

Observatorio Medioambiental

ISSN: 1139-1987

<http://dx.doi.org/10.5209/OBMD.79523>EDICIONES
COMPLUTENSE

Desarrollo agroindustrial y degradación ambiental en México (1941-2021)

Alejandro Macías Macías¹; Yolanda Lizeth Sevilla García²

Recibido: 3 de junio del 2021 / Enviado a evaluar: 29 de junio del 2021 / Aceptado: 15 de diciembre del 2021

Resumen. La industrialización de la agricultura en México, surgida en el marco de la guerra fría para lograr la autosuficiencia alimentaria y consolidada bajo el modelo económico neoliberal, ha generado graves consecuencias al medio ambiente de muchas regiones productoras, que hoy son vulnerables a distintas crisis. A través de la revisión bibliográfica y estadística, en este trabajo mostramos cómo el uso desmedido de pesticidas y fertilizantes químicos, así como la sobre explotación de acuíferos, suelos y zonas forestales, han derivado en diversos daños a la naturaleza y a la salud de las personas. Ante ello, es importante cuestionarnos si realmente ha sido adecuado adoptar este proceso industrializador y, sobre todo, si se debe seguir manteniendo o resulta necesario un cambio de paradigma.

Palabras clave: Agroindustria; naturaleza; degradación; México.

[en] Agroindustrial development and environmental degradation in Mexico (1941-2021)

Abstract. The industrialization of agriculture in Mexico, which emerged in the context of the cold war to achieve food self-sufficiency and consolidated under the neoliberal economic model, has generated serious consequences for the environment of many producing regions, which today are vulnerable to different crises. Through the bibliographic and statistical review, in this work we show how the excessive use of pesticides and chemical fertilizers, as well as the overexploit of aquifers, soils and forest areas, have resulted in various damages to nature and people's health. In view of this, it is important today to ask the question whether it was really opportune to adopt this industrializing process and, above all, whether it should have maintained or whether a paradigm change is necessary.

Keywords: Agroindustry; nature; degradation; Mexico.

¹ Universidad de Guadalajara (México).
E-mail: alejandrom@cusur.udg.mx

² Universidad de Guadalajara (México).
E-mail: lizeth.sevilla@cusur.udg.mx

[fr] Développement agro-industriel et dégradation de l'environnement au Mexique (1941-2021)

Résumé. L'industrialisation de l'agriculture au Mexique, apparue dans le cadre de la guerre froide pour parvenir à l'autosuffisance alimentaire et consolidée dans le cadre du modèle économique néolibéral, a eu de graves conséquences sur l'environnement de nombreuses régions productrices, aujourd'hui vulnérables à diverses crises. Grâce à la revue bibliographique et statistique, nous montrons dans ce document comment l'utilisation excessive de pesticides et d'engrais chimiques, ainsi que la surexploitation d'aquifères, de sols et de zones forestières, ont entraîné divers dommages à la nature et à la santé des personnes. Face à cela, il importe de se demander s'il a vraiment été approprié d'adopter ce processus industrialisé et, surtout, s'il faut continuer à maintenir ou s'il est nécessaire de changer de paradigme.

Mots-clés: Agro-industrie; nature; dégradation; Mexique.

Cómo citar. Macías Macías, A. y Sevilla García, Y.L. (2021): Desarrollo agroindustrial y degradación ambiental en México (1941-2021). *Observatorio Medioambiental*, 24, 195-228.

Sumario. 1. Introducción. 2. Revolución verde, globalización y neoliberalismo en la industrialización agropecuaria en México. 3. Características actuales de la industrialización agrícola en México. 4. Naturaleza, la gran víctima de la agricultura industrial. 5. Conclusiones. 6. Bibliografía.

1. Introducción

En 2021 se cumplen 80 años de la fecha en que el gobierno de México y la fundación Rockefeller decidieron impulsar un programa de investigación que incrementara la productividad en la agricultura nacional. Con ello inició la industrialización agrícola en México, así como la llamada revolución verde, justificada en la supuesta intención estadounidense de que los países menos desarrollados pudieran ser capaces de producir sus propios alimentos. Esta revolución consistió en la sustitución de semillas autóctonas por variedades mejoradas; la introducción de distintos químicos para combatir plagas y enfermedades en el campo y acelerar el crecimiento de las plantas; la instalación de infraestructura para aprovechar, con fines agrícolas, el agua de ríos, lagunas y demás acuíferos; y la fabricación de tractores y máquinas diversas para incrementar los niveles de producción.

La industrialización de la agricultura, que prometía apoyar al campesino y lograr la autosuficiencia alimentaria, en la práctica sólo benefició a grandes productores y agroempresas. En contrapartida, los daños a plantas, animales, seres humanos, acuíferos y a la naturaleza en general, fueron diversos y de distintas escalas, situación que se agravó con la irrupción del neoliberalismo, que modificó las prioridades en la agricultura, al pasar de producir alimentos de acuerdo a las necesidades locales y nacionales, a producirlos con base en ventajas comparativas orientadas a mercados internacionales.

A partir de entonces se ha fortalecido la percepción que sostiene que la producción de alimentos es un sector más de la economía, donde las empresas deben buscar maximizar sus utilidades con base en la eficiencia, competitividad y calidad. Ello lo lograrán sólo si administran sus unidades de producción con los principios con que se dirigen las fábricas, produciendo lo que el mercado demanda, aunque éste sea dominado por grandes grupos oligopólicos; buscando acceder a los mejores recursos productivos, aun costa de provocar impactos negativos en los ecosistemas, así como utilizando distintos insumos para lograr maximizar la producción, no obstante que ellos puedan provocar daños ambientales y de salud. En resumen, en este modelo de producción se sobreexplota a la naturaleza y a las personas, bajo la única justificación de que tales actividades generan empleo y derrama económica para las localidades.

En el presente trabajo hacemos una evaluación crítica de las consecuencias ambientales generadas por la creciente industrialización de la agricultura en México. Con base en información secundaria y en la revisión de distintos trabajos de investigación, mostramos que este cambio en la forma de producir alimentos ha sido mucho más perjudicial que benéfico para el país, de manera que urge una reflexión generalizada al respecto, la cual motive el desarrollo de una nueva revolución agrícola, donde se retomen los valores de solidaridad entre ser humano y naturaleza.

2. Revolución verde, globalización y neoliberalismo en la industrialización agropecuaria en México

En 1940, México vivía un profundo proceso de transformación, después de varios eventos que transformaron estructuralmente la vida de sus habitantes: la revolución mexicana, iniciada en 1910 y concluida quince años después; la guerra cristera, entre 1926 y 1929, que enfrentó al estado posrevolucionario con la iglesia católica, pero también con los campesinos del centro occidente del país; la instrumentación de la reforma agraria y el reparto de tierras en el periodo presidencial de Lázaro Cárdenas (1934-1940); la expropiación petrolera en 1938, que permitió al estado mexicano manejar el principal recurso que en ese momento tenía. A ello se añadían dos eventos mundiales de gran repercusión: la gran depresión económica, ocurrida en 1929, luego de la caída de la bolsa de Nueva York y la segunda guerra mundial, iniciada en 1939. Ambos sucesos disminuyeron la capacidad oferente de los países industrializados y la consecuente necesidad de las naciones dependientes, como México, para impulsar su propia industrialización.

Por otra parte, una consecuencia de la revolución mexicana fue la emergencia de un Estado Nacional, que tenía la premisa de consolidar la identidad nacional y facilitar el desarrollo del capitalismo (Zárate, 1997). Ello implicaba urbanizar al país para garantizar mercados atractivos a las empresas trasnacionales, así como para proveerles la mano de obra e infraestructura que ellas requerían. La rápida urbanización en México y las hostilidades de la segunda guerra mundial, provocaron que, a principio de los años cuarenta, hubiera gran demanda de alimentos a nivel nacional e internacional (Hewitt, [1976] 1999: 23), en momentos en que llegaba a la

presidencia de la República, Manuel Ávila Camacho, cuya política era más conservadora y proclive a la participación del capital privado en la economía, que la de su antecesor, además de que intentaba aprovechar la coyuntura internacional para iniciar la modernización del país.

Parte importante de esta modernización era la industrialización de la agricultura, lo que a su vez conllevaba el fortalecimiento de empresas agropecuarias. Tal iniciativa se fundamentaba en la incorporación de la ciencia para la producción de alimentos, buscando con ello desarrollar variedades vegetales incrementaran la producción. Aunque desde 1907 se presentaron las primeras iniciativas al respecto, con la creación de la Estación Experimental de San Jacinto y en 1940 ya había otros 27 campos experimentales en distintas partes de México, que tenían el objetivo de aclimatar a las distintas zonas agrícolas del país, las semillas importadas y producir nuevas variedades de maíz y otros cereales de alto rendimiento (Romero, 2002: 35), es en 1941 que se formaliza este proyecto industrializador, cuando el gobierno de México solicita a la Fundación Rockefeller, desarrollar en el país un programa de investigación y ayuda técnica en fitotecnia que permitiera incrementar la productividad agrícola y combatir el déficit alimentario (Aquino-Mercado, et al., 2008: 7)³.

Luego de realizar los estudios respectivos, en 1943 se creó la Oficina de Estudios Especiales (OEE), operada conjuntamente por la Secretaría de Agricultura y la Fundación Rockefeller, con el objetivo de aplicar y difundir la tecnología estadounidense en el campo mexicano (Romero, 2002: 36), y desarrollar nuevas variedades de trigo y maíz que fueran resistentes a enfermedades, además de ser capaces de tener mejores rendimientos que las variedades criollas. En este nuevo organismo participarían varios científicos mexicanos y estadounidenses, en particular el Dr. Norman E. Borlaug, quien lideró al equipo de investigadores que desarrollaron variedades semienanas de trigo, aprovechando el descubrimiento previo, hecho por el científico japonés, Gonjoro Inazuka, quien creó la variedad Norin 10 de trigo mejorada, a partir de la cruz de un trigo criollo japonés con dos variedades americanas (CIMYYT, 2016).

³ En realidad, tal iniciativa no provenía propiamente del gobierno mexicano, pues desde 1933, Josephus Daniels, embajador de Estados Unidos en México, y John A. Ferrell, director asociado de la División de Salud Internacional de la Fundación Rockefeller (que desde 1911 tenía presencia en México, cuando participó en la campaña para erradicar la fiebre amarilla), habían discutido la posibilidad de que la fundación también trabajara en México, apoyando la investigación para la mejora en la producción de cereales (Perkins, 1997: 106). Aunque la idea no tuvo resonancia en el gobierno de Cárdenas, sí sería retomada siete años después, cuando el vicepresidente electo de Estados Unidos, Henry Wallace, viajó a la toma de posesión del presidente Ávila Camacho (Perkins, 1997: 106). Cabe señalar que, según Armando Solórzano (1997), detrás del supuesto interés por fomentar la modernización agrícola, la verdadera intención del gobierno norteamericano con esta propuesta, era su interés para influir en la ideología nacionalista del gobierno mexicano y en sus estructuras sociales surgidas de la revolución, a fin de afianzar los intereses económicos de Estados Unidos y fincar el desarrollo del capitalismo industrial en el país.

Las variedades semienanas obtenidas en el OEE, poseían alto potencial de rendimiento, resistían la roya del tallo –que en aquel tiempo causaba grandes pérdidas en la producción de trigo (Aquino-Mercado, et al., 2008: 7)–, no se acamaban con el viento (el tallo se dobla hacia abajo) y podían aprovechar grandes cantidades de fertilizantes. Por ello, su utilización en los campos de México provocó que, a finales de la década de 1950, el país fuera autosuficiente en la producción de este cereal, además de que sus rendimientos crecían constantemente, al pasar de 750 kilogramos (kg) por hectárea (ha) en 1950 a 3,200 kg/ha en 1970 (Ceccon, 2008: 23).

Los logros obtenidos por la OEE en el mejoramiento del trigo ocasionaría que, en las décadas de 1950 y 1960, el proyecto fuera replicado en Latinoamérica, India, Pakistán, Filipinas y otros países de Asia y África (Afganistán, Ceilán, Indonesia, Irán, Kenia, Malaya, Marruecos, Tailandia, Túnez y Turquía), donde además, se incorporarían otros cultivos como arroz, mijo, sorgo y cebada (Borlaug, 1970). Tal difusión mundial de este programa de mejoramiento genético de semillas, daría origen a la llamada revolución verde, concepto con el que se quería destacar la importancia que en la producción de alimentos, tenía el uso de las nuevas tecnologías, pues dicha revolución no solo consistía en desarrollar variedades mejoradas, sino también en incorporar en el proceso productivo, a los fertilizantes inorgánicos que aceleraran el crecimiento de las plantas y que eran considerados por Borlaug (1970), como “el combustible que moviliza la revolución verde”. Además, el adecuado funcionamiento de las nuevas variedades requerían de la aplicación de fungicidas, herbicidas y otros agroquímicos, que combatieran plagas y enfermedades, así como uso de maquinaria de distintos tipos y de infraestructura de riego.

La revolución verde, vendida bajo el supuesto objetivo altruista de solucionar los problemas del hambre en el mundo (Borlaug, 1970), en realidad buscaba fortalecer la influencia política de las potencias capitalistas sobre el mundo en desarrollo, tanto para evitar la propagación del socialismo, como para asegurar la expansión de las grandes empresas trasnacionales fabricantes de bienes de capital e insumos para la agricultura (Macías y Sevilla, 2017: 5). Este objetivo se fortaleció conforme avanzó el proceso de globalización de los mercados, desde la década de 1970, y el mismo fue acompañado por la instauración del modelo neoliberal, bajo el cual los países desregularon sus mercados, disminuyeron las restricciones al comercio internacional, privatizaron empresas públicas e incrementaron la influencia del capital privado, al priorizar la rentabilidad de las empresas por encima de otros objetivos sociales, laborales, ambientales o de alimentación de sus habitantes.

En esta nueva etapa, el sector agropecuario de México tuvo transformaciones estructurales en las cuales se privatizaron o cerraron las principales empresas paraestatales de apoyo a la agricultura y se abrió la posibilidad para que el capital privado, nacional y extranjero, incursionara en áreas entonces altamente reguladas, como las de producción de fertilizantes, agroquímicos o de semillas mejoradas (Aboites, 2005). Ello estuvo acompañado con una drástica disminución de los subsidios y el crédito público, así como una apertura económica y comercial, que en el caso de la agricultura, cambió de tajo el objetivo de producir alimentos conforme lo

necesitaran los consumidores nacionales, a producir de acuerdo a las demandas de los mercados (principalmente internacional), basándose en ventajas comparativas y competitivas.

A partir de entonces, han crecido en todo México distintas zonas agroindustriales que, insertas en cadenas agroalimentarias globales, controladas por grandes intermediarios (Friedland, 1991; Mc Michael, 1994; Gereffi, et al., 1994), realizan sus actividades buscando cumplir con todos los lineamientos de productividad, calidad y condiciones de entrega, establecidos en la cadena, además de aumentar sus utilidades y disminuir los riesgos.

3. Características actuales de la industrialización agrícola en México

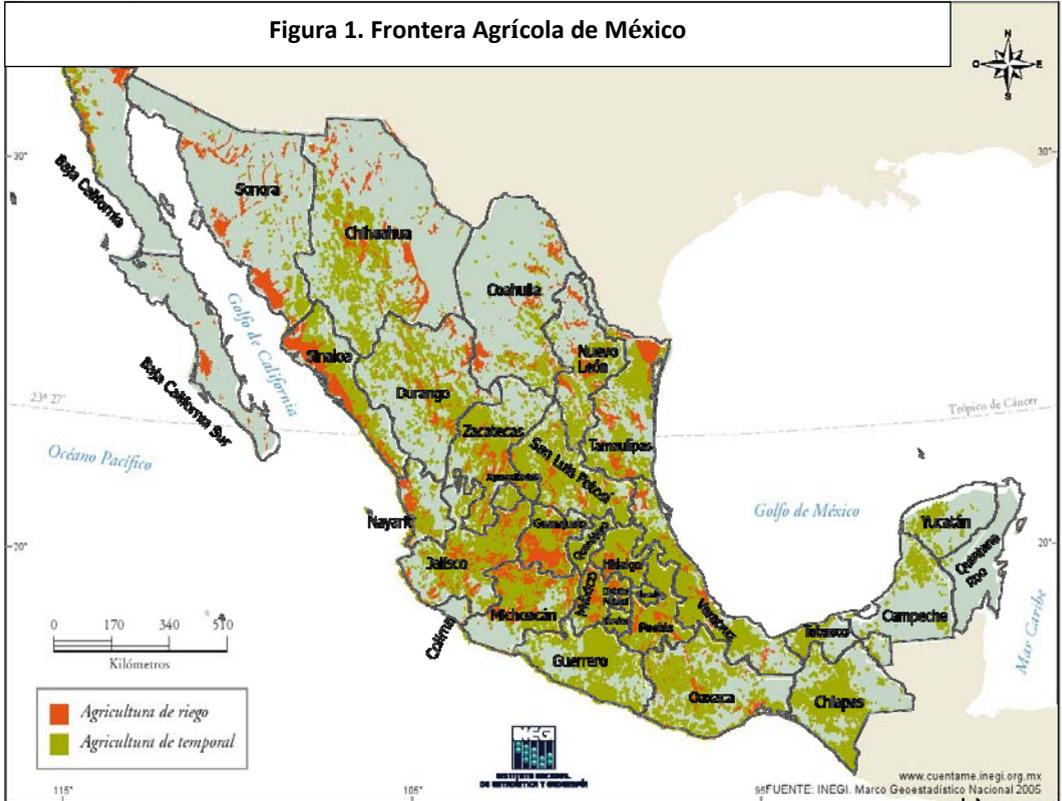
La agricultura en México utiliza 24.6 millones de hectáreas, que representan el 12.6% de su territorio. A ello se agregan otras 108.9 millones de hectáreas que son destinadas para ganadería, 11 mil kilómetros de litoral para pesca y 125 mil hectáreas para acuicultura (SADER, 2020: 10).

En 2019 se sembraron en el país 289 cultivos diferentes en 20.66 millones de hectáreas. De estos, 163 fueron cultivos cíclicos y 126 perennes (SADER-SIAP, 2021), lo que convierte a México en el onceavo país en producción agrícola y doceavo en producción de alimentos. En la actividad pecuaria, México ocupa al décimo primer lugar mundial, criándose en 2020, 584.6 millones de aves, 35.2 millones de bovinos, 18.4 millones de porcinos, 8.8 millones de caprinos, 8.7 millones de ovinos y 2.2 millones de colmenas. De igual forma, es el décimo quinto mayor productor de pescados y mariscos, habiéndose pescado en 2020, un total de 1.7 millones de toneladas, más otras 431 mil toneladas que se criaron (SADER, 2020: 10).

El cultivo principal que se produce en México es el maíz grano, que ocupó 7.16 millones de hectáreas, seguido por los pastos y praderas con 2.5 millones, el frijol con 1.41 millones y el sorgo con 1.36 millones de hectáreas. No obstante, los cambios productivos generados por la globalización, han provocado que las futas y hortalizas, que se comerciaban crecientemente en los mercados internacionales, se hayan convertido en los cultivos agroindustriales más relevantes económicamente para el país, al pasar de aportar 25.6% del valor de la producción en 1980, a 48.3% en 2019. En contrapartida, los cereales aportan 19.4% de ese valor, cuando en 1980 era 32.6%.

México es líder en la producción de aguacate y zarzamora; segundo lugar en chile verde, frambuesa y limón; tercero en cártamo, espárrago, fresa y papaya, mientras que ocupa el cuarto y quinto lugar en la producción de brócoli, calabacita, coliflor, naranja, nuez, pepino y toronja (SADER, 2020: 7). De igual manera, México es el octavo exportador mundial de alimentos, siendo primero en las exportaciones de aguacate, jitomate, espárrago, brócoli y coliflor; segundo en pimientos, limón y mango; tercero en frutos rojos (berries) y pepino, además de cuarto en jugo de naranja y nuez (SADER, 2020: 12). En productos pecuarios y pesqueros es cuarto lugar en exportaciones de ganado bovino y octavo en camarón, mientras que en productos

elaborados, es primer exportador mundial de cerveza y tequila, tercero en confitería y galletas dulces, sexto en azúcar y doceavo en chocolate.



Fuente: INEGI (2005).

En México han crecido muchas áreas agroindustriales, sobre todo desde la reforma económica neoliberal iniciada en la década de 1980. La mayoría de ellas se localizan en las regiones Golfo de California, donde están los estados de Baja California y Baja California Sur; pacífico noroccidental, donde se encuentran los estados de Sinaloa y Sonora, en que la producción agropecuaria industrializada ha sido relevante desde principios del siglo XX; pacífico centro occidental, en los estados de Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán y parte de Guerrero; Golfo de México, en los estados de Tamaulipas y Veracruz; sureste donde se encuentran Campeche, Yucatán, Quintana Roo y Tabasco; y la región sur, particularmente el estado de Chiapas (figura 1). Ello sin subestimar otras zonas agroindustriales de mucha relevancia, como el Bajío de Guanajuato, antiguo semillero de México y donde ahora se ubican las principales

empresas procesadoras de hortalizas congeladas; la zona florícola del Estado de México y Morelos, así como los enclaves hortícolas que en distintos momentos han crecido en San Luis Potosí o Morelos, por mencionar unos ejemplos. De igual forma, se encuentran otras áreas vinculadas a productos pecuarios, como las grandes cuencas lecheras de Coahuila y Jalisco, la región productora de carne de res en Sonora y Chihuahua, la zona porcícola de Michoacán y Jalisco, la dedicada a la avicultura en Jalisco o el enclave apícola de Yucatán.

Para lograr competir bajo las reglas actuales de los mercados alimentarios, las agroempresas mexicanas realizan distintas maniobras, entre las que se encuentran la sobreexplotación de los recursos territoriales, así como el uso intensivo de insumos y medios de producción industriales. Algunas de estas acciones no sólo se limitan a la gran producción, sino también permean cada vez más entre los agricultores de pequeña escala.

Los resultados son evidentes. En 2018, el uso agrícola de pesticidas en México, ascendió a 53,144 toneladas, lo que significó un incremento de 99.6% respecto de los valores de 1990, cuando el aumento a nivel mundial en ese periodo fue de 79.2% (FAO-FAOSTAT, 2021a). Según la Encuesta Nacional Agropecuaria de 2019 (ENA 2019), se estima que 59% de las unidades de producción agrícola usan herbicidas, por 45.7% que aplican insecticidas y 30.6% que emplean fungicidas (INEGI, 2019). En contrapartida, sólo 12.8% de las unidades llevaron a cabo acciones de control biológico de plagas, 2.9% utilizaron herbicidas orgánicos y apenas 2.5% aplicaron insecticidas orgánicos (INEGI, 2019).

Los riesgos por el uso extendido de agroquímicos en México, se agrava porque muchos de ellos son muy peligrosos para el medio ambiente y para la salud de personas, animales y plantas. En 2016, la Red Internacional de Plaguicidas (PAN) publicó una lista de 297 ingredientes activos altamente peligrosos, mismos que fueron actualizados a 310 para 2019 (PAN, 2019). A pesar de las limitaciones metodológicas de esta selección, al subestimar el potencial de daño de otros ingredientes (Bejarano, 2017: 33-35; PAN, 2019: 9), resulta preocupante observar que 183 ingredientes activos altamente peligrosos, están autorizados en México para distintos usos (agrícola, doméstico, jardinería o uso industrial), siendo que 140 de ellos están prohibidos en otros países. (Bejarano, 2017: 75). De ellos, 82 tienen toxicidad muy alta en abejas, 13 son muy tóxicos para organismos acuáticos, nueve presentan alta persistencia en agua, suelo o sedimentos; nueve son bio-acumulables, 15 están incluidos en el anexo III del Convenio de Rotterdam por la toxicidad de sus formulaciones o porque están prohibidos en otros países; tres están incluidos en el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes y un plaguicida más está incluido en el Protocolo de Montreal sobre sustancias que destruyen la capa de ozono (Bejarano, 2017: 76). Además, 63 de estos ingredientes activos, tienen toxicidad aguda alta para humanos, 43 son potenciales causantes de cáncer, 35 se consideran perturbadores endocrinos, 21 son tóxicos para la reproducción y dos son mutagénicos (Bejarano, 2017: 76-77).

Al uso extendido de agroquímicos se añade la poca atención que los productores ponen en su almacenamiento y destino de los empaques una vez utilizados. En la

ENA 2019 se mostró que sólo 22.2% de las unidades entrevistadas manifestaron tener un lugar para el guardado de los empaques de agroquímicos o productos biológicos, mientras que 36% queman los empaques de agroquímicos desocupados, 15% los reciclan y 11% los entregan a un centro de acopio (INEGI, 2019).

El consumo de fertilizantes inorgánicos en México ha crecido a una tasa promedio anual de 4.4% entre 1961 y 2018, lo que supera la tasa mundial (3.2%). Mientras en 1961 se consumieron en el país, 195,400 toneladas de estos productos, para 2018 ya eran 2.296 millones de toneladas (IFA, 2021), es decir, casi 12 veces más, cuando la población se incrementó en 3.3 tantos (CONAPO, 2021), la producción de cereales se multiplicó 4.2 veces, las legumbres 1.9 veces, los tubérculos 4.8 veces, las oleaginosas 1.4 veces, las frutas 7.8 veces y las hortalizas 16.9 veces (FAO-FAOSTAT, 2021b). Por ello, 67.4% de las unidades de producción agrícola utilizaron fertilizantes químicos en 2019 (INEGI, 2019), aplicados en 14.83 millones de hectáreas, que representaron 71.8% del total de la superficie sembrada en el país (SADER-SIAP, 2019). En 2015, se habían aplicado este tipo de fertilizantes en 74% de la superficie sembrada con maíz, 91% de la destinada a trigo, 76% en la utilizada para sorgo y 51% en la que se produjo frijol. En hortalizas como jitomate, papa, tomate, chile verde y cebolla, los porcentajes superaron 90% de la superficie sembrada (SAGARPA-SIAP, 2015).

El uso de semillas híbridas en detrimento de las semillas criollas es otro elemento de la agricultura industrializada. En 2019, el 70.6% de la superficie sembrada en México fue con semillas mejoradas, sobre todo en estados del norte, más vinculados con la economía de Estados Unidos: Baja California Sur (99.4%), Sonora (99%), Sinaloa (98%) y Tamaulipas (97.7%), o del centro occidente: Colima (98%), Jalisco (92.2%) y Zacatecas (91.7%). En contraste, en el sur, donde prevalecen muchas comunidades indígenas, predomina el uso de semillas criollas, destacando Oaxaca (87.6%), Yucatán (70.4%) o Chiapas (65.8%) (SADER-SIAP, 2019). En general, en menos de un tercio (29.4%) de la superficie sembrada en el país se utilizaron semillas criollas.

Al uso de semillas híbridas se añade, en años recientes, el de las semillas transgénicas, elemento que caracteriza a la segunda revolución verde. En México, desde 1988 existen siembras experimentales de transgénicos para cultivos de alfalfa, algodón, canola, frijol, limón, trigo, naranja, maíz, soya, tomate y arroz. De 2005 a 2017 se autorizaron 595 solicitudes para abrir espacios experimentales o comerciales con este tipo de productos, cubriendo una superficie de 5.776 millones de hectáreas, de las que 863 mil hectáreas fueron autorizadas para siembras comerciales (Sandoval, 2017: 9).

La mayor parte de los sitios de liberación, desde 1988 hasta 2017, se localizan en el norte y centro del país, principalmente en Sinaloa, Sonora, Chihuahua, Durango, Coahuila y Tamaulipas, aunque también existen algunos más en Yucatán, Chiapas, Michoacán y Guanajuato. Además, 79.7% de las solicitudes procesadas desde 2005, corresponden a solo tres empresas transnacionales: Monsanto, Bayer (hoy fusionadas) y Phi-Pionner (Sandoval, 2017: 9). Sólo 66 solicitudes, equivalentes al 7.6% del total,

fueron presentadas por institutos de investigación, lo que denota el acaparamiento de esta tecnología por corporaciones trasnacionales, que además de ejercer prácticas oligopólicas y dependencia de los agricultores, ponen en riesgo la biodiversidad.

El uso de maquinaria en el campo mexicano también es parte de su industrialización, y aunque a primera vista pudiera parecer un elemento positivo para la producción, en muchos casos también es un factor que contribuye a la compactación de suelos y la pérdida de su productividad. En 2019, el 76.3% de la superficie agrícola del país se encontraba mecanizada (SADER-SIAP, 2019), siendo que 65.8% de las unidades de producción contaban con tractor, (INEGI, 2019).

En cuanto al riego, sólo cuentan con éste, 6.037 millones de hectáreas en el país, que en 2019 representaron 29.2% de la superficie sembrada nacional (SADER-SIAP, 2019). Además la mayor parte de la superficie irrigada se concentra en pocos estados del norte y centro occidente, pues Sinaloa, Chihuahua, Sonora, Michoacán, Guanajuato, Tamaulipas y Jalisco aglutinan en conjunto el 62.3% del total (SADER-SIAP, 2019). Como se verá más adelante, varias de estas entidades sufren en la actualidad altos niveles de estrés hídrico.

Las tecnologías que incrementan la eficiencia en el uso del agua, todavía no se encuentran muy extendidas en México, pues mientras 74.9% de las unidades agrícolas que utilizan riego, lo hacen a través del sistema de riego rodado o por gravedad (63.6% a través de canales de tierra), apenas 11.4% acuden al riego por goteo, 7.3% al de aspersión, 3.4% a la microaspersión y 2.8% aplican riego en tiempo real (INEGI, 2019).

Los datos anteriores dan evidencia de una creciente industrialización de la agricultura mexicana, que aun cuando se concentra principalmente en grandes unidades de producción, cada vez está más presente en la agricultura campesina. A continuación, mostraremos las consecuencias que ello ha traído para el medio ambiente.

4. Naturaleza, la gran víctima de la agricultura industrial

El medio ambiente en varios territorios de México ha debido pagar un precio muy alto por la industrialización de su agricultura, tanto por el uso excesivo de agroquímicos, fertilizantes inorgánicos y otros insumos externos, como por la sobreexplotación de los bienes naturales: extracción desmedida de agua de los acuíferos, cambios injustificados de usos del suelo, sobreexplotación de tierras, siembra de monocultivos, etc. A continuación, mostramos varios de estos daños, a partir de la revisión de fuentes secundarias que los han investigado a través del tiempo.

1) *Plaguicidas tóxicos*. Como mostraremos enseguida, basándonos en la recopilación de estudios realizada por García Hernández, et al (2018)⁴, así como en otras investigaciones, el abuso en el uso de estos productos ha generado efectos negativos en suelos, aguas, fauna y humanos, de diversas partes de México. Desde 2009, la Comisión para la Cooperación Ambiental de Norteamérica (CCA), identificó distintos sitios contaminados por plaguicidas persistentes, como metil paratión, malatión, lindano, endrín, disyston o diclorodifeniltricloretano (DDT), entre otros, en los estados de Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa, Nayarit, Jalisco, Colima, Aguascalientes, San Luis Potosí, Guanajuato, Querétaro, Yucatán, Quintana Roo, Campeche y Chiapas (Boucher de Grosbois, 2009).

La persistencia que, por mucho tiempo, tienen de estos productos en el agua y el suelo, afecta negativamente a la fauna acuática. En la región del pacífico noroccidental, donde desde hace muchos años existe una intensa actividad agroindustrial, se ha reportado la presencia de residuos organoclorados en el tejido blando de ostiones y camarones silvestres en la Bahía de Lobos, Sonora y el Estero San Cristóbal, Nayarit, así como en el tejido comestible de jaibas cafés que viven en la Bahía de Ohuira, en Topolobampo Sinaloa. También se han identificado restos de pesticidas organofosforados en sedimento de granjas acuícolas de Sonora y en el cuerpo de agua de Ensenada del Pabellón, Sinaloa. En el estero Boca de Camichín, en Nayarit, Bernal-Hernández et al. (2010) identificaron una disminución del 65% en la actividad de los ostiones como resultado de la presencia de agrotóxicos.

Otros lugares donde se han encontrado residuos de agroquímicos organoclorados en los tejidos de peces y mariscos, aunque en menores concentraciones, son la Bahía de San Blas, Nayarit; Bahía Santa María, Sinaloa; delta del Río Colorado, Sonora, y en las aguas superficiales del Río Culiacán en Sinaloa. En esta entidad se reportó, durante 2014, la presencia de 11 plaguicidas organoclorados en huevos de dos especies de tortugas marinas (García Solorio, et al., 2014), además de que se encontraron plaguicidas de este tipo en la mayoría de los cuerpos de agua de los municipios de Ahome, Guasave, Navolato y Culiacán, destacando el endosulfán, sustancia prohibida en otros países por sus altos niveles de toxicidad (Arellano-Aguilar y Rendón, 2016).

La recopilación realizada por García Hernández, et al (2018), muestra que, en la región central del Golfo de California, hay presencia de DDT en los tejidos adiposos de delfines y ballenas, así como en lobos marinos varados en la Bahía de Todos Santos, Baja California. En Bahía Magdalena y La Paz, Baja California Sur, hubo elevadas concentraciones de organoclorados en el tejido adiposo de la tortuga prieta (*Chelonia mydas agassizii*).

Por lo que toca a las regiones del Golfo de México y Pacífico Sur, se han encontrado concentraciones de Alfa-hexaclorociclohexano (α -HCH) en sedimento y

⁴ Salvo que se indique lo contrario, las referencias en este apartado provienen de García Hernández, et al (2018).

de Beta-hexaclorociclohexano (β -HCH) en mojarra que viven en la desembocadura del Río Coatzacoalcos, Veracruz, así como daños al ADN en la hemolinfa de peces omnívoros (González-Mille et al., 2010). En la desembocadura del río Grijalva, en Tabasco, se determinaron altos niveles de sustancias químicas en el hígado de bagres, mientras que, en la desembocadura del río Champotón, en la costa de Campeche, Cobos-Gasca et al. (2011) observaron altas concentraciones de DDT, metoxicloro y endrín cetona en huevos de tortugas carey y verde (*Chelonia mydas*). En este mismo río y en la reserva Los Petenes de Campeche, hubo concentraciones de dieldrín en la base lipídica del cocodrilo Mexicano (*Crocodylus moreletti*) (González-Jaúregui et al., 2012).

En cuanto a anfibios y aves, en Xalapa y Xico, Veracruz, hubo altas concentraciones de DDT en ranas, mientras que, en el Río Palizada, Campeche, se observó una menor actividad de la acetilcolinesterasa en glóbulos rojos (AChE) en el cerebro de patos pijije (*Dendrocygna autumnalis*) expuestos predominantemente a carbofurán, así como en zorzales pardos (*Turdus grayi*) capturados en plantaciones de papaya recién fumigadas con diazinón en la península de Yucatán. En zonas adyacentes a la reserva Cerro Sonsonate, Chiapas, se detectaron residuos de distintos químicos en la sangre de tecolotes bajeños (*Glaucidium brasilianum*), y Valdovinos-Flores et al. (2016) identificaron al organofosforado cumafós en panales de abejas de Yucatán.

En sitios agrícolas de Galeana, Nuevo León, se identificó menor actividad AChE en la sangre de gorriones domésticos (*Passer domesticus*) y pinzones mexicanos (*Carpodacus mexicanus*), en tanto que, en el delta del Río Colorado, se reportaron concentraciones de gamma-hexachlorociclohexano (γ -HCH) y DDT en huevos de palomas huilotas (*Zenaida macroura*), y de diclorodifenildicloroetileno (DDE) y DDT en tecolotes llaneros (*Athene cunicularia*). En el Valle de Culiacán hubo restos de DDE en cormoranes (*Phalacrocorax auritus*), al igual que en zanates (*Quiscalus mexicanus*) que viven en los valles del Yaqui y Mexicali. En este último valle, la acumulación de DDE y Σ HCH en palomas (*Zenaida macroura*) y tordos de ala roja (*Agelaius phoeniceus*), pueden constituir un riesgo al equilibrio ecológico, al ser ambos animales parte de la dieta del halcón peregrino (*Falco peregrinus*). En zonas adyacentes al lago de Chapala, por el lado de Michoacán, se identificaron concentraciones máximas de DDE en aves paseriformes residentes y en aves migratorias, debido a una posible fuente local (drenaje pluvial) de plaguicidas.

García Hernández, et al (2018), señalan estudios que detectaron DDE en huevos de bobos cafés (*Sula leucogaster*) de las islas San Jorge y San Pedro Mártir, Sonora, así como en la isla Peña Blanca, Colima. Igualmente, hubo concentraciones de esta sustancia en huevos de gaviota occidental (*Larus occidentalis*) en San Martín, Todos Santos e Islas Coronados, Baja California, así como concentraciones máximas de endrín cetona y DDE en la sangre del águila pescadora (*Pandion haliaetus*) que vive en la Laguna San Ignacio, Baja California Sur.

Los suelos agrícolas son igualmente perjudicados por la persistencia de agrotóxicos. En el Valle de Guaymas, Sonora, se reportó la presencia de 17 organoclorados, mientras que en el Valle del Yaqui se reportaron residuos de

piretroides sintéticos (PS), y en el Valle de Maneadero, Baja California, se detectaron 22 compuestos, resaltando endosulfán. En sedimento de drenes agrícolas del Valle de Culiacán y en el distrito de riego Río Verde, San Luis Potosí, hubo presencia elevada de organoclorados, mientras que en suelos agrícolas de Puebla y Estado de México, se reportaron altas concentraciones de DDT. En sedimentos de drenes agrícolas de Tabasco se detectaron concentraciones de etilen-tiourea (ETU), metabolito principal del fungicida mancozeb, utilizado en las siembras de banano (Melgar et al. 2008).

García Hernández, et al (2018) mencionan estudios que encontraron organoclorados (endosulfán, heptacloro epóxido y aldrín) en sedimento de las lagunas de Chantuto-Panzacola y Carretas-Pereira, así como de endosulfán y DDE en sedimento de la laguna de Pozuelos Murillo, todas en Chiapas. En el mismo estado, Martínez-Salinas et al. (2011) reportaron concentraciones extremadamente altas de DDT (hasta 8,000 veces por encima de lo registrado para suelos agrícolas del resto del país), en suelo y polvo de distintas comunidades, donde se utilizó para el control de la malaria entre 1957 y 2000.

El uso de agroquímicos afecta de manera importante a los seres humanos, sean estos trabajadores de las empresas, pobladores de las localidades vecinas a las zonas de cultivo o consumidores de alimentos. Recio et al. (2001; 2005) realizaron estudios con trabajadores agrícolas de Villa Juárez, Durango, donde se aplicaban diversos agroquímicos para la producción de hortalizas. Los autores encontraron una asociación negativa entre la presencia de algunos metabolitos de plaguicidas y los niveles circulantes en sangre de la hormona folículo estimulante (FSH) y la hormona luteinizante, ambas responsables del control endócrino. También, identificaron una asociación significativa entre la concentración de organofosforados y el incremento anormal en el número de cromosomas en espermatozoides, situación que pudiera incrementar el riesgo de síndromes genéticos.

En el cultivo de flores en Morelos y Estado de México, la aplicación de pesticidas es constante durante todo el año, además de que se realiza dentro de invernaderos. Por ello, existen estudios que han identificado diversas anomalías entre los trabajadores florícolas de estos estados: a) relación positiva entre concentraciones de DDE en suero y niveles de hormonas tiroideas; b) alteración del perfil hormonal entre los floricultores del sexo masculino; c) daño significativo celular en linfocitos y células de exfoliado bucal; d) relación entre polimorfismo genético materno de la PON1 (proteína involucrada en la detoxificación de organofosforados) y la ocurrencia de abortos en mujeres floricultoras; e) mayor fragmentación del ADN en individuos expuestos, comparados con los no expuestos; f) reducción significativa en el conteo de espermatozoides, menor motilidad y mayor frecuencia de anomalías en muestras de semen de floricultores expuestos, comparado con población no expuesta; g) incremento de la hormona foliculoestimulante (FSH) y la prolactina, así como disminución en los niveles de testosterona e inhibina B en suero (García Hernández, et al., 2018: 40).

Por otra parte, en los campos agrícolas de Culiacán, Sinaloa, son frecuentes las intoxicaciones por el uso de plaguicidas, mientras que, en los valles de San Quintín y

Mexicali, Baja California, los trabajadores utilizan hasta 14 distintos agroquímicos, seis de los cuales son extremadamente tóxicos y otros tres son altamente tóxicos (Zúñiga-Violante et al. 2012: 95). Ello hace que tengan mayores riesgos de presentar diversas mutaciones en sus células somáticas de ADN, lo cual se asocia con el desarrollo de enfermedades crónico-degenerativas (Zúñiga-Violante et al. 2012; Arellano-García et al., 2013). Tales riesgos potenciales también se encontraron en la zona de tierra caliente, Guerrero, donde algunos trabajadores expuestos a agroquímicos, presentaron mayor migración de la cola de ADN y mayor frecuencia de micronúcleos, en tanto que otros presentaron células binucleadas, cromatina condensada, protuberancia nuclear, así como núcleos encogidos, desintegrados y disueltos (Carbajal-López et al. 2016). Entre los trabajadores agrícolas de Ahome, Sinaloa, hubo mayor frecuencia de micronúcleos y anomalías nucleares, respecto de la población no expuesta de Los Mochis, mientras que, en la comunidad de Muna, Yucatán, el 88% de los agricultores expuestos a agroquímicos tuvieron daño en su ADN, además de disminución en algunos de parámetros de calidad del semen.

Mujeres y niños son particularmente vulnerables a los agrotóxicos. En comunidades rurales de Chiapas y Veracruz se encontraron concentraciones de DDT y DDE en el suero sanguíneo de mujeres embarazadas, mientras que, en Morelos, Guerrero, Yucatán y la Huasteca potosina, hubo altas las concentraciones de organoclorados en leche materna (García Hernández, et al., 2018: 40).

Los efectos causados por la exposición de las mujeres a plaguicidas son variados. Acosta-Maldonado, et al. (2009), identificaron una relación negativa entre la exposición a organofosforados y la madurez placentaria. Bustamante-Montes et al. (2010) informaron que entre mayores son las concentraciones de DDT y β -HCH en el suero sanguíneo de las madres, mayor es la probabilidad de que los niños presenten criptorquidia (testículos no descendidos). Lacasaña et al. (2006) reportaron que las madres y padres trabajadores agrícolas, presentan mayores riesgos de tener hijos con anencefalia, mientras que Romieu et al. (2000) y Waliszewski et al. (2005), mostraron que la exposición a DDE puede incrementar el riesgo de cáncer de mama. Yáñez et al. (2004) encontraron riesgos de daño genético en mujeres en edad reproductiva que están expuestas a DDT y sus metabolitos y Guillette et al. (2006) observaron mayor crecimiento de los senos y una baja relación entre el desarrollo de la glándula mamaria y el tamaño del seno, en jóvenes que trabajan en las zonas agrícolas del Valle del Yaqui, Sonora. Finalmente, Levario-Carrillo et al. (2004), identificaron una asociación significativa entre la exposición a plaguicidas y el retraso en el crecimiento intrauterino.

En el caso de los niños, Martínez-Salinas et al. (2004) reportaron concentraciones altas de DDT y DDE en la sangre de niños que viven en comunidades rurales de Chiapas, presentando algunos de ellos, deterioro en su desarrollo neuronal temprano (Torres-Sánchez et al. 2013), en tanto que otros manifestaban una importante reducción en el índice de orientación espacial (Osorio-Valencia et al. 2015). Recientemente, Sierra-Díaz, et al. (2019) encontraron residuos en orina de hasta 12 agroquímicos altamente peligrosos en niñas, niños y adolescentes de dos

comunidades rurales de Jalisco, situación que pone en riesgo su salud y posibilidades de desarrollo físico.

En el Valle del Yaqui, Sonora, se identificaron disminuciones en la energía, coordinación, memoria de 30 minutos y habilidad para dibujar, en niños que estuvieron en contacto con agroquímicos (Guillette et al. 1998). En plantaciones de tabaco en Nayarit, Gamlin et al. (2006) observaron que la exposición a mezclas de contaminantes produce mayores daños al ADN de los niños que cuando se exponen a un solo contaminante. Pérez-Maldonado et al. (2006) encontraron mayor porcentaje de apoptosis en niños expuestos a DDE, en Oaxaca, Chiapas y Quintana Roo.

Finalmente, en los alimentos que llegan a los consumidores también existen residuos de plaguicidas que ponen en riesgo la salud. Algunos ejemplos suceden en granjas de Veracruz e Hidalgo, donde se han detectado concentraciones de organoclorados en leche y carne, cuyo consumo puede representar un potencial riesgo carcinogénico (Pardío et al. 2012). En almacenes de Sonora, Aldana-Madrid et al. (2008a) detectaron residuos de malatión, clorpirifos, deltametrina, cipermetrina y metabolitos del DDT en granos de maíz, frijol y chícharos; de piretroides en cebollas (Aldana-Madrid et al. 2011) y de malatión metílico y paratión en muestras de nopal fresco, aun cuando estos productos no están autorizados para hortalizas (Aldana-Madrid et al. 2008b) y

2) *Fertilizantes inorgánicos*. Los fertilizantes químicos generan daños en la atmósfera, los suelos y el agua. En la actualidad, el óxido nitroso, uno de los componentes principales de los fertilizantes, contribuye con aproximadamente 6% del forzamiento radiactivo causado por gases de efecto invernadero de larga duración, siendo el tercer gas que más aporta a ello (OMM, 2017: 6). Por su parte, el óxido nítrico es precursor de la lluvia ácida, el *smog* fotoquímico y la formación de ozono en el nivel del suelo, lo cual causa severos daños en la salud humana y en la productividad de bosques y cultivos (Vitousek et al, 1997: 5-6).

El uso de fertilizantes químicos para la agricultura y la acuicultura constituyen la principal fuente de nitrógeno antropogénico en la Tierra, con $120 \pm 10\%$ Tg N yr⁻¹, a los que se añaden otros $60 \pm 30\%$ Tg N yr⁻¹ que se fijan biológicamente por el sistema agrario (Sutton et al, 2013). Este exceso de nitrógeno ha provocado que en algunos ecosistemas se presente el fenómeno de estado de saturación del nitrógeno, en que las plantas dejan de responder a las adiciones de este químico, de manera que ya no lo retienen o utilizan. Cuando ello sucede, el exceso de nitrógeno se dispersa hacia los cauces de los ríos o se volatiliza hacia la atmósfera, generando consecuencias graves para la salud y el funcionamiento de los ecosistemas.

En los acuíferos, el exceso de nitrógeno (y también de fósforo) genera eutrofización (enriquecimiento excesivo de nutrientes en el sistema de agua dulce), provocando una proliferación descontrolada de bacterias cianofíceas, tolerantes a los ácidos, mismas que motivan el crecimiento de especies como las algas, capaces de asimilar rápidamente el nitrógeno (Erisman et al, 2013). Cuando ello se sale de control, el exceso de algas impide el crecimiento de otras plantas acuáticas, cuya muerte prematura provoca la esterilización del lago.

En cuanto a los suelos, el exceso de amoníaco se transforma en nitratos, que disminuyen su fertilidad al aumentar la pérdida de calcio y otros nutrimentos vitales para el crecimiento de las plantas (Vitousek et al, 1997: 8). También se modifica la composición vegetal de las biomas, donde es el elemento más limitante (Tilman, 1993).

Con respecto al fósforo, el ser humano ha movilizadado al medio ambiente hasta cuatro veces el nivel natural de la roca fosfórica, alterando con ello su ciclo global (Lavalle et al., 2005). Aproximadamente, 82% del fósforo que se extrae de las reservas mundiales, se utiliza como fertilizantes (Cordell y White 2014), aunque sólo 15% del aplicado a los cultivos, se absorbe por las plantas, perdiéndose 46% en lixiviación y erosión del suelo y 40% a través de los residuos animales (Cordell et al. 2009). Mediante la escorrentía del agua, este exceso de fósforo puede terminar en ríos y mares, provocando daños irreversibles en los ecosistemas, como que las aguas marinas se vuelvan anóxicas y ocasionen procesos de extinción masiva de la vida en el mar. Ello ya ocurre en 405 zonas muertas en las aguas litorales del mundo, mismas que cubren una superficie de 246 mil kilómetros cuadrados (Scribbler, 2015).

En México, de acuerdo con observaciones de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT, 2021), de los 44 ríos en que se hizo monitoreo de descargas de nitrógeno entre 2015 y 2019, en 28 hubo un crecimiento de las descargas medianas, con casos extremos en los ríos Suchiate, Chiapas; Baluarte, Sinaloa; Mayo, Sonora; Tonalá, Tabasco; Candelaria, Campeche; Coahuayana, Jalisco y Colima; Jampa, Veracruz; San Pedro, Nayarit; Tehuantepec, Oaxaca; río Sinaloa; Balsas, Guerrero; Ameca, Nayarit y San Lorenzo, Sinaloa. En todos ellos, ubicados en territorios donde se encuentran los principales emprendimientos agroindustriales de la actualidad, hubo incrementos entre 104% y 308%.

En el río Coatzacoalcos, en Veracruz, la carga contaminante de nitrógeno total en su desembocadura, alcanzó 214.1 toneladas diarias en 2019, mientras que en el río Baluarte de Sinaloa llegó a 41.72 toneladas diarias. En cuanto al fósforo, el río Coatzacoalcos presentó las mayores descargas en 2019, con 17.76 toneladas diarias, por 5.93 toneladas en el río Coahuayana.

Por otra parte, entre 2012 y 2017 la SEMARNAT monitoreó 5,028 sitios ubicados en distintos cuerpos de agua superficiales, subterráneos y costeros de México. Uno de los parámetros de medición fue la demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), que permite determinar el grado de contaminación del agua por materia orgánica biodegradable. Los resultados mostraron que, en 2017, alrededor del 10.5% de los sitios se ubicaron en las categorías de contaminados y fuertemente contaminados, y aun cuando los sitios con los valores más altos de DBO5, se concentraron en zonas de alta población, también hubo algunos casos en territorios de agricultura industrializada en Sinaloa, Sonora, Baja California Norte, Tamaulipas, Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Veracruz y Chiapas (SEMARNAT, 2018).

Otro indicador utilizado por SEMARNAT, fue el de sólidos suspendidos totales (SST), que se refiere a la identificación de pequeñas partículas que, al causar turbidez, provocan la disminución en la penetración de la luz solar, afectando con ello el desarrollo de la vegetación acuática natural. Entre otras razones, esta turbidez

umenta con el crecimiento excesivo de algas. Durante 2017, el 5.2% de los sitios monitoreados sobrepasaron el límite máximo permitido de SST, localizándose la mayoría en las regiones del Pacífico Sur y Balsas (SEMARNAT, 2018).

Aunque los estudios de impacto por verter fertilizantes en los mantos freáticos, todavía son limitados para la mayor parte del país, existen varios elaborados en zonas donde la agroindustria es intensiva, los cuales muestran diversos daños, sobre todo en lo que respecta al crecimiento de distintos tipos de algas. Aunque tal crecimiento no se debe exclusivamente a la presencia de fertilizantes, sí parece ser el principal elemento en las zonas de agricultura industrializada.

El Golfo de California es una de las zonas marítimas más afectadas por la actividad agroindustrial en México, pues recibe muchos de los efectos de la fertilización que se realiza en el Valle del Yaqui, Sonora. Desde mediados del siglo XX, en este valle se realiza agricultura intensiva en por lo menos 225 mil hectáreas, que anualmente son sembradas de trigo bajo el sistema de riego. En ellas, se estima que alrededor del 75% del nitrógeno aplicado como fertilizante, se pierde en la atmósfera o escurre a las aguas superficiales (Arellano-Aguilar, et al., 2016), lo cual es muy grave si se considera que, alrededor de la costa del Golfo de California, existen 52 lagunas tropicales cerradas, que son altamente vulnerables a verse afectadas por condiciones de hipoxia (Arellano-Aguilar et al., 2016: 10).

Como resultado de lo anterior, se tiene la continua presencia de eventos de florecimientos algales nocivos (FAN) en el Golfo de California, pues aún cuando hay registros de estos desde la llegada de los españoles en el siglo XVI, se han vuelto más agresivos a partir de 1979, causando la muerte masiva de peces, crustáceos, aves y mamíferos (Duran Riveroll et al., 2019). Por ejemplo, en la bahía de Kun Kaak, Sonora, una FAN ocasionó en 2003 la mortandad masiva de peces, moluscos, pulpos y pepinos de mar, en un área de 95 km² (García-Hernández et al., 2005), mientras que otra FAN provocó en 2006, la muerte masiva de peces en la Bahía de La Paz (López-Cortés et al., 2015).

Existen otras FAN que han sido muy agresivas en las costas mexicanas del pacífico, donde la actividad agroindustrial es intensa. Una de ellas sucedió en 1992, cuando murieron más de 100 pelícanos en Ensenada, Baja California, lugar donde desde 1995 se han incrementado considerablemente estos eventos (Duran Riveroll et al., 2019). En 2002 se registró la muerte de más de 80 lobos marinos en las playas de California y Ensenada, debido a intoxicaciones por algas, así como alrededor de 500 toneladas de atún aleta azul que estaban en semicultivo en jaulas en Ensenada (Hernández-Becerril et al., 2007; Orellana-Cepeda et al., 2002). Por su parte, en Baja California Sur, hubo casos de intoxicación humana por ciguatera durante 1992 y 1993, debido al consumo de peces que presentaban alta bioconcentración de toxinas producidas por los dinoflagelados marinos (Barton et al., 1995), además de que, en 1995 y 1996, murieron más de 100 pelícanos y gaviotas (Peña-Manjarrez et al., 2005).

En el Pacífico Tropical existen también registros de intoxicaciones por FAM desde 1976, principalmente en la bahía de Acapulco, la región costera de Oaxaca (entre Salina Cruz y las bahías de Huatulco), y en Puerto Madero, Chiapas. Igualmente se

han presentado muertes de moluscos en las costas de Nayarit, Jalisco, Colima y Michoacán (Duran Riveroll et al., 2019).

Las costas del Golfo de México son igualmente afectadas por la contaminación generada por fertilizantes aplicados en el cultivo de caña de azúcar (donde Veracruz es líder a nivel nacional), así como para la producción de café, papa, cerveza, vino y la cría intensiva de cerdos (Duran Riveroll et al., 2019). En los municipios de Boca del Río y Antón Lizardo, se han identificado importantes zonas afectadas por eutrofización (Aké-Castillo et al., 2014; Rodríguez-Gómez et al., 2019), mientras que en las costas de Yucatán, Campeche y Tabasco se han presentado diversas FAN en el siglo XXI, que parecen estar relacionadas con el impacto antropogénico, al existir una correlación positiva entre la abundancia celular de la alga *C. closterium* y la cantidad de nitritos, nitratos, fosfatos y urea en las aguas marinas (Duran Riveroll et al., 2019).

A lo anterior habría que agregar las descargas de fertilizantes que se realizan en Estados Unidos, y llegan al Golfo de México a través de la escorrentía de grandes cantidades de nutrientes del río Misisipi y otras cuencas del Golfo [Rabotyagov et al, 2004: 60]. Sólo en mayo de 2020, éstas alcanzaron una cifra estimada de 136,000 toneladas de nitrato y 21,400 toneladas de fósforo, que representan un incremento de 2% y 25% respectivamente con relación al promedio de largo plazo (NOAA: 2020). Esta es la razón por la que, sólo en la parte estadounidense del Golfo de México existen 14,000 km² de zonas muertas.

3) *Degradación de suelos.* México es un país extenso, de 194.2 millones de hectáreas. Sin embargo, las características de sus suelos son irregulares, por lo que sólo 56.7 millones de hectáreas, correspondientes a 29.3% del territorio nacional, son aptas para el desarrollo de la agricultura (SEMARNAT, 2018: 182), y de ellas, apenas se utilizan como áreas de cultivo, 31.85 millones de hectáreas, mientras que otras 113 millones de hectáreas son destinadas para agostadero (INEGI, 2017).

Dadas estas restricciones, el problema de degradación de los suelos en México debiera ser un asunto de seguridad nacional. Sin embargo, sea por condiciones naturales o antropogénicas, dicha degradación sigue creciendo en el país, poniendo en riesgo la futura producción de alimentos en distintas zonas. Los datos son contundentes: en 2002, el 44.9% de los suelos del país presentaban algún tipo de degradación, siendo extrema en 1.3 millones de hectáreas, severa en 2.7 millones, moderada en 38.2 millones y ligera en 43.6 millones (SEMARNAT y CP, 2003).

Dentro de los fenómenos naturales que degradan los suelos, se encuentran la erosión hídrica y la eólica. De acuerdo con SEMARNAT y UACH (2003), el 42% de la superficie nacional está potencialmente afectada por erosión hídrica, aunque en 17 estados, entre los que destacan Guerrero, Puebla, Morelos, Oaxaca y México, el problema supera el 50% de su territorio. En 2002, 22.7 millones de hectáreas presentaron este tipo de degradación, de las cuales 88% tuvieron pérdidas de suelos superficiales (SEMARNAT y CP, 2003).

En cuanto a la erosión eólica, ésta afecta al 89% del territorio mexicano, principalmente en las zonas áridas del norte del país, en los estados de Aguascalientes, Zacatecas, Baja California, Baja California Sur, Sonora y Durango. En 2002, el

problema de degradación eólica afectaba a 18.1 millones de hectáreas, de las que el 95.5% tuvieron pérdidas de suelos superficiales (SEMARNAT y CP, 2003).

Pero, a la elevada vulnerabilidad que tienen los suelos mexicanos para sufrir degradación por aspectos naturales, debe agregársele la que provoca la acción humana, ya sea en degradación química, por el uso de agroquímicos y fertilizantes en la agricultura, como por degradación física derivada del abuso en el uso de la tierra. En 2002, casi un cuarto del país tenía procesos de degradación del suelo derivados de acciones humanas, pues 34 millones de hectáreas, correspondientes al 17.8% del territorio nacional, presentaban degradación química (0.7 millones de hectáreas con degradación extrema o severa; 14.7 millones con degradación moderada y 18.7 millones con degradación ligera), y 10.8 millones de hectáreas, equivalentes al 5.7% del territorio, tenían degradación física (1.8 millones de hectáreas con degradación extrema o severa, 2.3 millones con degradación moderada y 6.7 millones con degradación ligera). El 77.4% de esta superficie degradada era por el desarrollo de actividades agrícolas y pecuarias (38.7% en cada una), mientras que 16.4% que se debió a acciones de deforestación y remoción de vegetación y 6.1% por procesos de urbanización, industrialización y sobreexplotación de la vegetación (SEMARNAT y CP, 2003).

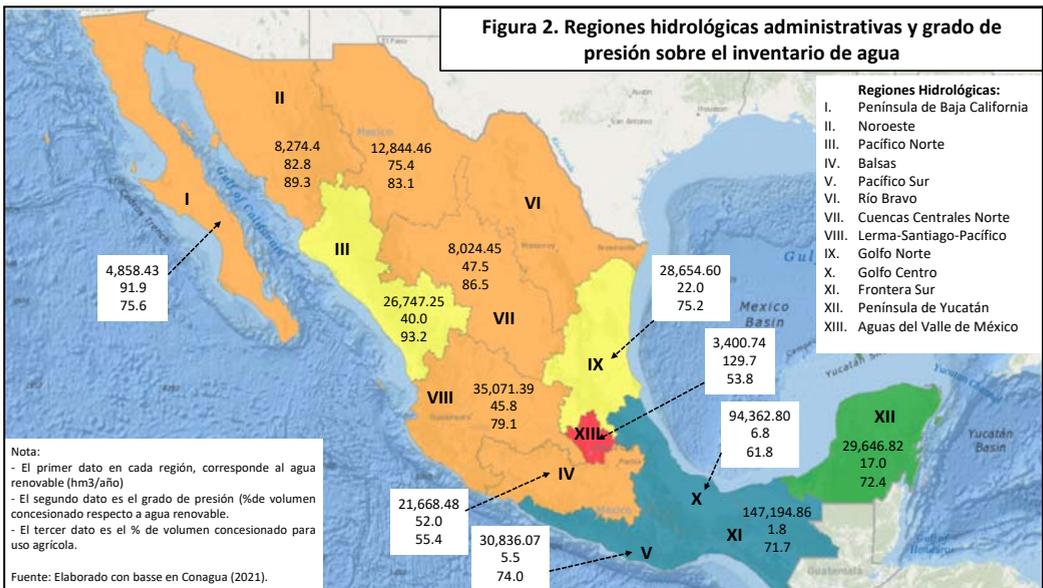
En el 92.7% de la superficie afectada por degradación química, las consecuencias fueron la disminución en la fertilidad de los suelos por agotamiento de nutrientes, siendo los estados más afectados: Yucatán (55% de su territorio), Chiapas (32.5%), Veracruz (31%), Tabasco (30.1%), Morelos (29.6%) y Sinaloa (26.5%). Otro 3% del territorio afectado por degradación química presentó daños por salinización, por 3% que tuvo problemas de polución y 1% que presentó problemas de eutrofización.

En cuanto a la degradación física, 71% de las tierras afectadas presentaron problemas de compactación, 22.7% tuvieron pérdidas en su función productiva, en 4.2% hubo disminución en la disponibilidad de agua, 1.2% presentaron problemas de encostramiento y sellamiento y en 0.2% hubo problemas de anegamiento.

Los estados más afectados fueron: Tabasco (38.4% de su territorio), Veracruz (29.5%), Yucatán (19.2%), Campeche (13.6%) y Chiapas (13.5%), aunque el mayor problema de compactación de suelos se presentó en Veracruz (1.9 millones de hectáreas), Tabasco (844.2 mil), Chiapas (820.6 mil) y Tamaulipas (812.2 mil). En pérdida de función productiva destacan Chihuahua (445.5 miles de hectáreas), Jalisco (170.5 mil), Durango (161.3 mil), Chiapas (150 mil) y Sinaloa (135.2 mil), mientras que en disminución de disponibilidad de agua casi toda la superficie afectada se ubica en Chihuahua (421.2 miles de hectáreas), y en encostramiento y sellamiento de suelos, la mayor superficie se localiza en Sinaloa (100.8 mil hectáreas).

4) *Disminución de acuíferos.* México es un país con una profunda heterogeneidad en el acceso al agua. Mientras las cuatro regiones hidrológicas administrativas que comprenden el sur-sureste del país, reciben el 66.9% de las aguas renovables, cuatro de las cinco regiones que comprenden el norte, sólo reciben 7.5% (CONAGUA, 2021).

De acuerdo con el más reciente balance hídrico, México recibe anualmente un promedio de 1,449.47 kilómetros cúbicos (km³) de agua de precipitación, de los cuales 1,045.84 km³ regresan a la atmósfera por evapotranspiración. A los restantes 403.63 km³ se adicionan 48.38 km³ que el país recibe por importaciones acordadas en tratados y se restan 0.43 km³ exportadas a través del Río Bravo. El resultado final son 451.58 km³ de agua, que corresponden a la disponibilidad natural media en el país, llamada también agua renovable, de los cuales aproximadamente 80% son de escurrimiento superficial y 20% contribuyen a la recarga de acuíferos (CONAGUA, 2021).



Fuente: INEGI (2005).

En 2019 se concesionaron 89.35 km³ de agua en México, lo que representó un incremento de 23% respecto a las concesiones de 2001. De éstas, 67.65 km³ (75.7%) fueron destinadas a la producción agrícola, con un incremento de 19.6% respecto a 2001, por 13.2 km³ para abastecimiento público y 8.6 km³ para uso industrial. El 61% del agua concesionada a nivel nacional es superficial y 39% subterránea, aunque en los años recientes hay mayor crecimiento en el volumen concesionado de aguas subterráneas, que crecieron 25.9% de 2001 a 2019, que en el de aguas superficiales, que se incrementaron 20.5% en el mismo periodo. En el agua destinada para fines agrícolas, 63% provino de fuentes superficiales y 37% de vías subterráneas.

Del total de aguas concesionadas, 47.745 km³, equivalentes al 53.4% del total, fueron en sólo cuatro regiones: Lerma-Santiago-Pacífico (16.077 km³), Balsas (11.277 km³), Pacífico Norte (10.711 km³) y Río Bravo (9.680 km³). En estas regiones se concentra la mayoría de la actividad agrícola industrial de México

(conjuntamente recibieron el 54.7% de todas las aguas concesionadas para uso agrícola), siendo que en por lo menos una de ellas (Río Bravo), el nivel de agua renovable es sumamente bajo (12.84 km^3), derivando en un alto nivel de estrés hídrico (figura 2).

En la figura 2 se puede ver cómo la existencia regional de agua en el país, no corresponde con los usos de la misma en las distintas regiones, lo que incrementa la presión sobre el líquido. Si se considera que un valor superior a 40% en el cociente entre volumen concesionado y aguas renovables, implica un grado de presión alto, entonces ocho regiones hidrológicas administrativas tienen esa condición, todas ellas localizadas en el centro y norte del país, donde existen menores reservas del líquido, pero donde se realiza la mayor producción agrícola. En contraste, las regiones ubicadas al sur de México, tienen más agua renovable a la vez de que utilizan menos el líquido, por lo que presentan bajo nivel de estrés.

La mayoría de regiones hidrológicas, con excepción de tres, destinan más del 70% del agua concesionada para uso agrícola, destacando el Pacífico Norte –donde se encuentra el estado de Sinaloa–, en que el volumen para este fin fue de 93.2% del total de aguas concesionadas, mientras que en la región del Noroeste –donde está Sonora–, el porcentaje llegó a 89.3% (figura 2). Cabe señalar que el agua destinada para uso agrícola en México se concentra en poca superficie y regiones, pues sólo existen 6.037 millones de hectáreas irrigadas, que corresponden al 29.2% de la superficie agrícola nacional. (SADER-SIAP, 2019). En 2019 se sembraron 6.04 millones de hectáreas irrigadas, de las cuales, 62.3% se ubicaron en sólo siete estados: Sinaloa (13.8%), Chihuahua (9.7%), Sonora (9.5%), Michoacán (8.3%), Guanajuato (8.2%), Tamaulipas (7.5%) y Jalisco (5.3%) (SADER-SIAP, 2021). La mayoría de estos estados se localizan en regiones con alto nivel de estrés hídrico.

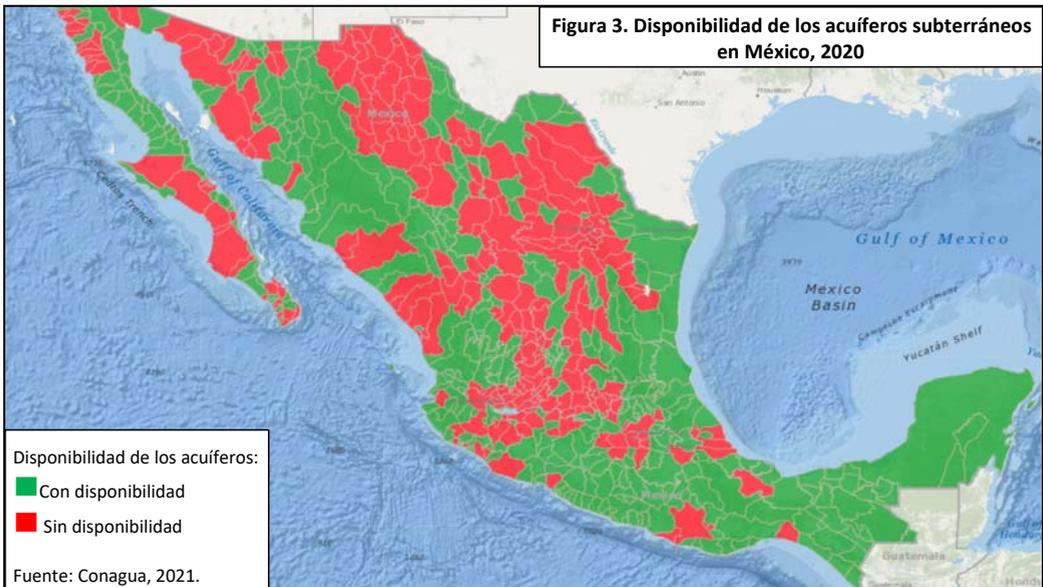
Mejorar la eficiencia en el uso del agua en la agricultura representa un reto importante para disminuir la presión sobre el líquido. En ese sentido, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) utiliza el indicador de productividad, que mide el incremento en la biomasa de los cultivos por cada unidad de agua destinada a la agricultura de riego. Mientras en el ciclo 1994-1995, dicha productividad a nivel nacional fue de 1.11 kilogramos por metro cúbico de agua utilizado (kg/m^3), para el ciclo 2016-2017 aumentó a 1.82 kg/m^3 , lo que implicó un incremento de 63.9% (SEMARNAT, 2016). Sin embargo, existen notables y preocupantes diferencias si se observa el indicador a nivel regional, pues mientras en ciertas regiones hubo incrementos superiores a 100%, entre los calendarios 2009-2010 y 2016-2017 –Cuencas Centrales del Norte (708%), Lerma-Santiago-Pacífico (305%), Península de Yucatán (211%), Golfo Centro (138%) y Balsas (128%)–, en las regiones del norte, donde más agua se consume, se tuvieron valores de productividad menores a 1 kg/m^3 en 2016-2017, con el agravante de que manifestaron crecimientos negativos respecto de los valores de 2009-2010: Pacífico Norte (-70%), Península de Baja California (-40%) y Noroeste (-16%).

Otro elemento a considerar para entender la difícil situación acuífera en México, es la intensidad en el uso del agua superficial, medido como el cociente entre el nivel

de extracción de agua superficial y el escurrimiento natural medio total. En ese sentido, mientras en 2019, las regiones del norte alcanzaron una intensidad de 49.3 en escala de 100, con casos extremos en las regiones Noroeste (76.4), Península de Baja California (75.7) y Río Bravo (75), en las regiones del centro el valor fue de 36.2, mientras que en las regiones del sur sólo alcanzó 3.29 (CONAGUA, 2021).

Por su parte, el indicador de intensidad de uso de agua subterránea (calculado como el cociente entre la extracción de agua subterránea respecto de la recarga media de los acuíferos) mostró durante 2019 un valor de 82.3 para las regiones del norte, lo que significa que, en conjunto, sus acuíferos subterráneos están muy cerca de alcanzar la categoría de sobreexplotados, como de hecho, ya lo están dos regiones: Península de Baja California (123.6) y Cuencas Centrales del Norte (102.9), además de que otras cuatro están en riesgo de alcanzar ese nivel: Aguas del Valle de México (98.8), Noroeste (93), Lerma-Santiago-Pacífico (83.6) y Río Bravo (75.7).

Por ello es que en 2020 se contabilizaron 157 acuíferos sobreexplotados, de los 653 que existen registrados en el país, lo que representó un incremento de 46 acuíferos respecto a 2018 y 55 más que en 2003 (CONAGUA, 2021). Nuevamente, la gran mayoría de ellos se localizan en zonas donde se ubican los principales enclaves agroindustriales (figura 3).



Fuente: INEGI (2005).

Finalmente, un elemento más a tener en cuenta son las proyecciones de agua disponible para los próximos años. De acuerdo con CONAGUA (2021), para 2030 habrá en promedio 8.4% menos agua para cada habitante de México, respecto de la que hubo en 2019, previéndose los mayores descensos en la Península de Yucatán (-

15.3%) y en las regiones hoy más estresadas: Península de Baja California (-13.9%), Noroeste (-11%) y Río Bravo (-10.2%).

En resumen, aunque las condiciones generales del país pudieran hacer pensar que la presión sobre los recursos hídricos no son tan apremiantes como en otras naciones –en 2016, México se ubicaba en el lugar 89 entre 181 países ordenados por la menor cantidad de agua disponible per cápita (CONAGUA, 2021)–, las marcadas diferencias regionales respecto a la disponibilidad de agua y el hecho de que su mayor demanda se concentra en las zonas con menores reservas, hace que el panorama sea crítico, principalmente en las regiones del norte y algunas del centro, donde se realiza la mayor parte de la agricultura industrializada de riego y donde menores progresos han existido para hacer un uso más eficiente del agua.

5) *Cambios en los usos del suelo.* México es uno de los países con mayores recursos forestales en el mundo. En 2018 existían en el país 137.84 millones de hectáreas (has) de superficie forestal, que representaban aproximadamente 71% de su territorio (CONAFOR, 2019). De esta superficie, 94.5 millones de hectáreas correspondían a vegetación primaria y 43.3 millones a vegetación secundaria. Además, 34.2 millones de hectáreas son de bosque, 30 millones de selvas, 53.3 millones de matorral xerófilo y 15.8 millones de otras áreas forestales. El resto lo componen los manglares y otras asociaciones. En los bosques de México existen aproximadamente 50 especies de pinos, que representan el 50% de las existentes en el mundo, así como 170 especies de encinos, que constituyen más del 50% del total mundial (Galicia et al., 2007).

A pesar de su riqueza, la superficie boscosa en el país ha disminuido ostensiblemente conforme pasan los años. En 1976 existían 152.85 millones de hectáreas de superficie forestal, lo que significa que entre ese año y 2018, el país perdió 9.8% de su superficie boscosa, aunque cabe señalar que en los años recientes ha disminuido la tasa de pérdida, pues entre 1976 y 1993, se perdieron un promedio anual de 463.8 mil hectáreas de vegetación natural (a una tasa de -0.31% anual), mientras que, entre 2007 y 2014, la cifra promedio de pérdida fue de 200.8 mil hectáreas anuales (tasa de -0.14% anual) (SEMARNAT, 2014).

Por tipo de vegetación, las selvas (húmeda y subhúmeda) redujeron su superficie en 6.3 millones de hectáreas entre 1976 y 2014, por lo que en este último año tenían apenas el 57% de su superficie potencial. Por su parte, los bosques templados perdieron 778.9 mil hectáreas en ese periodo, de manera que la superficie de 2014 ya era 26.2% menor a la potencial, mientras que los bosques mesófilos de montaña solo cubrían el 58.1% de su superficie potencial. En contrapartida, las zonas poblacionales crecieron en más de dos millones de hectáreas entre 1976 y 2014, mientras que los pastizales inducidos lo hicieron en 4.7 millones de hectáreas y la superficie dedicada a la agricultura alcanzó 31.84 millones de hectáreas en 2014.

La intensa disminución de la superficie de vegetación natural en favor de la frontera agrícola, las tierras de agostadero y las zonas poblacionales, es más grave cuando se ven los cambios de uso de suelo a nivel regional, principalmente en aquellas zonas donde se han eliminado áreas boscosas o de selva en favor de la

agricultura industrializada; tales son los casos de las selvas que se han perdido entre 1991 y 2014, en el sur y sureste de México (Quintana Roo, Campeche, Chiapas), así como en la costa del Pacífico, en los estados de Nayarit, Jalisco, Michoacán, Guerrero y Oaxaca, donde desaparecieron muchas áreas de bosque y selva. En Durango y Chihuahua, al norte de México, también hay una disminución importante de zonas boscosas, en tanto que en Tamaulipas disminuyeron otras áreas forestales.

A continuación, expondremos brevemente el caso de la producción de aguacate en el estado de Michoacán y la zona sur de Jalisco, pues es un ejemplo contemporáneo de estos cambios excesivos de uso de suelo en favor de la agricultura industrializada.

En Michoacán, la región productora de aguacate comprende una franja que cruza al estado por el centro, desde Cotija hasta Zitácuaro. En este territorio, los procesos de cambio de uso de suelo empezaron en la década de 1940, pero se intensificaron a partir de los años sesenta, cuando se introducen las plantaciones de aguacate. Si bien, en un principio estas plantaciones se instalaron en predios dedicados a otros cultivos, posteriormente fue necesario para los productores extender la frontera aguacatera por las sierras del estado. Así, entre las décadas de 1970 y 1990, se perdieron 513,644 hectáreas de bosques templados (Bocco, et al., 2001), mientras que entre 1993 y 2000 la cantidad desmontada fue de 102,538 hectáreas (Sáenz y Tapia, 2009: 39). Aunque no toda esta superficie desmontada de bosque fue para establecer plantaciones de aguacate, una parte importante sí tuvo ese fin, de manera que la superficie plantada con esta fruta en el estado, pasó de 30.9 mil hectáreas en 1980 a 78.5 mil hectáreas en 2000 (SADER-SIAP, 2021).

Sin embargo, es después de 1997 que la producción de aguacate se volvió altamente rentable en México, en buena medida por el incremento en la demanda mundial por la fruta y sobre todo, por la apertura del mercado de Estados Unidos a la producción de aguacate de Michoacán (Macías, 2011). A partir de entonces, la superficie destinada a esta fruta en Michoacán, comenzó a crecer constantemente, hasta alcanzar 169.9 mil hectáreas en 2020, es decir, 91.4 mil hectáreas más que en 2000 (SADER-SIAP, 2021). Por ello, no es de extrañar que sólo en la Meseta Purépecha del estado, se perdieran en favor de las huertas de aguacate, 2,362 hectáreas de bosque primario y 6,345 hectáreas de bosque secundario, durante el periodo 2000-2005 (Bocco, 2014), además de que, en la actualidad, se calcula se desmontan anualmente un promedio de entre 1,200 y 1,500 hectáreas de bosque en ese estado (Martínez, 2020).

La alta rentabilidad que ofrece la agroindustria del aguacate y las condiciones geográficas similares, provocaron que desde el año 2000, en el sur de Jalisco se desarrollara en una nueva zona aguacatera, cuya superficie alcanzó 23,223 hectáreas en 2020, cuando en 1999 sólo eran 306 hectáreas (SADER-SIAP, 2021). Nuevamente, como sucedió en Michoacán, los primeros años de crecimiento de las huertas fueron en predios agrícolas, aunque después, conforme fue aumentando la demanda, se empezaron a desmontar zonas forestales. Así, un estudio realizado en 2017 sobre un

territorio de 1.278 millones de hectáreas ubicadas en el complejo volcánico de Colima y en la Sierra del Tigre⁵, mostró que, entre 2003 y 2017, el área boscosa disminuyó en 96,674.1 hectáreas, de las que 85,052.5 hectáreas correspondieron a bosque tropical y 11,621.6 hectáreas fueron de bosque templado (IIEG Jalisco, 2017). Ello significó un descenso de 11.2% en la superficie de bosque en apenas 14 años.

Aun cuando no todos estos cambios correspondieron a transformaciones en huertas de aguacate, pues éstas sólo ocuparon 12,482.7 hectáreas, la gran mayoría sí fue para destinarlas a actividades agropecuarias –34,197.1 hectáreas para agricultura de temporal, 6,746 hectáreas para agricultura de riego, 40,576.8 hectáreas para pastizales y 94.8 hectáreas para invernaderos–, de manera que es muy probable que, con el paso de los años, varias de ellas se transformen en huertas aguacateras, ya que eso fue lo que sucedió en el periodo 2003-2017, en 13,998.8 hectáreas que previamente se habían reconvertido a agricultura de temporal, 614.2 hectáreas de agricultura de riego y 472.5 hectáreas de pastizales.

5. Conclusiones

A prácticamente ocho décadas de haber iniciado, la agricultura industrializada se ha convertido en una fallida apuesta de bienestar para México, que al contrario, ha representado un elevado costo medioambiental. Encubierto en un aparente esfuerzo genuino por alcanzar la soberanía y seguridad alimentaria, que en realidad respondía a los intereses mercantiles de grandes consorcios transnacionales, el modelo agroindustrial paulatinamente penetró en la mayoría de las estructuras alimentarias del país, primero en las agroempresas y después en la agricultura de pequeña escala, provocando no sólo la pérdida de independencia de los agricultores respecto de estos consorcios, sino también la creciente contaminación de aguas, tierras y aire, así como la disminución de los bienes de la naturaleza y su biodiversidad.

Esta situación, lejos de corregirse, se agravó a partir de que se extendió el fenómeno de la globalización de los mercados y se impuso en México la apertura económica y comercial, enmarcada en el neoliberalismo y en las premisas de las

⁵ Esta superficie pertenece a 36 municipios de Jalisco, cuatro de Colima y ocho de Michoacán. Los municipios de Jalisco son Amacueca, Juchitán (parcial), Techaluta, Sayula, Tonaya (parcial), Tapalpa, Valle de Juárez, Ejutla (parcial), Atoyac, Concepción de Buenos Aires, Gómez Farías, Manzanilla de la Paz, Mazamitla, Tizapán el Alto, Teocuitatlán, Chiquilistlán, Tuxcueca (parcial), Tecolotlán (parcial), Atemajac de Brizuela, Zacualco (parcial), Chapala (parcial), Jocotepec (parcial), Poncitlán (parcial), San Gabriel, Zapotiltic, Tuxcacuesco (parcial), Zapotlán el Grande, Quitupan, Pihuamo (parcial), Zapotitlán de Vadillo, Tonila, Tuxpan, Tecalitlán (parcial), Santa María del Oro, Tamazula, Jilotlán (parcial) y Tolimán. Por su parte, los municipios de Michoacán son Tocuambo (parcial), Cotija (parcial), Jiquilpan, Villamar (parcial), Marcos Castellanos, Sahuayo, Cojumatlán de Régules y Venustiano Carranza (parcial), y los municipios de Colima son parcialmente Villa de Álvarez, Comala, Minatitlán y Cuauhtémoc.

ventajas comparativas. A partir de entonces, la producción agropecuaria en México se ha transformado con mayor intensidad, en beneficio principalmente, de una agroindustria exportadora, que genera grandes dividendos económicos para pocos actores, a costa de enormes daños a la naturaleza y pocos o nulos beneficios para las comunidades.

Los resultados están a la vista. Mientras en México, 55.5% de los hogares todavía tienen algún grado de inseguridad alimentaria –que en los territorios rurales aumenta a 69.7% (INSP, 2018: 181) – y 20.4% de la población sigue con carencias para el acceso a la alimentación (Coneval, 2018), los daños al medio ambiente, mostrados en este artículo, son dramáticos, tanto por aquellos ocasionados por la aplicación desmedida de agrotóxicos y fertilizantes químicos, como los resultantes del uso irracional del agua, que ha ocasionado la disminución de los mantos acuíferos; los que han provocado la degradación de los suelos por su sobre-explotación y los que se han derivado del desmonte de bosques y selvas, para tener más tierras que destinar a la agricultura comercial. Tal situación ha llegado a niveles insostenibles en varias regiones de México, como por ejemplo, las zonas costeras del pacífico norte y el Golfo de México, debido a la contaminación por agrotóxicos y fertilizantes inorgánicos; la región norte y algunas partes del centro por la escasez de agua, o los estados del sur y sureste del país, así como los que comprenden la costa del pacífico, por la pérdida de bosques y selvas.

Ante ello, resulta imperativo instrumentar una serie de acciones que permitan revertir la crisis actual y recuperen la ancestral convicción de los seres humanos, en el sentido de hacer prevalecer el derecho de la naturaleza a su conservación y el interés alimentario de las comunidades, por encima de objetivos mercantiles de particulares, por más poderosos que estos sean. Ello sólo se podrá lograr a través de la acción comprometida y solidaria de distintos segmentos de la sociedad, cuyo activismo propositivo haga reaccionar a los gobiernos en todos sus niveles, para que apuesten por la vida y la alimentación. Ejemplos al respecto ya existen en distintas partes del país (Cherán, Michoacán; municipios autónomos zapatistas en Chiapas, entre otros), pero ahora deben generalizarse para poder hacer frente a los poderosos intereses que respaldan el modelo de producción actual y volver a tener una vida saludable en México.

6. Bibliografía citada

- Aboites, G. (2005). La propiedad intelectual de variedades vegetales en México. *Agrociencia*, 39: 237-245.
- Acosta-Maldonado B., Sánchez-Ramírez B., Reza-López S., Levario-Carrillo M. (2009). Effects of exposure to pesticides during pregnancy on placental maturity and weight of newborns: a cross-sectional pilot study in women from the Chihuahua State, Mexico. *Human and Experimental Toxicology*, 28 (8), 451-459. DOI: 10.1177/0960327109107045.
- Aké-Castillo, J., Okolodkov, Y., Campos-Bautista, G. (2014). Florecimientos algales nocivos y contaminación en Veracruz: especies y posibles causas (2002-2013). En: Botello A.V.,

- Rendón von Osten J., Benítez J.A., Gold-Bouchot, G. (eds.), Golfo de México. Contaminación, impacto ambiental, diagnóstico y tendencias. México: UAC, UNAM-ICMYL, CINEVESTAV-Unidad Mérida, pp. 133-146.
- Aldana-Madrid M.L., Valdez-Hurtado S., Vargas-Valdez N.D., Salazar-López N.J., Silveira-Gramont M.I., Loarca-Piña F.G., Rodríguez-Olibarria G., Wong-Corral F.J., Borboa-Flores E., Burgos-Hernández A. (2008a). Insecticide residues in stored grains in Sonora, Mexico: quantification and toxicity testing. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, 80 (2), 93-96. DOI: 10.1007/s00128-007-9302-8.
- Aldana-Madrid M.L., García-Moraga M.D.C., Rodríguez-Olibarria G., Silveira-Gramont M.I., Valenzuela-Quintanar A.I. (2008b). Determinación de insecticidas organofosforados en nopal fresco y deshidratado. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 31(2), 133-139.
- Aldana-Madrid M.L., Valenzuela-Quintanar A.I., Silveira-Gramont M.I., Rodríguez-Olibarria G., Grajeda-Cota P., Zuno-Florianio F.G., Miller M.G. (2011). Residual pyrethroids in fresh horticultural products in Sonora, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87(4), 436-439. DOI: 10.1007/s00128-011-0391-z.
- Aquino-Mercado, P., Peña, R.J., Ortiz-Monasterio, I. (2008). México y el CIMMYT. México: Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo. Recuperado de <https://repository.cimmyt.org/xmlui/bitstream/handle/10883/657/90966.pdf>. [12 05 2021].
- Arellano-Aguilar, O., García Mendoza, E., Thompson, K., Tirado, R. (2016). Zonas muertas: Los ecosistemas del mundo amenazados por la contaminación con fertilizantes. Technical Report, Greenpeace México. DOI: 10.13140/RG.2.2.22311.55205.
- Arellano-Aguilar O., Rendón, J. (2016). La huella de los plaguicidas en México. México: Greenpeace.
- Arellano García M.E., Camarena Ojinaga L., Von-Glascoe C.A., Ruiz Ruiz B., Zúñiga Violante E., Montaña Soto T. (2013). Daño genotóxico en mujeres y hombres expuestos en cuatro localidades de Baja California. En: Género, ambiente y contaminación por sustancias químicas. México: SEMARNAT; Instituto Nacional de Ecología, pp. 95-113.
- Barton, E.D., Tanner, P., Turchen, S.G., Tunget, C.L., Manoguerra, A., Clark, R.F. (1995). Ciguatera fish poisoning. A southern California epidemic. *Western Journal Medicine*, 163(1), 31.
- Bejarano, F. (2017). Los plaguicidas altamente peligrosos: nuevo tema normativo internacional y su perfil nacional en México. En: Bajarano, F. (coord. y editor), *Los Plaguicidas Altamente Peligrosos en México*. Texcoco-México: Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México, A. C.
- Bernal-Hernández Y.Y., Medina-Díaz I.M., Robledo-Marengo M.L., Velázquez-Fernández J.B., Girón-Pérez M.I., Ortega-Cervantes L., Maldonado-Vázquez W.A., Rojas-García A.E. (2010). Acetylcholinesterase and metallothionein in oysters (*Crassostrea corteziensis*) from a subtropical Mexican Pacific estuary. *Ecotoxicology*, 19 (4), 819-825. DOI 10.1007/s10646-009-0459-2.
- Bocco, G. (2014). Proyecto: Monitoreo de la cubierta del suelo y la deforestación en el Estado de Michoacán: un análisis de cambios mediante sensores remotos a escala regional. Recuperado de

- <https://www.ciga.unam.mx/wrappers/proyectoActual/monitoreo/files/revision.pdf> [21 05 2021].
- Bocco, G., Mendoza, M., Velázquez A. (2001). Remote sensing and GIS-based regional geomorphological mapping- A tool for land use planning in developing countries. *Geomorphology*, 39(3-4), 211-219.
- Boucher de Grosbois, S. (2009). *Compilación y clasificación de información inédita sobre sustancias tóxicas persistentes y bioacumulables en México (informe sobre literatura gris)*. Montreal-Canadá: Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA).
- Bourlang, N. (1971). La revolucion verde, paz y humanidad. Conferencia en ocasión de la entrega del Premio Nobel de la Paz 1970. Recuperado de http://www.profmex.org/mexicoandtheworld/volume13/1winter08/borlaug_np.html. [12 05 2021].
- Bustamante-Montes L.P., Waliszewski S., Hernández- Valero M., Sanín-Aguirre L., Infanzón-Ruiz R.M., García-Jañas A. (2010). Exposición prenatal a los plaguicidas organoclorados y criptorquidia. *Ciência & Saúde Coletiva*. 15(1), 1169-1174. DOI: 10.1590/S1413-81232010000700025.
- Carbajal-López Y., Gómez-Arroyo S., Villalobos-Pietrini R., Calderón-Segura M.E., Martínez-Arroyo A. (2016). Biomonitoring of agricultural workers exposed to pesticide mixtures in Guerrero state, Mexico, with comet assay and micronucleus test. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (3), 2513-2520.
- Ceccon, E. (2008). La revolución verde tragedia en dos actos. *Ciencias*, 1, 21-29.
- CIMMYT (Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo). 2016. Desde el oriente hasta al sur de Asia, vía México: Cómo un gen cambió el curso de la historia. Recuperado de <https://www.cimmyt.org/es/uncategorized/desde-el-oriente-hasta-al-sur-de-asia-como-un-gen-cambio-el-curso-de-la-historia/>. [12 05 2021].
- Cobos-Gasca V.M., Barrientos-Medina R., Chi-Novelo C. (2011). Los plaguicidas y su impacto sobre la fauna silvestre de la Península de Yucatán. *Bioagrobiocencias* 4 (2), 4-9.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2019). *El Sector Forestal Mexicano en Cifras 2019*. México: CONAFOR.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2018). *Estadísticas Agrícolas de las Unidades de Riego Año agrícola 2016–2017*. México: SEMARNAT.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2021). *Sistema Nacional de Información del Agua*. Recuperado de <http://sina.conagua.gob.mx/sina/index.php> [28 01 2021].
- CONAPO (Consejo Nacional de Población). (2021). *Indicadores demográficos de México de 1950 a 2050*. Recuperado de http://www.conapo.gob.mx/work/models/CONAPO/Mapa_Ind_Dem18/index_2.html. [21 01 2021].
- CONEVAL (Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social). 2018. *Medición de la pobreza, Estados Unidos Mexicanos, serie 2008-2018*. Recuperado de <https://www.coneval.org.mx/Medicion/MP/Paginas/Pobreza-2018.aspx> [17 05 2021].
- Cordell D., Drangert, J.O., White, S. (2009). The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19: 292-305. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009.

- 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. DOI: 10.1146/annurev-environ-010213-113300.
- Duran-Riveroll, L.M., Okolodkov, Y., Band-Schmidt, Ch. (2019). Florecimientos algales nocivos en las costas de México: estado actual y perspectivas. En: Botello, A., Villanueva, S., Gutiérrez, J. (Coords.), *Costas y Mares Mexicanos: contaminación, impactos, vulnerabilidad y cambio climático*. México: UNAM, UAC, pp. 277-312.
- Erisman, J.W., Galloway, J.N., Seizinger, S., Bleeker, A., Dise, N.B., Petrescu, A.M.R., Leach, A.M., De Vries, W. (2013). Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philosophical Transactions of The Royal Society B. London Biological Sciences*, 368(1621). DOI: 10.1098/rstb.2013.0116.
- FAO-FAOSTAT. 2021a. Uso de pesticidas. Recuperado de <http://www.fao.org/faostat/es/#data/RP> [20 01 2021].
- FAO-FAOSTAT. 2021b. Estadísticas de cultivos. Recuperado de <http://www.fao.org/faostat/es/#data/QC> [22 01 2021].
- Friedland, W.H. (1991). *Toward a New Political Economy of Agriculture*. Boulder, CO: Westview Press.
- Galicia, L., García Romero, A., Gómez-Mendoza, L., Ramírez, M.I. (2007). La degradación de los recursos forestales en México. *Ciencia*, 58(4). Recuperado de <https://www.amc.edu.mx/revistaciencia/index.php/82-vol-58-num-4-octubre-diciembre-2007/comunicaciones-libres/135-cambio-de-uso-del-suelo-y-degradacion-ambiental> [29 01 2021].
- Gamlin J., Diaz-Romo P., Hesketh T. (2006). Exposure of young children working on Mexican tobacco plantations to organophosphorous and carbamic pesticides, indicated by cholinesterase depression. *Child: Care Health and Development*, 33 (3), 246-8. DOI: 10.1111/j.1365-2214.2006.00702.x.
- García-Hernández, J., García-Rico, L., Jara-Marini, M.E., Barraza-Guardado, R., Hudson Weaver, A. (2005). Concentrations of heavy metals in sediment and organisms during a harmful algal bloom (HAB) at Kun Kaak Bay, Sonora, Mexico. *Boletín de contaminación marina*, 50, 733-739. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2005.02.027.
- García Hernández, J., Leyva, J.B., Martínez, I.E., Hernández, M.I., Aldana, M.L., Rojas, A.E., Betancourt, M, Pérez, N.E., Perera, J.H. (2018). Estado actual de la investigación sobre plaguicidas en México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34, 29-60 (Especial sobre Contaminación y Toxicología por Plaguicidas (CTP)). DOI: 10.20937/RICA.2018.34.esp01.03
- García Solorio L., Noreña, E., Capella S. (2014). Plaguicidas organoclorados en huevos de la tortuga *Lepidochelys olivácea* (Eschscholtz, 1829), en las costas del estado de Sinaloa, México. En: Botello, A.V., Páez, F., Méndez-Rodríguez, L., Betancourt-Lozano, M., Álvarez-Borrego, S., Lara-Lara, R. (eds.), *Pacífico Mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. México: UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE, pp. 43-56.

- Gereffi, G., Korzeniewicz, M., Korzeniewicz, P. (1994). Introduction: global commodity chains. En: Gereffi, G., Korzeniewicz, M. (eds.), *Commodity chains and global capitalism*. Westport: Praeger Publishers, pp. 1-14.
- González-Jauregui M., Valdespino C., Salame-Méndez, A., Aguirre-León G., Rendón-von Osten J. (2012). Persistent Organic contaminants and steroid hormones levels in Morelet's crocodiles from the southern Gulf of México. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 62 (3), 445-54. DOI: 10.1007/s00244-011-9716-5.
- González-Mille D.J., Ilizaliturri-Hernández C.A., Espinosa-Reyes G., Costilla-Salazar R., Díaz-Barriga F., Ize-Lema I., Mejía-Saavedra J. (2010). Exposure to persistent organic pollutants (POPs) and DNA damage as an indicator of environmental stress in fish of different feeding habits of Coatzacoalcos, Veracruz, México. *Ecotoxicology*, 19 (7), 1238–1248. DOI: 10.1007/s10646-010-0508-x
- Guillette E.A., Meza M.M., Aquilar M.G., Soto A.D., Garcia I.E. (1998). An anthropological approach to the evaluation of children exposed to pesticides in Mexico. *Environment Health Perspective*, 106(6), 347-353.
- Guillette E.A., Conard C., Lares F., Aguilar M.G., McLachlan J., Guillette L.J. Jr. (2006). Altered breast development in young girls from an agricultural environment. *Environment Health Perspective*, 114(3), 471-475. DOI: 10.1289/ehp.8280.
- Hernández-Becerril, D.U., Alonso-Rodríguez, R., Alvarez-Gongora, C., Baron-Campis, S.A., Ceballos-Corona, G., Herrera-Silveira, J., Meave Del Castillo, M.E., Juárez-Ruiz, N., Merino-Virgilio, F., Morales-Blake, A., Ochoa, J.L., Orellana-Cepeda, E., Ramírez-Camarena, C., Rodríguez-Salvador, R. (2007). Toxic and harmful marine phytoplankton and microalgae (HABs) in Mexican coasts. *Journal on Environmental Science and Health A*, 42, 1349-1363. DOI:10.1080/10934520701480219.
- Hewitt, C. □1976□ (1999). *La modernización de la agricultura mexicana, 1940-1970*. México: Siglo XXI.
- IFA (International Fertilizer Association). (2021). IFASTAT. Recuperado de <https://www.ifastat.org/> [21 01 2021].
- IIEG (Instituto de Información Estadística y Geográfica de Jalisco). (2017). Mapa de frontera forestal del Complejo Volcánico de Colima y cobertura de vegetación de la Sierra del Tigre. Guadalajara-México: IIEG, Gobierno de Jalisco.
- INEGI (Instituto Nacional de Geografía y Estadística). (2017). Encuesta Nacional Agropecuaria 2017. Aguascalientes-México: INEGI.
- INEGI (Instituto Nacional de Geografía y Estadística). (2019). Encuesta Nacional Agropecuaria 2019. Aguascalientes-México: INEGI.
- INSP (Instituto Nacional de Salud Pública). (2018). Encuesta Nacional Encuesta Nacional de Salud y Nutrición 2018. México: Secretaría de Salud.
- Lacasaña M., Vázquez-Grameix H., Borja-Aburto V.H., Blanco-Muñoz J., Romieu I., Aguilar-Garduño C., García A.M. (2006). Maternal and paternal occupational exposure to agricultural work and the risk of anencephaly. *Occupational & Environmental Medicine*, 63 (10), 649-656. DOI: 10.1136/oem.2005.023333.
- Lavelle P., Dugdale, R., Scholes, R. (2005). Ciclos de nutrientes. En: Lavelle P., Dugdale, R., Scholes, R. (coords), *Ecosistemas y bienestar humano: estado actual y tendencias*, vol. 1. Washington DC: Organización Mundial de la Salud.

- Levario-Carrillo M., Amato D., Ostrosky-Wegman P., González-Horta C., Corona Y., Sanin L.H. (2004). Relation between pesticide exposure and intrauterine growth retardation. *Chemosphere*, 55(10), 1421-1427. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2003.11.027.
- López-Cortés, D.J., Núñez-Vázquez, E.J., Band-Schmidt, C.J., Gárate-Lizárraga, I., Hernández-Sandoval, F.E., Bustillos-Guzmán, J.J. (2015.) Mass fish die-off during a diatom bloom in the Bahía de La Paz, Gulf of California. *Hidrobiológica*, 25(1), 39-48. Recuperado de <https://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/460> [18 02 2021].
- Macías, A., Sevilla, Y.L. (2017). El devenir de la agricultura en América Latina. Entre la industrialización predatora y el rescate de las prácticas tradicionales sustentables. En: Macías, A., Sevilla Y.L. (coords.), *Voces rurales. Los saberes de los pequeños productores de México y América Latina*. México: Universidad de Guadalajara, Porrúa, pp. 1-32.
- Martínez E. (2020). Michoacán pierde 1, 500 hectáreas de bosque por cultivo de aguacate. *Diario La Jornada*, 17 de febrero. Recuperado de <https://www.jornada.com.mx/ultimas/estados/2020/02/17/pierde-michoacan-mil-500-hectareas-por-cultivo-ilegal-de-aguacate-5272.html> [21 05 2021].
- Martínez-Salinas R.I., Pérez-Maldonado I.N., Batres-Esquivel L.E., Flores-Ramírez R., Díaz-Barriga F. (2004). Assessment of DDT, DDE, and 1-hydroxypyrene levels in blood and urine samples in children from Chiapas México. *Environmental Science and Pollution Research*, 19 (7), 2658-2656. DOI: 10.1007/s11356-012-0758-7.
- McMichael, P. (1994). *The Global Restructuring of Agro-food System*. Ithaca: Cornell University Press.
- Melgar C., Geissen V., Cram S., Sokolov M., Bastidas P. Ruíz-Suárez L.E. (2008). Pollutants in drainage channels following long-term application of mancozeb to banana plantations in southeastern México. *Journal of plant nutrition and soil science*, 171 (4), 597-604. DOI: 0.1002/jpln.200700171.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). (2020). Larger-than-average 'dead zone' expected for Gulf of Mexico. June, 3. Recuperado de <https://www.noaa.gov/media-release/larger-than-average-dead-zone-expected-for-gulf-of-mexico> [27 01 2021].
- OMM (Organización Meteorológica Mundial). (2017). Boletín de la OMM sobre los gases de efecto invernadero, No. 13, octubre.
- Orellana-Cepeda, E., Granados-Machuca, C., Serrano-Esquer, J. (2002). *Ceratium furca*: One possible cause of mass mortality of cultured blue fin tuna at Baja California, Mexico. En: Steidinger, K.A., Landsberg, J.H., Tomas, C.R., Vargo, G.A. (eds.). *Harmful algae 2002*. St. Petersburg, Florida: Florida Fish and Wildlife Conservation Commission; Florida Institute of Oceanography; IOC-UNESCO.
- Osorio-Valencia E., Torres-Sánchez L., López-Carrillo L., Cebrián M.E., Rothenberg S.J., Hernández Chávez M.C., Schnaasa L. (2015). Prenatal p,p'-DDE exposure and establishment of lateralization and spatial orientation in Mexican preschooler. *Neurotoxicology*, 47, 1-7. DOI: 10.1016/j.neuro.2014.12.011.
- PAN (Pesticide Action Network International). (2019). *PAN International List of Highly Hazardous Pesticides*. Hamburg-Germany: PAN International.

- Pardío V., Martínez D., Flores A., Romero D., Suárez V., López K., Uscanga R. (2012). Human health risk of dietary intake of organochlorine pesticide residues in bovine meat and tissues from Veracruz, México. *Food Chemistry*, 135(3), 1873-1893.
- Peña-Manjarrez, J.L., Helenes, J., Gaxiola-Castro, G., Orellana-Cepedad, E. (2005). Dinoflagellate cysts and bloom events at todos Santos Bay, Baja California, Mexico, 1999–2000. *Continental Shelf Research*, 25, 1375–1393.
- Pérez-Maldonado I.N., Athanasiadou M., Yáñez L., González-Amaro R., Bergman A., Díaz-Barriga F. (2006). DDE-induced apoptosis in children exposed to the DDT metabolite. *Science of The Total Environment*, 370(2), 343-351. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.06.026.
- Perkins, J.H. (1998). *Geopolitics and the green revolution: wheat, genes and the cold war*. New York: Oxford University.
- Rabotyagov, S.S., Klingy, C.L., Gassman, P.W., Rabalais, N.N., Turner, R.E. (2014). The economics of dead zones: causes, impacts, policy challenges, and a model of the Gulf of Mexico Hypoxic Zone. *Review of Environmental Economics and Policy*, 8(1): 58-79. DOI: 10.1093/reep/ret024.
- Recio R., Robbins W.A., Ocampo-Gómez G., Borja- Aburto V., Morán-Martínez J., Froines J.R., García Hernández R.M., Cebrián M.E. (2001). Organophosphorous pesticide exposure increases the frequency of sperm sex null aneuploidy. *Environmental Health Perspectives*, 109(12), 31-34. DOI: 10.2307/3454745.
- Recio, R., Ocampo-Gómez, G., Morán-Martínez J., Borja-Aburto, V., López-Cervantes, M., Uribe, M., Torres-Sánchez, L., Cebrián, M.E. (2005). Pesticide exposure alters follicle-stimulating hormone levels in mexican agricultural workers. *Environmental Health Perspectives*, 113(9), 1160-1163. DOI: 10.1289/ehp.7374.
- Rodríguez-Gómez, C., Vázquez G., Aké-Castillo, J.A., Band-Schmidt, Ch., Moreno-Casasola, P. (2019). Physicochemical factors related to *Peridinium quadridentatum* (F. Stein) Hansen (Dinophyceae) blooms and their effect on phytoplankton in Veracruz, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 230(106412). DOI: 10.1016/j.ecss.2019.106412.
- Romieu I., Hernandez-Avila M., Lazcano-Ponce E., Weber J.P., Dewaill E. (2000). Breast cancer, lactation history, and serum organochlorines. *American Journal Epidemiology*, 152(4), 263-270. DOI: 10.1093/aje/152.4.363.
- Romero, E. (2002). *Un siglo de agricultura en México*. México: UNAM, Porrúa.
- SADER (Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural). (2020). *Panorama Agroalimentario 2020*. México: SADER.
- SADER-SIAP (Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera). (2019). *Estadística de uso tecnológico y de servicios en la superficie agrícola*. México: SADER. Recuperado de <https://nube.siap.gob.mx/index.php/s/cz6nETNW4b0krzD> [30 01 2021].
- SADER-SIAP (Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural. Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera). (2021). *Anuarios estadísticos de producción agrícola 1980-2019*. Recuperado de <https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/> [29 01 2021].
- SAGARPA-SIAP (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera). (2015). *Uso de Tecnología y de servicios en el campo*. México: SAGARPA.

- Sáenz, J., Tapia, L.M. (2009). Cambio de uso del suelo y erosión. En: Bravo, M., et al., Impactos ambientales y socioeconómicos del cambio de uso del suelo forestal a huertos de aguacate en Michoacán. Texcoco-México: INIFAP, pp. 39-44.
- Sandoval, D. (2017). Treinta años de transgénicos en México (compendio cartográfico). México: Centro de Estudios para el Campo Mexicano.
- Scribblers, R. (2015). Zonas muertas marinas se desprenden de las costas de África amenazando a los litorales con muertes masivas de peces”. 7 de mayo. Recuperado de <http://rumbocolision.blogspot.com/2015/05/zonas-muertas-marinas-se-desprenden-de.html> [19 03 2020].
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2014). El medio ambiente en México 2013-2014. México: SEMARNAT.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2016). Productividad del agua en la agricultura. Recuperado de https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/indicadores_verdes17/indicadores/02_productividad/2.2.2.html [29 01 2021].
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2018). Informe del Medio Ambiente en México. México: SEMARNAT.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2021). Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales. Base de datos estadísticos – BADESNIARN. México: SEMARNAT. Recuperado de: <https://www.gob.mx/semarnat/acciones-y-programas/sistema-nacional-de-informacion-ambiental-y-de-recursos-naturales> [22 01 2021].
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales); CP (Colegio de Posgraduados). (2003). Evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre en la República Mexicana, escala 1:250,000. Memoria Nacional 2001-2002. México: SEMARNAT y CP.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales); UACH (Universidad Autónoma de Chapingo). (2003). Evaluación de la pérdida de suelos por erosión hídrica y eólica en la República Mexicana, escala 1:1'000,000. Memoria Nacional 2001-2002. México: SEMARNAT y CP.
- Sierra-Díaz, E., Celis-de la Rosa, A., Lozano-Kasten, F., Trasande, L., Peregrina-Lucano, A., Sandoval-Pinto, E., Gonzalez-Chavez, H. (2019). Urinary Pesticide Levels in Children and Adolescents Residing in Two Agricultural Communities in Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16 (562), 1-8. DOI: 10.3390/ijerph16040562.
- Solorzano, A. (1997). ¿Fiebre dorada o fiebre amarilla? La fundación Rockefeller en México (1911-1924). Guadalajara: Universidad de Guadalajara.
- 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, W., Zhang, F.S. (2013). Our Nutrient World: 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, The International Nitrogen Initiative.
- Tilman, D. (1993). Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation?. *Ecology*, 74(8): 2179-2191. DOI: 10.2307/1939572.
- Torres-Sánchez L., Schnaas L., Rothenberg S.J., Cebrián M.E., Osorio-Valencia E., Hernández M.C., García- Hernández R.M., López-Carrillo L. (2013). Prenatal p,p'-DDE exposure and neurodevelopment among children 3.5-5 years of age. *Environmental Health Perspectives*, 121(2), 263-268. DOI: 10.1289/ehp.1205034.
- Valdovinos-Flores C., Gaspar-Ramírez O., Heras-Ramírez M.E., Lara-Álvarez C., Dorantes-Ugalde J.A., Saldaña-Loza L.M. (2016). Boron and coumaphos residues in hive materials following treatments for the control of *Aethina tumida* Murray. *Plos One*, 11 (4), 1-11. DOI: 10.1371/journal.pone.0153551.
- Vitousek, P., Aber, Ch., Howarth, R., Likens, G., Matson, P., Schindler, D., Schlesinger, W., Tilman, G.D. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 1, 1-17. DOI: 10.1890/1051-0761(1997)007[0737:HAOTGN]2.0.CO;2.
- Waliszewski S.M., Bermudez M.T., Infanzon R.M., Silva C.S., Carvajal O., Trujillo P., Gómez-Arroyo S., Villalobos-Pietrini R., Saldaña V.A., Melo G., Esquivel S., Castro F., Ocampo H., Torres J., Hayward-Jones P.M. (2005). Persistent organochlorine pesticide levels in breast adipose tissue in women with malignant and benign breast tumors. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 75(4), 752-759. DOI: 10.1007/s00128-005-0815-8.
- Yáñez L., Borja-Aburto V.H., Rojas E., de la Fuente H., González-Amaro R., Gómez H., Jongitud A.A., Díaz-Barriga F. (2004). DDT Induces DNA damage in blood cells. studies in vitro and in women chronically exposed to this insecticide. *Environmental Research*, 94(1), 18-24. DOI: 10.1016/S0013-9351(03)00047-1.
- Zárate, J.E. (1997). Procesos de identidad y globalización económica. El Llano Grande en el sur de Jalisco. Zamora-México: El Colegio de Michoacán.