fitoplancton en la región.

Durante la primera mitad de agosto de 2015 no se detectaron FAN en la región de estudio y la concentración de nutrientes fue relativamente baja en la parte oceánica, lo que es normal para verano cuando éstos no son abundantes en la capa superficial del océano. Se presentaron dos áreas con una alta acumulación de biomasa fitoplanctónica (representada por la concentración de clorofila). Una se presentó en la parte sur de la isla Ángel de la Guarda y la otra frente a las costas de Sinaloa. La valores máximos de concentración de clorofila no fueron mayores a los 2.5 mg Cl a m⁻³, que indican condiciones de mediana productividad (mesotróficas). Esto es, la concentración de nutrientes mantiene una población abundante de fitoplancton pero no ocasiona una acumulación de biomasa que ocasione degradación del ecosistema por una alta demanda de oxígeno (condiciones eutrotróficas).

La distribución espacial y vertical de propiedades hidrográficas en la columna de agua indica que la fertilización relacionada con surgencias y procesos de

circulación (chorro asociado al frente de surgencia) está asociada a la acumulación de biomasa en la región de las grandes islas. Por otro lado, en las costas de Sinaloa el mecanismo de fertilización es diferente y puede estar asociado al aporte de nutrientes de los sistemas lagunares de esta región. En estos sistemas se detectó una alta concentración de clorofila y altas concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto y fosfatos, los cuales pueden provenir de la actividad agrícola o generarse mediante procesos de remineralización en estos cuerpos de agua.

La concentración de clorofila en las costas de Sinaloa fue mayor al promedio climatológico y estuvo asociada a una temperatura relativamente más fría que en áreas circundantes, lo que sugiere que la señal biológica observada en esa zona durante la campaña oceanográfica fue mayor que en años anteriores, pero posiblemente relacionada con variaciones interanuales del viento y de estructuras de mesoescala como meandros y remolinos. Entonces, se requiere un mayor análisis para establecer qué tanto de esta señal de nutrientes (y de su respectiva respuesta biológica) se debe a un aporte real de las lagunas costeras o a la dinámica de mesoescala en la boca del Golfo.

Campesinos, ganaderos y pescadores tienen en el agua un elemento indispensable de su sustento; gracias a los recursos hídricos en ríos, lagos, agua subterránea y mares, hacen el trabajo indispensable de producir los alimentos que nos dan salud y bienestar al resto de los humanos.

El agua, tanto dulce como salada, es la base de la vida para la humanidad y el resto de la diversidad en el planeta. Este líquido es también el conector entre la agricultura y la pesca, entre el campo y la costa, y lo que hacemos en las zonas de cultivo afecta en gran medida la salud de los ríos, lagos, costas y recursos pesqueros alrededor del mundo y también la nuestra.

En este informe hemos hecho una revisión científica que nos ha mostrado el gran daño que la agricultura y ganadería industrial hacen a los recursos hídricos del planeta, a través de los fertilizantes. La gran parte de los nutrientes químicos aplicados en la tierra cultivable, incluidos los que son excretados en la ganadería, se pierden al medio ambiente. Alrededor del 80% del nitrógeno y hasta el 75% del fósforo aplicados a cultivos termina saliendo del sistema alimentario y causando, directa o indirectamente, contaminación masiva en ríos, lagos, agua subterránea y mares.

La eutrofización, Florecimientos Algales Nocivos (FAN) y zonas muertas en los océanos son consecuencias del sistema alimentario global, muy ineficiente en el uso de fertilizantes.

Alrededor de 30 nuevas zonas muertas aparecen cada año en los océanos costeros del mundo, que llegan a un escalofriante total de 530 contabilizadas actualmente (eran 200 en el año 2006). A este ritmo, en pocos años este sistema agrícola podría desestabilizar algunos de los sistemas terrestres que garantizan la existencia humana en el planeta, comprometiendo la calidad de las aguas dulces y saladas, además de la calidad de los suelos de cultivo y los recursos pesqueros y el turismo. El cambio climático que ya estamos atravesando empeorará estos impactos en un futuro cercano.

La situación mexicana no parece ser mejor, aunque actualmente no existe un conocimiento preciso sobre los aportes de nutrientes, provenientes de fertilizantes químicos y aguas residuales industriales y urbanas. El presente estudio pone en evidencia que la agricultura mexicana sigue aumentando vertiginosamente el uso de agroquímicos en las zonas agrícolas y ganaderas, y

que la gran mayoría de las aguas residuales urbanas se vierten a ríos y mares sin tratar, y por ello con gran poder contaminante. El Programa Nacional Hídrico 2014-2018 estima que en 2012 solo se trató el 47.5% de las aguas residuales.

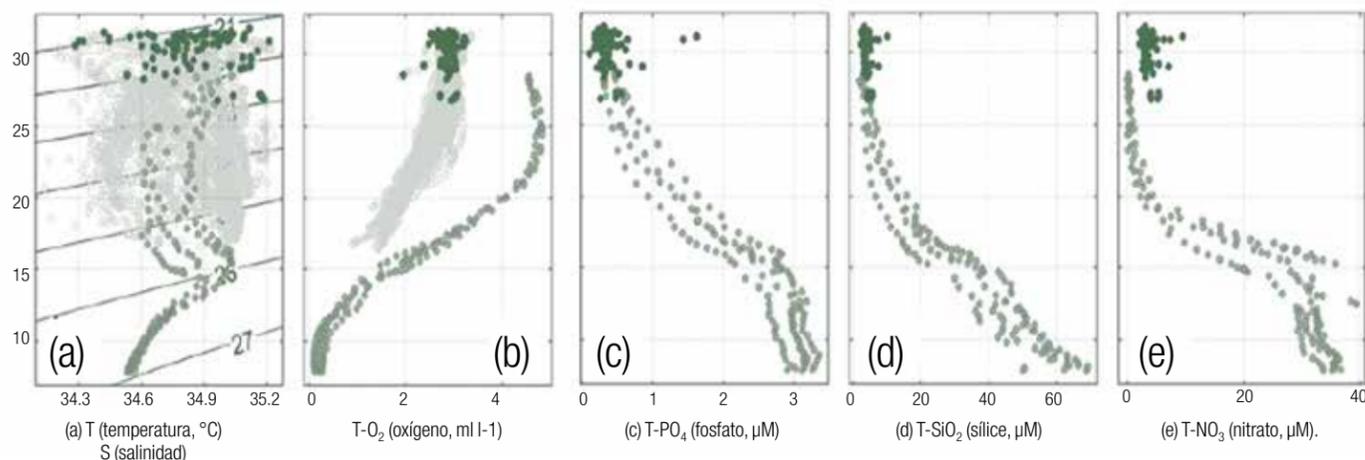
En las zonas costeras de Sinaloa, limítrofes a áreas de agricultura industrial intensiva, los datos recopilados muestran preocupantes niveles de contaminación en el agua, con impactos potencialmente negativos sobre las pesquerías, conservación biológica y turismo de grandes extensiones en la costa mexicana del Pacífico.

Es en este contexto que el presente informe toma especial relevancia para permitirnos conocer la situación actual de estados como Sinaloa, donde la agricultura industrial y el uso indiscriminado de fertilizantes están teniendo impactos graves en los ecosistemas acuáticos, prácticas que se están expandiendo a Quintana Roo y Yucatán.

Preocupa que la actividad agrícola de las costas es la principal fuente de enriquecimiento de nutrientes y que influye fuertemente en las bahías: Los Ángeles, Concepción, La Paz, Bacoichampo y Mazatlán. Como resultado del muestreo realizado por investigadores de la Universidad Nacional Autónoma de México, la Unión de Científicos Comprometidos con la Sociedad y la Red Temática de Florecimientos Algales Nocivos, en colaboración con los laboratorios de Investigación de Greenpeace en la Universidad de Exeter en el Reino Unido, encontramos que el 100% de los sitios analizados registraron altos niveles de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y en algunos casos excedieron hasta 30 veces los niveles establecidos para la protección de vida acuática establecidos en los lineamientos de la Ley de Derechos en materia de agua (2009).

Lo que comemos, y cómo es producido, está interconectado con la salud global del planeta, su biodiversidad y la calidad del agua que necesitamos para sobrevivir. Es hora de empezar a desmontar el sistema alimentario industrial para conseguir un mundo bien nutrido, y sentar las bases de una alimentación sana para hoy y el futuro. La agricultura ecológica es el cimiento para una alimentación sostenible, donde la contaminación se minimiza y los recursos se usan de forma eficiente. Este modelo de agricultura evita el uso de fertilizantes químicos, ya que basa la nutrición del suelo en el reciclaje eficiente de materia orgánica y estiércol así como el cultivo con

Figura 7. Diagramas de temperatura, salinidad, oxígeno, fosfato, sílice y nitrato.



Los círculos claros corresponden a los perfiles hidrográficos; los puntos negros corresponden a las mediciones en las posiciones de las muestras de agua; los puntos grises corresponden a los valores climatológicos (vea Sección 2.2).

rotación de legumbres. De esta forma, los suelos son ricos en carbono y nutrientes, capaces de producir alimentos sanos sin contaminar los recursos hídricos.

Así mismo, este nuevo sistema para un futuro sostenible, necesita repensar el modelo de ganadería industrial, cuyo impacto no es compatible con un futuro verde y justo. Hemos de reducir drásticamente el consumo de carne y lácteos en las sociedades desarrolladas, y adoptar dietas sanas y nutritivas que sean equitativas. La ganadería debe transformarse hacia la producción ecológica de calidad con mayor y mejor nutrición.

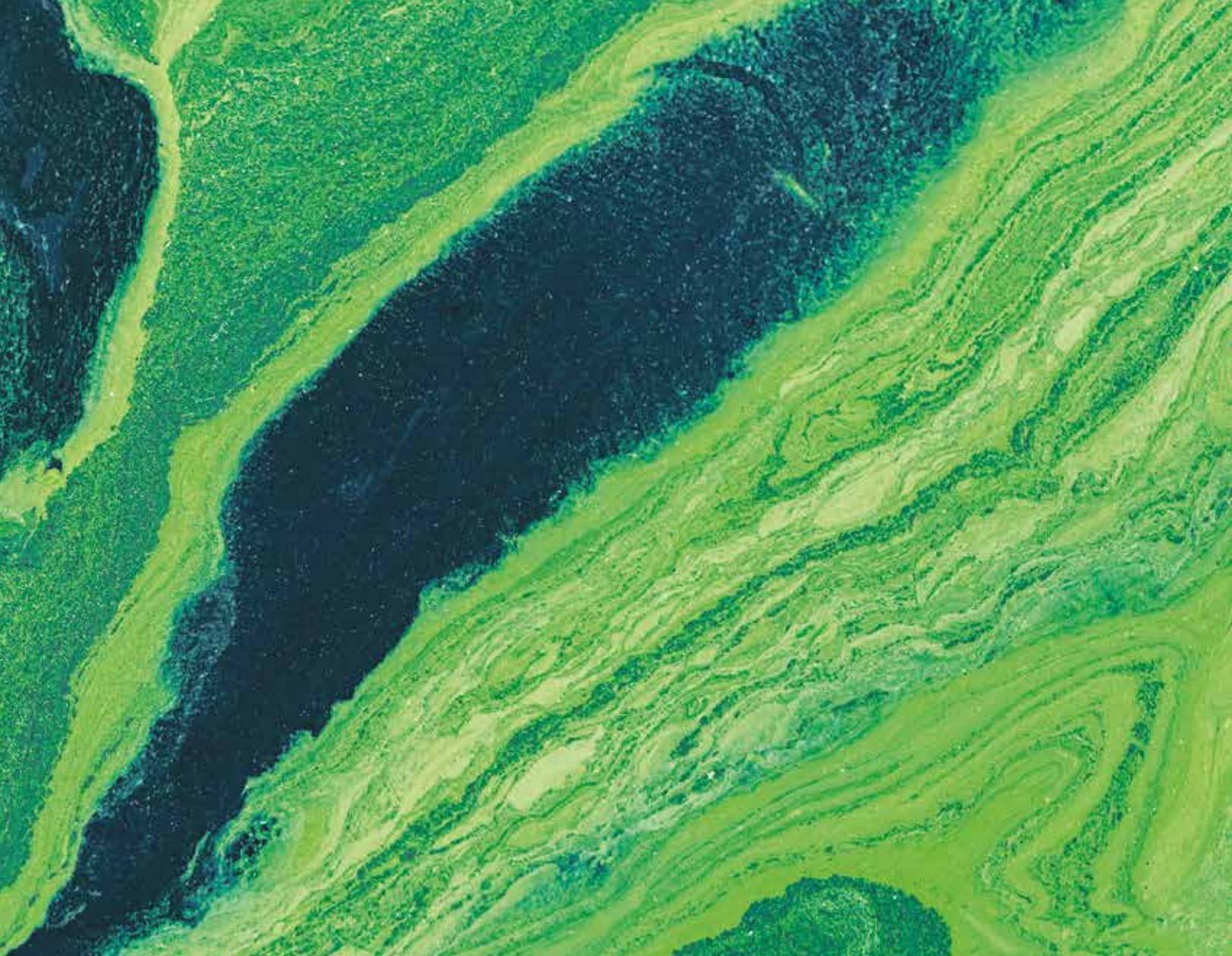
Es urgente que la industria de alimentos y gobiernos dejen de aferrarse al sistema actual de producción de alimentos que ha demostrado no funcionar y que pretende perpetuar la extracción del máximo valor posible de la tierra y el agua, a través de un modelo que oferta alimentos riesgosos para los consumidores y que pone en riesgo otros ecosistemas, no solo el agrícola.

Es un hecho que en México la falta de regulación de sustancias tóxicas aplicadas a los cultivos industriales es un gran problema, pero también es cierto que las grandes marcas de alimentos que obtienen sus insumos de zonas agrícolas producidos con una gran cantidad de agroquímicos tienen también una responsabilidad ineludible.

Las grandes marcas de alimentos en México pueden hacer la diferencia, pueden incidir en la transición del modelo de agricultura industrial que tiene un fuerte impacto en la salud ambiental y humana hacia un modelo ecológico; tienen una responsabilidad frente a sus consumidores.

De lo que comemos y de cómo es producido depende nuestra salud, y la de los recursos hídricos que garantizan nuestra supervivencia en el planeta azul. Debemos empezar a cambiar el sistema alimentario hoy, hay mucho que depende de ello.





GREENPEACE

INVESTIGACIÓN:

Kirsten Thompson y Reyes Tirado

LABORATORIOS DE INVESTIGACIÓN DE GREENPEACE, UNIVERSIDAD DE EXETER, DEVON, REINO UNIDO.

Omar Arellano-Aguilar

UNIÓN DE CIENTÍFICOS COMPROMETIDOS CON LA SOCIEDAD Y UNIDAD DE ANÁLISIS AMBIENTAL.

FACULTAD DE CIENCIAS. UNAM

Claudia Ponce de León Hill

UNIDAD DE ANÁLISIS AMBIENTAL, FACULTAD DE CIENCIAS. UNAM

Ernesto García Mendoza, Aramis Olivos Ortiz, David Rivas Camargo, Anahí Bermúdez Romero, Yaireb A. Sánchez Bravo, Carlos A. Zenteno Palma y Zyanya Mora Vallin.

RED TEMÁTICA SOBRE FLORECIMIENTOS ALGALES NOCIVOS. REDFAN

COORDINACIÓN: **Sandra Laso** REVISIÓN EDITORIAL: **Edith Martínez** DISEÑO: **Fabiola Escalona**

Imagen de portada y contraportada ©Shutterstock

© 2016. Greenpeace México A. C.

Dirección: Las Flores 35 Col. Pueblo de Los Reyes, C.P. 04330, Coyoacán, México, DF. Tel. 5687-9595

Email: greenpeace.mexico@greenpeace.org

Página web: www.greenpeace.org.mx