GOBIERNO DE MÉXICO | CIBIOGEM
COMISIÓN INTERSECRETARIAL DE BIOSEGURIDAD DE LOS ORGANISMOS GENÉTICAMENTE MODIFICADOS

Diagnóstico de Factibilidad

Solicitud de Permiso de Liberación al ambiente (SPLA) 01_2023

Secretaría Ejecutiva de la Comisión de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados

Septiembre 2024

Contenido

1. Introducción 8
1.1. Considerandos 10
1.2. Antecedentes 12
1.3. Fundamentos 14
2. Diagnóstico de factibilidad 19
2.1. Descripción general de la determinación de la presencia indígena 19
Comunidades indígenas cucapá 19
2.2. Área de influencia 21
2.3. Consideraciones sobre la diversidad del algodón 22
Algodones genéticamente modificados 27
2.3.1. Flujo génico 28
2.3.2. Algodones voluntarios y ferales 33
2.3.3. Dispersión natural de semillas 35
Cuerpos de agua 36
Ornitocoria 36
2.4. Manejo agronómico convencional y orgánico del cultivo de algodón 39
Investigación sobre mejoramiento genético y el manejo agronómico 39
Manejo agronómico del cultivo del algodón: prácticas anteriores y vigentes 41
Densidad de población, dosis de fertilización y riegos 43
Control de plagas 45
Perspectivas sobre el uso de semillas convencionales 47
2.4.1. Efectos del paquete tecnológico 48
2.4.1.1. Evidencias de los efectos adversos por el uso del glifosato 49
Toxicidad aguda y crónica del glifosato: impactos a la salud 52
Toxicidad aguda 52
Toxicidad crónica 52
Genotoxicidad y cáncer 53

Disrupción endócrina 54
Sistema digestivo y alteración del microbiota intestinal 54
Otros órganos, sistemas y desórdenes metabólicos 56
Estrés oxidativo 57
Elevada exposición humana al glifosato, tanto ocupacional, como no ocupacional en entornos rurales y urbanos 58
Afectaciones socioeconómicas asociadas al uso del glifosato 62
Impactos sociales derivados de las afectaciones a la salud humana 63
Impactos ambientales del uso del glifosato 64
Acumulación y persistencia en suelos y agua 65
Afectaciones a la biota en cuerpos de agua 66
Detrimento de la microbiota del suelo 68
Afectaciones en las poblaciones de insectos 68
Efectos nocivos sobre los polinizadores 69
2.4.1.2. Evidencias de los efectos adversos del herbicida dicamba 71
Riesgos para la salud 71
Riesgos ambientales 72
2.4.1.3. Evidencias de los efectos adversos del herbicida glufosinato 73
Riesgos para la salud 73
2.5. Afectaciones a la biota en cuerpos de agua y a las actividades de pesquería tradicional de las comunidades cucapá 75
2.6. Biodiversidad de los sitios RAMSAR 77
2.7. Biodiversidad de las áreas naturales protegidas 80
2.8. Consideraciones socioeconómicas 85
Contexto socioeconómico del pueblo cucapá y posibles afectaciones derivadas de la liberación de AGM 87
Flujo social de semillas transgénicas entre jornaleros agrícolas 91
3. Conclusiones del dictamen 94
4. Referencias bibliográficas 99

Siglas y acrónimos

Sigla/Acrónimo	Significado
AGM	Algodón genéticamente modificado
ANP	Área Natural Protegida
APF	Administración Pública Federal
CDB	Convenio sobre la Diversidad Biológica
CCPR	Comité de Derechos Humanos
CEDAW	Convención sobre la Eliminación de Todas las Formas de Discriminación contra la Mujer
CRC	Comité de los Derechos del Niño
CEACR	Comisión de Expertos en Aplicación de Convenios y Recomendaciones
CERD	Comité para la Eliminación de la Discriminación Racial
CESCR	Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales
Cibiogem	Comisión Intersecretarial de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados
CIDH	Comisión Interamericana de Derechos Humanos
CNDH	Comisión Nacional de los Derechos Humanos
Conahcyt	Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología
CONABIO	Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
CONANP	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
CPEUM	Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos
DADPI	Declaración Americana sobre los Derechos de los Pueblos Indígenas
DESCA	Derechos Económicos, Sociales, Culturales y Ambientales
DGRNB	Dirección General de Recursos Naturales y Bioseguridad
DNUDPI	Declaración de las Naciones Unidas sobre los Derechos de los Pueblos Indígenas

FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
GM	Genéticamente Modificado
GT-108	Subcomité Especializado para actualizar el mecanismo de consulta de pueblos y comunidades indígenas asentadas en zonas donde se pretenda la liberación de organismos genéticamente modificados
INAH	Instituto Nacional de Antropología e Historia
INECC	Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático
INPI	Instituto Nacional de los Pueblos Indígenas
LBOGM	Ley de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados
OACNUDH	Oficina del Alto Comisionado de las Naciones Unidas para los Derechos Humanos
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos
OGM	Organismos genéticamente modificados
OMS	Organización Mundial de la Salud
OIT	Organización Internacional del Trabajo
PA	Procuraduría Agraria
PIDESC	Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales
PC	Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología
RNB	Registro Nacional de Bioseguridad
Sader	Secretaria de Agricultura y Desarrollo Rural
SCJN	Suprema Corte de Justicia de la Nación
SEj-Cibiogem	Secretaría Ejecutiva de la Cibiogem
Senasica	Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria
SPLA	Solicitud de permiso de liberación al ambiente
Semarnat	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales

SEP	Secretaría de Educación Pública
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura

1. Introducción

En cumplimiento de las obligaciones en materia de derechos humanos, establecidas en la CPEUM; en apego a la normativa en materia de bioseguridad de OGM;[1] de conformidad con el Protocolo para garantizar la libre determinación, en el marco del mecanismo de consulta a pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables, con relación a las solicitudes de liberación al ambiente de Organismos Genéticamente Modificados (OGM), aprobado por la Cibiogem mediante el Acuerdo CIBIOGEM/ORD/02/2023-06;[2] con base en los ejes y recomendaciones aprobados por la Cibiogem para ser incorporados en la formulación, adopción, implementación y seguimiento de las políticas públicas en materia de bioseguridad de AGM, mediante el Acuerdo CIBIOGEM/ORD/02/2023-06; en concordancia con enfoque integral de bioseguridad de OGM, plasmado en los "Principios, Misión, Visión y Valores de la Comisión Intersecretarial de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados", aprobados mediante el Acuerdo CIBIOGEM/ORD/01/2020–07); [3] y considerando el Decreto presidencial sobre glifosato y maíz genéticamente modificado, publicado en el Diario Oficial de la Federación el 13 de febrero de 2023, que establece, entre otras acciones, las instrucciones que deben ejecutar las instanciaas de la administración pública federal para llevar a cabo la sustitución gradual del glifosato.

La Secretaría Ejecutiva de la Cibiogem coordinó la elaboración del diagnóstico de factibilidad referente a la Solicitud de Permiso de Liberación al ambiente (SPLA) 01_2023, presentada por la empresa Monsanto Comercial, S. de R. L. de C. V. para la fase experimental de siembra de algodón genéticamente modificado del "evento quíntuple apilado MON-887Ø2-4 x MON-15985-7 x SYN-IR1Ø2-7 x MON-887Ø1-3 x MON-88913-8 con resistencia a insectos lepidópteros, hemípteros y tisanópteros, tolerancia a herbicidas glifosato, dicamba y glufosinato de amonio".

El propósito de este diagnóstico es garantizar y proteger los derechos de los pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables, y de la población en general, frente a los posibles riesgos y los potenciales daños que implica la liberación al ambiente de organismos genéticamente modificados (GM). A través del diagnóstico, tal como se establece en los estándares nacionales e internacionales en materia de derechos humanos, se efectúa la más amplia protección a las poblaciones vulnerables y se aplica de manera amplia el criterio de precaución, ante el peligro de daño grave o irreversible para el ambiente y la salud humana, como es menester de todos los operadores jurídicos, incluídos los servidores públicos.

Asimismo, con una perspectiva amplia y acorde a las características de nuestro país, megadiverso y pluricultural, el diagnóstico parte de la información humanística, científica y técnica, libre de conflictos de interés, en materia de bioseguridad de OGM que, bajo el enfoque integral, abarca aspectos ambientales, bioculturales, culturales, sociales, económicos, agrícolas y jurídicos, tanto del algodón transgénico, como de su paquete tecnológico asociado. Aspectos que, en el pasado, fueron deliberadamente

ignorados al momento de otorgar permisos de liberación al ambiente de cultivos transgénicos con consecuencias perjudiciales para el bienestar humano.

1.1. Considerandos

Que la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos (CPEUM) contempla en su artículo 1o. la protección más amplia de los derechos Humanos estableciendo que "todas las personas gozarán de los derechos humanos reconocidos en esta Constitución y en los tratados internacionales de los que el Estado Mexicano sea parte…";

Que los derechos de los pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables están ampliamente reconocidos en la CPEUM, en sus artículos 1o. y 2o.; donde el derecho a su libre determinación constituye un elemento fundamental para su vida y su cultura, y, en consecuencia, para la coexistencia de la gran diversidad cultural y la riqueza biocultural de nuestro país.

Que las y los servidores públicos del Estado mexicano tienen la obligación constitucional de promover, respetar, proteger y garantizar los derechos humanos, tomando en cuenta en todo momento los principios de universalidad, interdependencia, indivisibilidad y progresividad.

Que el bloque de constitucionalidad, que brinda la más amplia protección de derechos humanos a las y los mexicanos, contempla la aplicación del principio precautorio en virtud del artículo 1o. y 4o. de la CPEUM, para garantizar el derecho a un medio ambiente sano y que dicho principio precautorio se sustenta en la Declaración de Rio sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo de mil novecientos noventa y dos.

Que, en materia de bioseguridad de los OGM, el principio precautorio está reconocido en el artículo 9, fracción IV de la Ley de Bioseguridad de Organismos Genéticamente Modificados (LBOGM) y su aplicación es una base fundamental en la toma de decisiones en esta materia, toda vez que la liberación al ambiente de organismos genéticamente modificados y su paquete tecnológico asociado, conlleva riesgos potenciales a la salud, al ambiente y las dinámicas socioeconómicas y culturales de la población en general y de los pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables, en particular.

Que la Cibiogem ha tenido a bien adoptar una serie de principios, misión, visión y valores, en donde se reconoce el enfoque integral de bioseguridad de los OGM para cumplir con el propósito de procurar el bienestar general de la población, a través de la protección del ambiente, la diversidad biológica y la riqueza biocultural, la salud humana y la inocuidad alimentaria, además de otros aspectos.

Que, bajo el enfoque integral de Bioseguridad, se deben tomar en cuenta las consideraciones socioeconómicas resultantes de los efectos de la liberación al ambiente de OGM, para la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica, especialmente, en relación con el valor que la diversidad biológica tiene

para las comunidades indígenas y locales, como se contempla en el artículo 26 del Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología del Convenio sobre la Diversidad Biológica y en el artículo 108 de la LBOGM.

Que, en el pasado, se realizaron liberaciones al ambiente de OGM sin que se realizaran procesos de consulta previa, bajo los estándares internacionales y nacionales aplicables a la materia, lo que constituye una falta al cumplimiento de las obligaciones de Estado en materia de derechos humanos

Que, a partir de 2015, se llevaron a cabo algunos procesos que no cubrían los criterios aprobados, en 2014, por la propia Cibiogem en el Protocolo de consulta a pueblos y comunidades indígenas asentadas en las zonas donde se pretenda la liberación de organismos genéticamente modificados (OGMs); lo que implicó la vulneración de los derechos de los pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables.

Que el Protocolo para garantizar la libre determinación, en el marco del mecanismo de consulta a pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables, con relación a las solicitudes de liberación al ambiente de Organismos Genéticamente Modificados (OGM), aprobado por la Cibiogem en 2023, es una medida que garantiza la no repetición de aquellas violaciones a los derechos de los pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables.

Que en 2023, la Cibiogem conoció y aprobó una serie de ejes, consideraciones y recomendaciones, a partir de los trabajos del Subcomité Especializado en Algodón Genéticamente Modificado, y acordó que estas fueran incluídas como base de las políticas públicas de bioseguridad de AGM.

Se emite el presente diagnóstico de factibilidad referente a la Solicitud de Permiso de Liberación al ambiente (SPLA) 01_2023, presentada por la empresa Monsanto Comercial, S. de R. L. de C. V. para la fase experimental de siembra de algodón genéticamente modificado del “evento quíntuple apilado MON-887Ø2-4 x MON-15985-7 x SYN-IR1Ø2-7 x MON-887Ø1-3 x MON-88913-8 con resistencia a insectos lepidópteros, hemípteros y tisanópteros, tolerancia a herbicidas glifosato, dicamba y glufosinato de amonio”.

1.2. Antecedentes

PRIMERO. Con fecha 03 de marzo de 2023, la SEj-Cibiogem recibió el número de oficio B00.04.1510-2023 emitido por el Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad (SENASICA), a través del cual se solicita la inscripción al Registro Nacional de Bioseguridad (RNB) la SPLA 01_2023 y solicita que se inicie el proceso de consulta a pueblos y comunidades indígenas asentados dentro de lo sitios de liberación señalados por la promovente y que se notifique a la Dirección General del SENASICA el resultado de dicho proceso. Dado que para que sea viable instrumentar el proceso de consulta indígena en un sitio donde se pretenda la liberación de organismos genéticamente modificados, es necesario contar con el Dictamen de bioseguridad en sentido FAVORABLE por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), solo procede la inscripción de la SPLA 01_2023 al RNB.

SEGUNDO. Con fecha 14 de julio de 2023, la SEj-Cibiogem recibió el número de oficio B00.04.6426-2023, emitido por el SENASICA donde se informa sobre el sentido FAVORABLE del Dictamen de bioseguridad emitido por la SEMARNAT sobre la SPLA con folio 2023_01 y solicita información sobre el estado en el que se encuentran los procesos de consulta. En respuesta al requerimiento, a través del oficio M000/0208/23 la SEj-Cibiogem informa a la Dirección General del SENASICA sobre la reunión con el Instituto Nacional de los Pueblos Indígenas (INPI) para abordar el tema y solicita copia del Dictamen de bioseguridad de la SEMARNAT.

TERCERO. A través del número de oficio B00.04.6847-2023 de fecha 25 de julio de 2023, el SENASICA turna a la SEj-Cibiogem el Dictamen de bioseguridad vinculante en sentido FAVORABLE de la SPLA 01_2023.

CUARTO. Mediante el oficio M000/0208/23 de fecha 27 de julio de 2023 la SEj-Cibiogem informó al INPI sobre la SPLA con folio 01_2023 y su correspondiente dictamen en sentido FAVORABLE emitido por la SEMARNAT; asimismo, le proporcionó la capa de información geográfica en formato *shapefile* de los vértices de los polígonos referidos en la solicitud. Lo anterior, para requerir las comunidades indígenas y afromexicanas.

QUINTO. En alcance al oficio B00.04.6847-2023, con fecha 24 de agosto de 2023, la SEj-Cibiogem recibió el oficio B00.04.7643-2023 emitido por el SENASICA donde se remite copia del Dictamen de bioseguridad en sentido FAVORABLE de la SPLA con folio 01_2023 de la SEMARNAT que contempla una fe de erratas.

SEXTO. El INPI, a través del oficio CGDI/2023/OF/1684, con fecha 24 de agosto de 2023, requirió a la SEj-Cibiogem las poligonales de los predios propuestos para la SPLA con folio 01_2023, ya que el promovente únicamente refiere los puntos en coordenadas

UTN por lo que no se reflejan las poligonales de los predios. En atención a este requerimiento, la SEj-Cibiogem solicitó al SENASICA mediante oficio M000/0255/23 de fecha 29 de agosto de 2024, la capa geográfica correspondiente; siendo que el SENASICA a su vez giró respuesta mediante el oficio B00.04.8365-2023 de fecha 11 de septiembre de 2023.

SÉPTIMO. En seguimiento al oficio B00.04.8365-2023, mediante oficio M000/0294/23 de fecha 27 de septiembre de 2023, la SEj-Cibiogem solicitó al SENASICA la totalidad de las poligonales de los predios propuestos en la SPLA con folio 01_2023 y mediante B00.04.9175-2023 de fecha 11 de octubre de 2023 se envió la información correspondiente, aclarando que las poligonales que no habían sido enviadas son las que se declaran “inviables” conforme al Dictamen de Bioseguridad de la SEMARNAT.

OCTAVO. A través del oficio M000/0325/23 de fecha 13 de octubre de 2023, la SEj-Cibiogem envío la capa de información geográfica de los polígonos referentes a la SPLA 01_2023 al INPI para dar continuidad a la determinación de la consulta indígena.

NOVENO. La SEj-Cibiogem solicitó al SENASICA a través del oficio M000/0375/23 de fecha 21 de noviembre de 2023, la ratificación de los predios que no serán autorizados para la liberación de algodón genéticamente modificado conforme al Dictamen de bioseguridad de la SEMARNAT para la SPLA con folio 01_2023. En respuesta al requerimiento, se brinda la información a través del oficio B00.04.10797-2023 de fecha 01 de diciembre de 2023.

DÉCIMO. El SENASICA solicitó a la SEj-Cibiogem el estatus de los procesos de consulta mediante el oficio B00.04.11271-2023 de fecha 14 de diciembre de 2023. Con la misma fecha, la SEj-Cibiogem envió al INPI la ratificación de los predios identificados como "permitidos" en caso de brindar los permisos de la SPLA con folio 01_2023, esto para ser considerados en la determinación de la presencia indígena. Y a través del oficio M00000/0007/2024 de fecha 12 de enero de 2024, la SEj-Cibiogem brindó respuesta al oficio B00.04.11271-2023 y se informó sobre el estatus requerido.

DÉCIMO PRIMERO. Con fecha 16 de febrero de 2024, la SEj-Cibiogem recibió el oficio B00.04.1104-2024 del SENASICA solicitando el estatus del proceso de consulta indígena y mediante el oficio M00000/0044/2024 de fecha 04 de marzo se brinda la información requerida.

DÉCIMO SEGUNDO. Con fecha 05 de marzo de 2024, la SEj-Cibiogem recibió el oficio CGDI/2024/OF/2589 del INPI donde se informa sobre la determinación de la presencia indígena relativa a los predios propuestos en la SPLA con folio 01_2023; y que con fecha 08 de marzo de 2024 la SEj-Cibiogem hace del conocimiento al SENASICA esta información mediante el oficio M00000/0053/2034.

DÉCIMO TERCERO. Para dar continuidad a la elaboración del Diagnóstico de factibilidad establecido en el "*Protocolo para garantizar la libre determinación, en el*

marco del mecanismo de consulta a pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables, con relación a las solicitudes de liberación al ambiente de Organismos Genéticamente Modificados (OGM)", la SEj-Cibiogem solicitó a la SEMARNAT a través del oficio M00000/0055/2034 de fecha 08 de marzo de 2024, las opiniones técnicas de la CONABIO, CONANP, PROFEPA e INECC que se usaron para el diagnóstico de bioseguridad de la SPLA con folio 01_2023. Y con fecha 20 de marzo de 2024, la SEj-Cibiogem recibe la respuesta solicitada con el oficio SPARN/DGRNB/078/2024.

DÉMICO CUARTO. Para la elaboración del diagnóstico de factibilidad establecido en el *Protocolo para garantizar la libre determinación, en el marco del mecanismo de consulta a pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables, con relación a las solicitudes de liberación al ambiente de Organismos Genéticamente Modificados (OGM)*", la Secretaría Ejecutiva de la Cibiogem requirió opiniones científico-técnicas a personas expertas en diversas áreas, estas opiniones se encuentran anexas al presente documento.

1.3. Fundamentos

El presente diagnóstico se instrumenta en el marco del "*Protocolo para garantizar la libre determinación, en el marco del mecanismo de consulta a pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables, con relación a las solicitudes de liberación al ambiente de Organismos Genéticamente Modificados (OGM)*" (Protocolo de Consulta)[4], aprobado por el Pleno de la CIBIOGEM en la segunda Sesión Ordinaria de 2023, mediante el acuerdo CIBIOGEM/ORD/01/2020–07, particularmente, de conformidad con lo establecido en su Apartado 4.2. Dicho mecanismo está considerado en el artículo 108 de la Ley de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados, 54 del Reglamento de la LBOGM, 5 fracción XIV, del Reglamento de la CIBIOGEM.

Tratándose de OGM, es muy importante que las autoridades en materia de bioseguridad cuiden, en todo momento, que no exista una vulneración de los derechos humanos, como resultado de la liberación al ambiente de OGM. Asimismo, es fundamental reconocer y considerar que el uso de determinados herbicidas es parte del paquete tecnológico que, en lo general, acompaña los cultivos GM. Tomando en cuenta que los estudios de impacto y el análisis de riesgos no contemplan los efectos de este paquete tecnológico, es fundamental que, ante una posible afectación a la salud o daño al medio ambiente, se vigilen dichos efectos.

El uso del paquete tecnológico asociado a los OGM puede perjudicar la salud humana y comprometer el bienestar de la población, particularmente, de población vulnerable (como personas indígenas, campesinas, jornaleras agrícolas; además de niños, niñas y adolescentes), dañar la biodiversidad, alterar el equilibrio ecológico, contaminar el agua y el suelo, menoscabar la diversidad biocultural y tener implicaciones socioeconómicas relevantes. Estas afectaciones pueden constituir daños

considerables en la vida de las personas, vulnerando diversos derechos humanos, establecidos en la CPEUM y los distintos tratados internacionales de los que el Estado Mexicano es parte, y que, según el artículo 1° de la CPEUM, deben ser promovidos, respetados, protegidos y garantizados por todas las autoridades, en el ámbito de sus competencias.

Derivado de estos aspectos, los fundamentos para la elaboración del presente dictamen de factibilidad son los siguientes:

Principios, Misión, Visión y Valores de la Comisión Intersecretarial de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados (Acuerdo de la Cibiogem CIBIOGEM/ORD/01/2020–07).

Conforme al documento de principios, misión, visión y valores de la Cibiogem, se reconoce la relevancia de adoptar una visión integral en las políticas públicas de bioseguridad de los OGM, con la premisa central de procurar el bienestar general de la población, a través de la protección del ambiente, la diversidad biológica y la riqueza biocultural, la salud humana y la inocuidad alimentaria, resaltando las consideraciones socioeconómicas y culturales, con énfasis en aquellos aspectos a los que las comunidades indígenas asignen valores especiales; los derechos humanos como eje cardinal que debe regir cualquier actuación del Estado mexicano; el principio precautorio como base para establecer acciones en la materia, junto con otros principios aplicables a la materia, partiendo de un enfoque ético; la participación ciudadana, con énfasis en la participación de los pueblos indígenas y las comunidades rurales; el diálogo de saberes que trascienda la exclusividad del saber científico y técnico, para integrar el conocimiento social y humanístico, además de los saberes indígenas y locales; y, la difusión de la información de bioseguridad de los OGM a la que tenemos derecho todas las personas.

Enfoque integral de bioseguridad

En el enfoque integral de bioseguridad de los OGM se toman en cuenta los daños y riesgos, probados y potenciales, por la siembra, uso y consumo de los OGM; los daños y riesgos, probados y potenciales, por el uso y exposición a plaguicidas altamente peligrosos que forman parte del paquete tecnológico asociado a los OGM; así como, las alternativas existentes que sean sostenibles en términos ambientales, sociales, económicos y culturales, tanto para las generaciones presentes, como las futuras.

La bioseguridad integral de los OGM responde a los daños y riesgos, probados y probables, que el uso y consumo de desarrollos biotecnológicos implican para la salud humana, el ambiente y la diversidad biológica, así como el uso sustentable de los bienes naturales. Dado que existen incertidumbres sobre los impactos de las nuevas biotecnologías, es necesaria la realización de análisis prospectivos y periódicos, así como el seguimiento y la evaluación de las biotecnologías más recientes (incluyendo,

a la edición genómica), desde un enfoque de precaución, que antepongan los contextos socioeconómicos y bioculturales mexicanos

En ese sentido, la bioseguridad de los OGM, bajo el enfoque integral, fortalece la soberanía alimentaria del país y respalda su defensa, reconociendo la especial relevancia que ello tiene para los pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables, así como para las comunidades agrarias del país. Lo anterior, en concordancia con la convicción de que los medios de garantía de esta capacidad y el desarrollo de sus cualidades, [5] contribuyen al pleno ejercicio del derecho a la alimentación adecuada y derechos conexos.

Principio precautorio

El principio de precaución encuentra aplicación en México en virtud de los artículos 1°, 3° y 4° de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, en función de proteger y garantizar los derechos a la vida, a disfrutar de los beneficios del progreso científico y a un medio ambiente limpio, sano y sostenible; además de a una alimentación adecuada y al disfrute del más alto nivel posible de salud, por su relación intrínseca con el derecho a un medio ambiente sano, materia en la que ha tenido mayor progreso y ejecución. Ello se encuentra reconocido a nivel nacional[6,7,8] regional[9] y universal.[10,11,12,13,14]

Bajo estos fundamentos constitucionales, el principio de precaución es aquel contemplado en la Declaración de Río de 1992 sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo en su principio 15, que dispone:

> *"PRINCIPIO 15.-Con el fin de proteger el medio ambiente, los Estados deberán aplicar ampliamente el criterio de precaución conforme a sus capacidades. Cuando hay peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica absoluta no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medida eficaces en función de los costos para impedir la degradación del medio ambiente."*

Asimismo, se encuentra contemplado en el artículo 9, fracción IV, de la Ley de Bioseguridad de Organismos Genéticamente Modificados que prevé:

> *"Con el fin de proteger el medio ambiente y la diversidad biológica, el Estado Mexicano deberá aplicar el enfoque de precaución conforme a sus capacidades, tomando en cuenta los compromisos establecidos en tratados y acuerdos internacionales de los que los Estados Unidos Mexicanos sean parte. Cuando haya peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica absoluta no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces en función de los costos para impedir la degradación del medio ambiente y de la diversidad biológica. Dichas*

medidas se adoptarán de conformidad con las previsiones y los procedimientos administrativos establecidos en esta Ley"

El 26 de julio de 2022, la Asamblea General de Naciones Unidas declaró el carácter universal del derecho humano a un ambiente limpio, saludable y sostenible. [15] La aplicación e interpretación de este derecho, en el contexto de la contaminación y las sustancias tóxicas, debe guiarse por los principios de prevención, precaución, no discriminación y no regresión, así como por el principio de quien contamina paga.[16]

El principio de precaución aplica en casos donde hay indicadores plausibles de que una actividad podría acarrear daños inaceptables para las personas o el ambiente, aún en ausencia de certeza científica, entendiendo daño inaceptable como: "el infligido a seres humanos o al medio ambiente que sea: a) una amenaza contra la salud o la vida humana; b) grave y efectivamente irreversible; c) injusto para las generaciones presentes o futuras; o d) impuesto sin tener debidamente en cuenta los derechos humanos de los afectados". [17,18] Al respecto, cuando se estima que una hipótesis es plausible y que otra no lo es, no se está sosteniendo que la hipótesis plausible es más probable que la que no lo es, si bien se afirma que la hipótesis plausible representa una posibilidad más seria que la otra. [19]

En consecuencia, para activar el principio de precaución no es necesario que la evidencia científica provea indicadores unívocos y definitivos sobre el riesgo. Exigir ese tipo de evidencia constituiría una desprotección del medio ambiente, pues en muchas ocasiones cuando las consecuencias adversas resultan perceptibles es porque el daño al medio ambiente ya es irreparable o irreversible; [20] aunado al hecho de que tratándose de contextos donde existe presencia de pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables, los impactos se trasladan a sus dinámicas socioeconómicas y bioculturales con el riesgo de que tales impactos se extiendan hacia otras regiones del país, afectando también a otros sectores de la población nacional.

El derecho humano a un medio ambiente sano y el principio precautorio, en su vertiente colectiva, constituyen no sólo un deber de protección y garantía para las autoridades públicas, sino inclusive de los particulares, que no sólo incumbe a los estados en lo individual sino existe una interdependencia de carácter universal para salvaguardar el ecosistema para las generaciones presentes y futuras, por lo que es un instrumento que debe permitir su tutela efectiva en cualquier procedimiento con posibles repercusiones ambientales.

Es así que, el principio de precaución es un criterio fundamental para el presente diagnóstico de factibilidad, pues es la base para la protección de sus derechos, toda vez que, tratándose de la liberación al ambiente de OGM, no sólo implica el riesgo del evento GM, sino también del paquete tecnológico al que esté asociado dicho evento. Además, no puede dejar de mencionarse que el principio de precaución estimula las innovaciones y tecnologías limpias, en beneficio de la humanidad y el ambiente.[21]

Derechos Humanos

En cuanto a las disposiciones jurídicas nacionales, es importante destacar la reforma constitucional en materia de derechos humanos publicada en el Diario Oficial de la Federación el 10 de junio de 2011, que, conforme al criterio jurisprudencial emitido por la Suprema Corte de Justicia de la Nación (SCJN), son de observancia obligatoria para todas las autoridades de nuestro país.

Bajo el enfoque de derechos humanos el Estado mexicano, antes que nada, tiene que velar por el bienestar de las personas y cumplir con sus obligaciones en materia de derechos humanos, actuando como ente garante en todo momento. Más aún, cuando se trate de poblaciones históricamente vulneradas, se debe aplicar un criterio de protección reforzada, ante posibles vulneraciones a sus derechos humanos. Es así que, antes de iniciar cualquier proceso de consulta, de presentarse potenciales afectaciones a los derechos de los pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables, derivado de una pretendida liberación al ambiente de OGM, en cualquiera de sus fases, se debe determinar que no es factible el otorgamiento de cualquier permiso de liberación al ambiente del OGM del que se trate. Es responsabilidad de las personas servidoras públicas la observancia de los principios de universalidad, interdependencia e indivisibilidad, progresividad, inalienabilidad y pro persona.

En concordancia con lo anterior, el presente Diagnóstico de factibilidad se lleva a cabo en apego a los más altos estándares nacionales e internacionales en materia de derechos humanos, el cumplimiento del papel del Estado como ente garante, la protección reforzada, y los principios en materia de bioseguridad de los OGM, bajo el enfoque integral, tomando en cuenta los estudios de impacto ambiental, social, cultural, de riesgo y otros análisis que se efectúen.

De esta manera el Diagnóstico de factibilidad se lleva a cabo en apego a la actuación del Estado garante de derechos humanos, la protección reforzada y el respeto a la libre determinación de los pueblos y comunidades, además de los principios en materia de bioseguridad, bajo el enfoque integral.

2. Diagnóstico de factibilidad

2.1. Descripción general de la determinación de la presencia indígena

Comunidades indígenas cucapá

Conforme a la información proporcionada por el Instituto Nacional de los Pueblos Indígenas (INPI), la Figura 1 muestra la georreferenciación de los predios propuestos en la SPLA de algodón genéticamente modificado (AGM) en etapa experimental con folio 01_2023 (Oficio CGD/2024/OF/2589), los cuales se encuentran en los municipios de Mexicali, Baja California, y San Luis Río Colorado, Sonora. El INPI, con base al artículo 2 Constitucional y, toda vez que en México no existe un catálogo de comunidades indígenas, procedió a analizar la situación de las localidades ubicadas dentro del área de influencia que se describe más adelante, a partir de la metodología de comunidad inferida, con la que se determinaron las localidades y los núcleos agrarios, así como la distancia al predio más cercano donde se pretende llevar a cabo la liberación al ambiente del AGM en la etapa experimental.

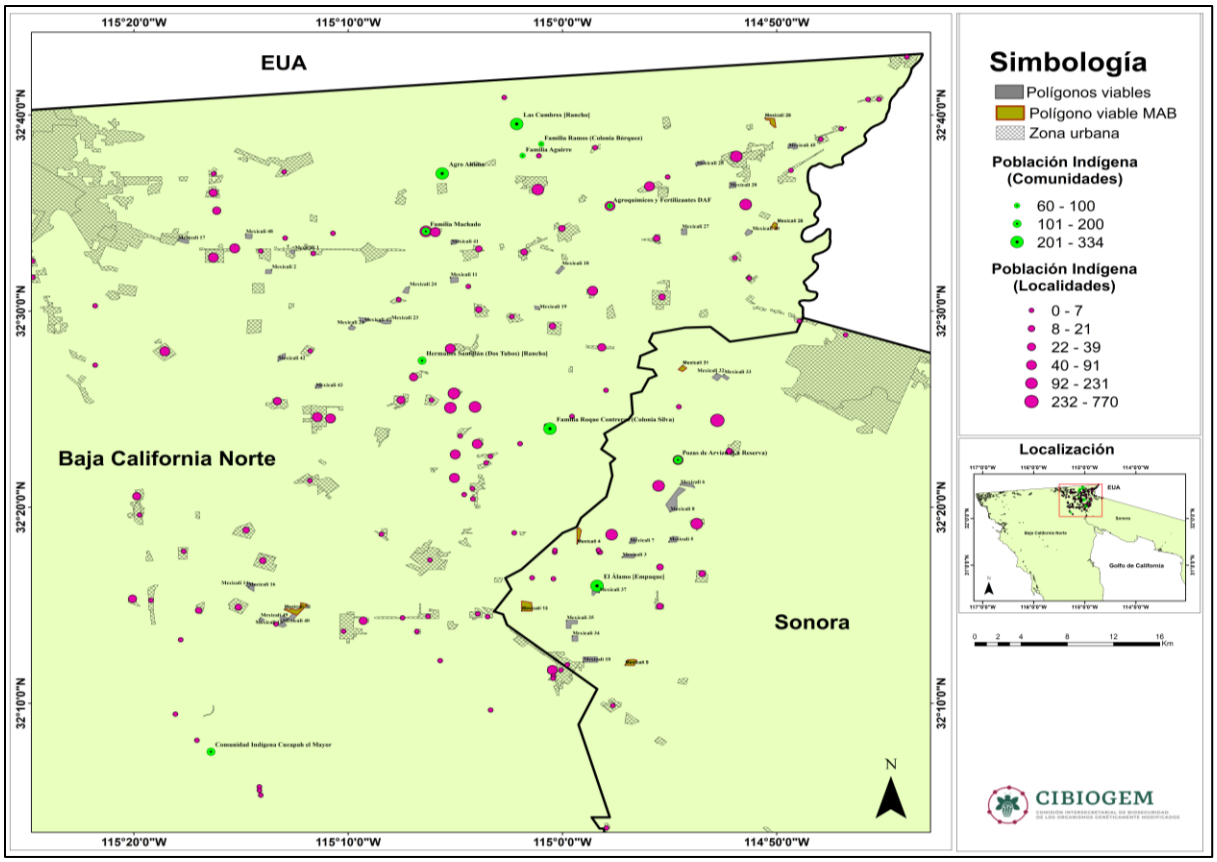

Figura 1. *Predios propuestos para la liberación de algodón GM y presencia de población indígena*

Con base a la metodología empleada, se identificaron cuáles de las 140 localidades próximas a los predios propuestos para la liberación experimental de algodón GM podrían ser catalogadas como comunidades indígenas. El INPI informó que 11 localidades son comunidades indígenas (Tabla 1). Lo anterior, de conformidad con la información contenida en el Censo de Población y Vivienda 2020 (Oficio CGDI/2024/OF/2589).

Tabla 1. Lista de comunidades indígenas, población total, población indígena total y distancia a polígono de liberación de AGM más cercano

No	Municipio	Ejido	Localidad	Pob. Total	Pob. Indígena	% de población	Distancia
1	Mexicali Baja California	Tula	Familia Machado	145	139	95.9	2,023.65m (2.030652 km)
2	San Luis Río Colorado Sonora	Poza de Arvizu	Pozas de Arvizu (La Reserva)	130	56	43.1	2,183.638 m. (2.0183638 km)
3	Mexicali Baja California	Torreón	Agroquímicos y Fertilizantes DAF	62	47	75.8	5,687.07 m. (5.68707 km)
4	Mexicali Baja California	-	Comunidad Indígena Cucapá el Mayor	147	35	23.8	12,827.64 m (12.82764 km)
5	Mexicali Baja California	-	Familia Ramos (Colonia Silva)	60	34	56.7	13,14.846 m (1.314846 km)
6	Mexicali Baja California	-	Familia Roque Contreras (Colonia Silva)	265	131	49.4	9,562.41152031 m (1.0420393239 km)
7	Mexicali Baja California	-	Familia Aguirre	84	80	95.2	1,042.0393239 m. (1. 0420393239 km)
8	Mexicali Baja California	-	Agro Altima	334	334	100	5,619.14496 m (5.61914496 km)
9	Mexicali Baja California	-	Hermanos Santillán (Dos Turbos) (Rancho)	132	126	95.5	4,189.96992 m (4.18996992 km)
10	Mexicali Baja California	-	Las cumbres (Rancho)	264	201	76.1	1,289.82697 m (1.28982697 km)
11	San Luis Río Colorado Sonora	-	El Álamo (Empaque)	206	169	82	471.794613 m (0.471794617 km)

Para identificar la pertenencia a un pueblo indígena, es necesario examinar disposiciones legales estatales, federales, y tomar hechos notorios. Lo anterior, con base al criterio emitido por el Poder Judicial de la Federación, considerando que la presencia de personas indígenas en un espacio geográfico es un indicio de su pertenencia a un pueblo indígena.

En el "Catálogo de las Lenguas Indígenas Nacionales: Variantes Lingüísticas de México con sus autodenominaciones y referencias geoestadísticas" publicado en el Diario Oficial de la Federación (DOF) el 14 de enero de 2008, [22] registra que en las comunidades cucapá el Mayor, municipio de Mexicali, Baja California, y Pozas de Arvizu (La Reserva), del municipio de San Luis Río Colorado, Sonora, se identificaron poblaciones indígenas originarias, incluso, la comunidad de Pozas de Arvizu ha solicitado su registro ante el Catálogo Nacional de Pueblos y Comunidades Indígenas y Afromexicanas como comunidad perteneciente del pueblo cucapá (Oficio CGDI/2024/OF/2589).

2.2. Área de influencia

Las áreas de influencia se generan a partir de entidades espaciales (puntos, líneas o polígonos) de entrada a una distancia especifica, los métodos básicos para su construcción son euclidiano y geodésico.[23] Este geoproceso se crea dentro de un marco de trabajo en ambiente de Sistemas de Información Geográfica (SIG), que permite la administración, análisis y modelado de los datos geográficos.

En relación con el diagnóstico de factibilidad, se generaron áreas de influencia tomando como entidad espacial de entrada a cada uno de los predios propuestos en la SPLA O1_2023. Las distancias definidas para generar estas áreas fueron de 3, 5, 10 y 20 Km, tomando como referencia el oficio CGDI/2024/OF/2589 emitido por el INPI para determinar la población indígena. De esta manera fue posible llevar a cabo un análisis geográfico inicial que permitió identificar los potenciales riesgos ambientales, socioeconómicos y bioculturales relacionados con la siembra de algodón transgénico y el paquete tecnológico asociado en las áreas circundantes y en el núcleo de las comunidades indígenas y población en general.

Aun cuando los predios propuestos en la SPLA 01_2023 no se superponen con los polígonos de asentamiento de las comunidades indígenas mencionadas en la Tabla 1, el análisis geográfico revela que se encuentran dentro del área de influencia que no superan los 20 kilómetros de distancia de los polígonos de la SPLA 01_2023. Por destacar, el polígono denominado "Mexicali 37" se encuentra a tan sólo 471 metros (m) de la comunidad indígena El Álamo (Empaque), mientras que el polígono "Mexicali 6" está a 2.18 kilómetros (km) de Pozas de Arvizu (La Reserva), y la comunidad "Familia Machado" se ubica a 2.03 kilómetros del polígono "Mexicali 41", y a 4.8 kilómetros del polígono "Mexicali 11". Esta cercanía plantea la posibilidad de potenciales riesgos ambientales que impactarían en la salud de las comunidades indígenas, así como de la población en general (Figura 2).

De esta manera, el presente diagnóstico de factibilidad, procura proporcionar una visión integral de los posibles efectos derivados de la siembra de AGM, lo que representaría una vulneración a los derechos humanos de los pueblos y comunidades indígenas. Como se mostrará más adelante, al tomar en cuenta diversos factores de impacto ambiental, social, económico y cultural, las áreas de influencia pueden extenderse a través de diversos kilómetros, incluso, pueden llegar a ser indeterminadas por la propia amplitud de su impacto.

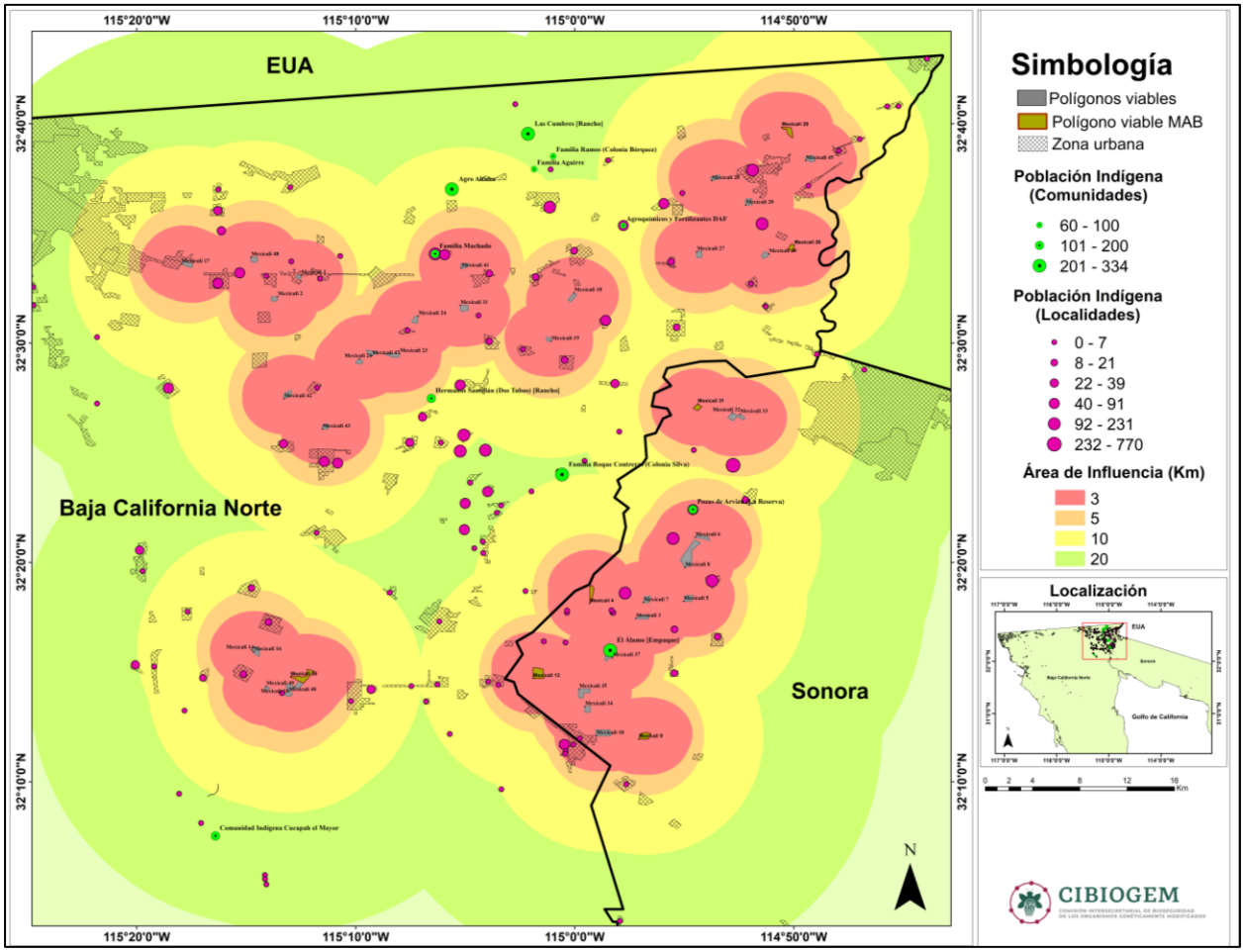

Figura 2. *Áreas de influencia a 3, 5, 10 y 20 km de distancia, determinadas a partir de los predios propuestos para la liberación de algodón GM.*

2.3. Consideraciones sobre la diversidad del algodón

México es centro de origen, diversificación y domesticación del algodón (*Gossypium hirsutum*). En el país, los individuos de la especie *G. hirsutum* presentan un continuo de formas entre las variedades que van de las silvestres a las domesticadas de gran relevancia debido a que representan el reservorio genético primario del cultivo de

algodón del país y del mundo.[24] Esta diversidad es el resultado de más de 10,000 años de domesticación, y de miles de años bajo la selección natural de las formas silvestres.

A mayor abundamiento, *Gossypium* es un género de distribución casi mundial que incluye más de 50 especies. Desde la divergencia de sus parientes más cercanos durante el Mioceno (hace 10–15 millones de años), *Gossypium* adquirió una amplia diversidad morfológica, citogenética y genómica debido a múltiples dispersiones transoceánicas y una rápida especiación y diversificación regional.[25] Esta historia evolutiva condujo a ocho grupos de genomas diploides reconocidos (A-G, más K) y un grupo alotetraploide (AD = subgénero *Karpas*). Estos linajes principales ocurren en diferentes centros primarios de diversidad de los cuales México es el centro de origen y diversidad del subgénero *Houzingenia* (genoma D) y *G. hirsutum* (genoma AD). (26,27;28;29;30.31,32,33

Gossypium hirsutum tiene una larga historia de domesticación en México y ha estado sujeta a una diversidad de prácticas de manejo *in situ* y *ex situ*, junto con un constante movimiento de semillas mediado por las personas.[34] Estos procesos continuos y en curso (incluyendo el flujo genético y la introgresión dentro del acervo genético primario), han dado forma a la historia evolutiva de *G. hirsutum*, lo que ha resultado en complejo de poblaciones silvestres a domesticadas que sostienen relaciones complejas.[35]

Específicamente, *G. hirsutum* especie existe como un complejo silvestre a domesticado conformado por poblaciones silvestres, variedades domesticadas nativas, variedades domesticadas mejoradas (convencionales y modificadas genéticamente) y plantas escapadas de cultivo (ferales).[36,37.] Esto muestra una amplia diversidad fenotípica, genética y ecológica[38] y cada una de sus partes es diferente en los procesos que originan y mantienen dicha diversidad. Esta amplia y variada diversidad de *G. hirsutum* forma parte de lo que se conoce como el pool o acervo genético primario del algodón.

El acervo genético primario está compuesto por especies estrechamente relacionadas, entre las cuales la entrecruza es fácil y produce descendencia totalmente fértil.[39] Así, el acervo primario de *G. hirsutum* está compuesto por los integrantes de su complejo silvestre a domesticado y el resto de las especies tetraploides del subgénero *Karpas* (*G. barbadense* L., *G. tomentosum* Nutt. ex Seem., *G. darwinii G.Watt*. y *G. mustelinum* Miers ex Watt). En México, el acervo genético primario está compuesto por poblaciones del complejo silvestre a domesticado de *G. hirsutum* y poblaciones silvestres de *G. barbadense*.[40]

Adicionalmente, en México se distribuyen 11 de las 13 especies diploides del subgénero *Houzingenia*, las cuales conforman el pool o acervo genético secundario (Figura 3). Los estudios filogenéticos y biogeográficos sobre algodones del genoma D explican su distribución geográfica a través de escenarios de dispersiones repetidas a larga distancia, además de posibles eventos de vicarianza (proceso que se da cuando las

especies ancestrales se fragmentan por la aparición de barreras geológicas u otras, lo que permite que las especies descendientes evolucionen de forma independiente) que son recurrentes en la biología evolutiva de *Gossypium* [41,42,43]. Además, el grupo exhibe una historia de hibridación e introgresión entre taxones[44].

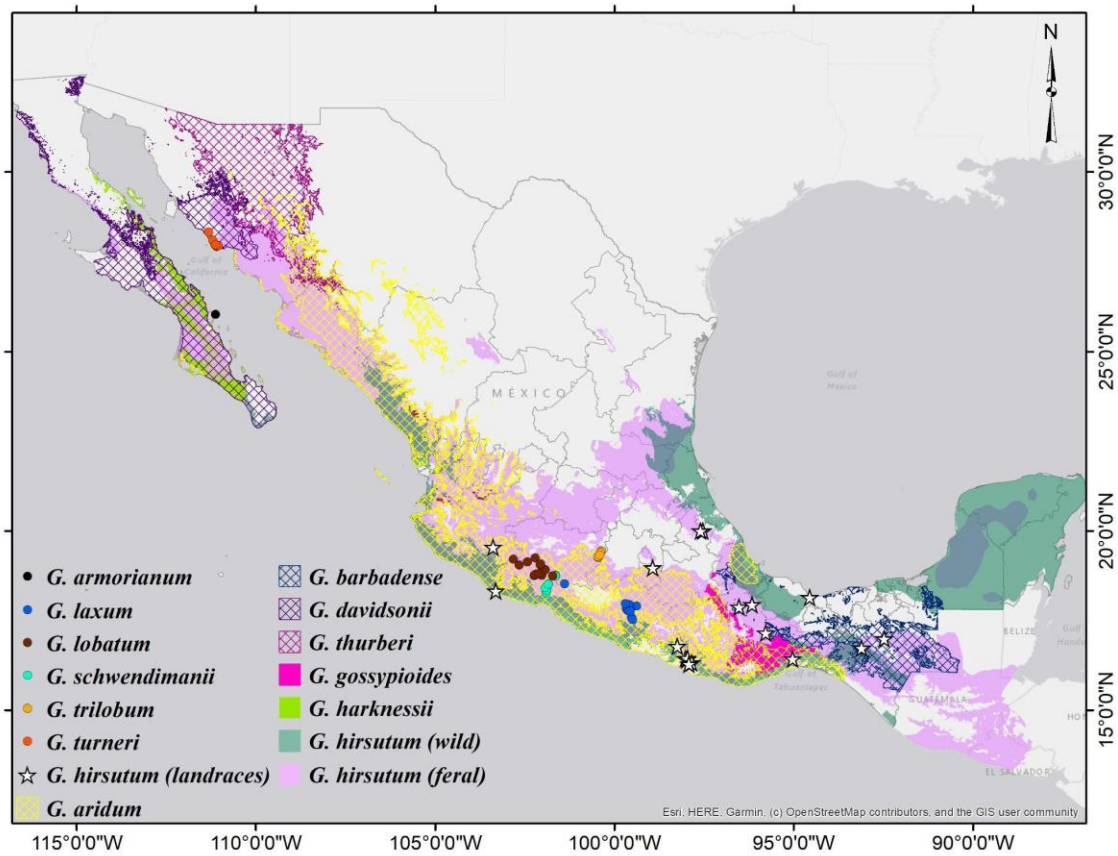

Figura 3. *Distribución de las especies de Gossypium que conforman el acervo primario y secundario de G. hirsutum en México. Las áreas ilustran modelos de idoneidad ambiental; los puntos representan datos de ocurrencia de especies que carecen de suficiente información para realizar modelos de nicho ecológico; y las estrellas blancas muestran datos de ocurrencia de variedades nativas de G. hirsutum. Figura tomada de* (Alavez *et al*., 2020).

Los parientes silvestres del genoma D poseen una vasta diversidad genética que puede ampliar la base genética homogénea de los cultivos de algodón con genomas AD. [45] Algunas barreras reproductivas dificultan la hibridación interespecífica entre especies genéticamente distantes dentro de *Gossypium*, lo que limita su inclusión en programas de mejoramiento. Sin embargo, actualmente su investigación está aumentando porque los algodones diploides del genoma D (*Gossypium* spp.) son parte de una gran reserva de genes importantes para mejorar la calidad de la fibra, la resistencia a plagas y enfermedades y la tolerancia a la sequía y salinidad en los algodones cultivados modernos (*G. hirsutum* y *G. barbadense*).[46] Más

aún, el obstáculo inicial en el desarrollo de híbridos de algodón interespecíficos se ha superado utilizando un conjunto de herramientas convencionales y biotecnológicas que han facilitado la incorporación efectiva de materiales genéticos del germoplasma silvestre de *Gossypium* spp. en cultivares de algodón existentes.[47]

Por otra parte, los algodones del genoma D cumplen una función ecológica relevante en los hábitats en los que se distribuyen, incluyendo aquellos que comparten con poblaciones del complejo silvestre a domesticado de *G. hirsutum*. Los subgéneros Houzingenia y Karpas podrían compartir interacciones ecológicas debido a que comparten caracteres taxonómicos como: embriones con glándulas de gosipol prominentes; hábito arbustivo o arbóreo erecto; y corola de color crema, amarilla o rosa,[48,49] éste último de particular relevancia para los visitantes florales y la polinización. De manera desafortunada, existen pocos trabajos sobre las interacciones que los algodones del genoma D sostienen con otras especies. No obstante, dadas las similitudes en su morfología floral es posible que compartan visitantes florales; por ejemplo, la presencia del coleóptero *Anthonomus grandis* (considerado una importante plaga del algodonero como se verá más adelante), que se alimenta de polen en flores de diversas especies silvestres del genoma D incluyendo *G. turneri*, *G. aridum*, *G. thurberi* y *G. davidsonii*[50,51]. De hecho, el viento favorece la dispersión a larga distancia de *A. grandis*[52] y este insecto, a su vez, puede transportar polen en su cabeza (debajo de la proboscis y los ojos)[53] contribuyendo al flujo.

El aprovechamiento de la diversidad de algodones ha dado paso a la generación de las variedades mejoradas que se utilizan en la actualidad, lo que permite entender como la diversidad y su plasticidad genética posibilitan esta gran labor. Resulta necesario reconocer que, en el caso de las variedades nativas, en su mayoría han sido seleccionadas y conservadas por los pueblos y comunidades indígenas, y que sin este paso esencial de la conservación *in situ*, no hubiera sido posible generar a las variedades mejoradas, incluso las transgénicas que hoy conocemos.

Debido a las diversas características de los algodones mexicanos, estos han contribuido en un 54% de la conformación de las variedades mejoradas, y están presentes en el 90% de los 210 cultivares modernos. Las bases genéticas de variedades mejoradas como lo son Acala, Deltapine, Coker, Stoneville provienen de algodones mexicanos semi-domesticados y silvestres de la especie *G. hirsutum*.[54,55]

La especie considerada como la más antigua es *Gossypium aridum* Rose y Standl., la cual se localizó en los estados de Sinaloa, Michoacán, Colima y Guerrero,[56] posee la característica de resistencia a la enfermedad de marchitez (*Verticillium dahliae* K). Otro ejemplo es el resultado de la hibridación con especies silvestres de algodón del estado de Tamaulipas, México, donde se generó la principal variedad de la Unión de Repúblicas Socialistas Soviéticas, denominada “Tashkent”, la cual posee alta resistencia a *Verticillium* Wilt.[57]

Por su parte *Gossypium thurberii* Tod., localizada en la Península de Baja California y Sonora, México, se caracteriza por su tolerancia a temperaturas de hasta -7 °C. Además, se determinó que el cruzamiento de esta especie con variedades mejoradas incrementa la resistencia de la fibra. [58] En el caso de *G. harknessii*, se ubicó en algunas costas e islas de Baja California, y *G. armorianum* K. se encontró exclusivamente en la isla San Marcos. Ambas especies son muy resistentes a la sequía y morfológicamente presentan brácteas caducas, característica importante tanto para la cosecha como para la calidad de la fibra.

En Sudán, utilizaron las especies *G. armorianum* y *G. harknessii* para generar genotipos sin brácteas. [59] Las especies *G. laxum* Phill., ubicada en Guerrero y *G. lobatum*, en Michoacán, presentan características de hojas caducas, lo cual podría aprovecharse para reducir o incluso eliminar el uso de defoliantes y desecantes previos a la cosecha, lo que permitiría reducir costos de producción.

G. davidsonii Kell., localizada en las islas Revillagigedo y las costas de Sonora, presenta abundantes pubescencias que aportan protección y resistencia a plagas (insectos chupadores).[60]

En la actualidad, *G. hirsutum* es la especie de algodón más cultivada a nivel global, representando casi el 90% de la producción mundial, debido a las excelentes características de la fibra que produce. [61] Además, la semilla de algodón se ha convertido en una fuente importante de alimento, ya que de ella se extraen aceite para consumo humano y harina para la alimentación animal.[62]

Sin embargo, a pesar de estas características que destacan a las diferentes especies de algodón, Pérez *et al*., realizaron un estudio del 2009 al 2011 con las colectas del género *Gossypium* de "1978 a 2006", poniendo de manifiesto que existen especies amenazadas y en peligro de extinción.[63] En particular, todas las especies diploides se encuentran en alguna categoría de riesgo de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010 (G*ossypium aridum, G. davidsonii*, y *G. gossypioides* se encuentran sujetas a protección especial (Pr); *G. armourianum, G. harknessii, G.schwendimanii, G. trilobum*, y *G. turneri* en peligro de extinción (P); *G. laxum, G. lobatum*, y *G. thurberi* bajo amenaza (A). Por otra parte, de acuerdo con la metodología de evaluación por riesgo de extinción de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN): *G. harknessii, G. laxum, G. lobatum, G. schwendimanii, G. thurberi* y *G. trilobum* se encuentran en peligro de extinción (EN); *G. aridum, G. davidsonii*, y *G. gossypioides* en categoría vulnerable (VU); y *G. armourianum* y *G. turneri* en peligro crítico (CR).

Las poblaciones silvestres de *G. hirsutum* se encuentran sujetas a protección especial (Pr) de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010 y están catalogadas como vulnerable (VU) de acuerdo a la lista roja de la UICN[64]. Lo anterior indica que existe un compromiso por tomar medidas para salvaguardar su diversidad genética y su hábitat, además, es importante considerar que en países que son centro de origen, la desmedida expansión de cultivos de organismos genéticamente modificados son un factor

importante que incrementa el riesgo de extinción de las variedades nativas, especies semi-domesticadas y cultivadas en México, lo cual es la mayor causa de erosión genética en el mundo.

Algunos estudios han evidenciado que existen relaciones genéticas entre poblaciones silvestres de *G. hirsutum* en México que se encuentran separadas por distancias de más de 200 km, lo que muy posiblemente se haya manifestado por dispersiones de semillas a través de cuerpos de agua.[65] En México y en el mundo, a pesar de contar con una amplia diversidad de algodones, la base genética de las semillas que actualmente se usan para su cultivo es reducida debido al uso extensivo de unos pocos genotipos y a la adopción generalizada de cultivares transgénicos.[66] Esta reducción de la base genética ha provocado que el algodón sea altamente vulnerable a factores bióticos y abióticos.

Por lo anterior, deben de realizarse estudios de evaluación de riesgos para identificar los daños potenciales al medio ambiente donde se estime el nivel de riesgo, se identifiquen los posibles efectos negativos, y se determinen las acciones necesarias para reducir los riesgos ambientales.[67,68]

Algodones genéticamente modificados

En el caso de la tecnología transgénica, se han desarrollados genotipos enfocados a la resistencia hacia algunos insectos (conocida comúnmente como Bt), así como la tolerancia de herbicidas como el glifosato. No obstante, existen reportes de su fracaso desde su lanzamiento en los EE. UU., Canadá, México, Argentina, China y Australia en 1996, y que con el paso del tiempo, se han reportado que plagas de insectos han desarrollado resistencia contra diferentes toxinas Bt, como el caso de la India, donde la infestaciónpor gusano rosado (*Pectinophora gossypiella*) ha causado una pérdida de alrededor del 90% del algodón.[69] Monsanto introdujo la variedad Bollgard en 1996 (BG-I), y Bollgard II (segunda generación de algodón Bt, BG-II) en 2006, pero después se informó que el gusano rosado se volvió resistente a BG-I y BG-II. [70]

En este diagnóstico, se tiene información limitada de la estabilidad del algodón GM con quíntuple apilamiento (MON-887Ø2-4 x MON-15985-7 x SYN-IRØ2-7 x MON887Ø1-3 x MON-88913-8), sólo se señala la liberación al ambiente en Estados Unidos el cual es el país de origen. Sin embargo, por las condiciones edafoclimáticas y manejo agronómico contrastantes a las de México, se puede ocasionar que el rendimiento y la calidad de fibra disminuyan. Además, los niveles de detalle de la información de la solicitud son dirigidos solamente a la secuencia insertada y no a su efecto sobre las inserciones o deleciones en el genoma, por lo que es necesario abundar más en el tema para tener mayor información sobre las implicaciones que se podrían tener a futuro.

La preservación y el cuidado de la conservación de la diversidad genética de algodón, puede dar pauta para asegurar que su supervivencia, [71] lo cual permitiría una

autosuficiencia del cultivo en México, esto, bajo una producción agrícola sostenible, segura para la salud humana y el ambiente, y congruente con la diversidad biocultural y tradiciones agrícolas del país.

2.3.1. Flujo génico

Los procesos evolutivos que originan y mantienen la diversidad del algodón han dado lugar a una importante diversidad genética. Para conservar las poblaciones es fundamental comprender que: 1) *G. hirsutum* se ajusta a un complejo silvestre a domesticado; 2) su gran diversidad genética está contenida en las poblaciones silvestres, las razas autóctonas y algunos linajes ferales y domesticados; y 3) dichas poblaciones forman parte de un sistema interconectado por el flujo génico a larga distancia.

Desde 2011, se tiene bien documentada la presencia e introgresión de transgenes en las poblaciones silvestres de *G. hisutum* en México.[72, 73, 74] Recientemente, dicha introgresión transgénica se ha documentado también en variedades nativas domesticadas del sur del país (Oaxaca)[75] y se ha detectado la presencia de transgenes en el algodón domesticado vendido en puestos de plantas ornamentales en los mercados.[76] La presencia de transgenes reportados en los trabajos anteriores señalan que el distanciamiento geográfico entre los cultivos de algodón GM y sus parientes silvestres no ha sido una medida exitosa para prevenir el flujo genético y la introgresión posterior en México. Las medidas de distanciamiento geográfico se basan en los patrones de flujo genético esperados bajo un modelo de aislamiento por distancia donde la limitación de la dispersión da como resultado la diferenciación genética. Sin embargo, no son efectivas en cultivos cuyos patrones de flujo genético se ajustan a modelos de migración a larga distancia, como el algodón.[77]

En un caso concreto en México se han identificado la contaminación transgénica de individuos de algodón silvestre de *G. hirsutum* que presentan proteínas Cry1AB y/o Cry1Ac y/o Cry2A y/o CP4EPSPS y/o PAT, en metapoblaciones ubicadas en el Pacífico Norte, Pacífico Sur, Golfo Norte y Golfo Sur,[78] de las cuales la metapoblación presente en el Pacífico Sur se encuentra a más de 500 km de distancia de la fuente conocida más cercana de algodón GM, e incluye las zonas del norte del país donde éste se ha liberado. Se ha reportado la presencia de construcciones transgénicas que confieren resistencia a insectos y tolerancia a herbicidas en siete de las ocho metapoblaciones de *G. hirsutum* descritas.[79]

Lo anterior, es evidencia del flujo de genes de algodones GM hacia las poblaciones silvestres de algodón en el país, y aún no se ha generado suficiente información ni conocimiento respecto a sus posibles consecuencias. No obstante, se ha mostrado que dichas construcciones genéticas presentes en poblaciones silvestres de *G. hirsutum* han alterado la inducibilidad de néctar extrafloral, el cual está modificando la composición de enemigos naturales y los mecanismos de defensa ante el ataque de herbívoros. Asimismo, se ha encontrado que la presencia de transgenes se ha

asociado con una disminución de la diversidad genética en las plantas silvestres de *G. hirsutum* y variedades nativas de algodón.[80]

Estas evidencias indican que el flujo génico de algodón GM hacia poblaciones silvestres ya ha tenido lugar y que éste puede darse a distancias de varios cientos de kilómetros de los sitios conocidos de liberación al ambiente del algodón GM, y se sugiere la dispersión de semilla. Esta situación amerita especial atención, ya que se debe entender cuál es la fuente del flujo génico que ha permitido que las construcciones transgénicas de los algodones GM estén presentes (y muy probablemente de manera permanente) en varias de las poblaciones silvestres de México, además de los efectos que ya se visualizan como las alteraciones morfológicas.

Por ejemplo, se ha detectado que *Helicoverpa armigera*, conocido como gusano cogollero del algodón, perteneciente al orden Lepidóptera, es una de las plagas devastadoras del algodón que ha desarrollado resistencia contra el algodón Bt en Australia, China y África.[81] También, cerca del 70% de larvas resistentes de *Helicoverpa* sp., pudieron sobrevivir con algodón Bt que expresaba la toxina Cry1Ac. Esto se debe al desarrollo de resistencia en insectos por mutaciones en sus receptores.[82] Algunos de los insectos del algodón como *Heliothis virescens, Helicoverpa armigera, Pectinophora gossypiella, Plodia interpunctella, Ostrinia nubilalis, Spodoptera. exigua y Plutella xylostella, P. gossypiella, Trichoplusia* y *Spodoptera frugiperda* han mostrado resistencia en condiciones de laboratorio contra las toxinas Cry.[83,84,85,86,87,88]

Se ha advertido sobre el riesgo de escape de transgenes hacia áreas no previstas, afectando los centros de origen, sin embargo, a pesar de estas advertencias, el algodón GM ahora cubre miles de hectáreas en México, sobre todo en el norte del país, en particular, el estado Chihuahua.[89]

En el estado de Chihuahua a partir del año 2002, la superficie de siembra con el cultivo se incrementó de 20,000 a 170,000 hectáreas (ha) en 2018, mediante el empleo de semillas de variedades transgénicas, las cuales fueron desplazando a las variedades convencionales, esto, derivado a que en 2010, las empresas comercializadoras de semillas de algodón en México promovieron una demostración agrícola en Mexicali, organizada por el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). En dicha actividad las empresas nacionales que comercializan la semilla de algodón en el país, retiraron del mercado todas las semillas de tipo convencional para dar cabida únicamente a las transgénicas.

Los productores de Chihuahua, la Comarca Lagunera, así como los representantes de todas las zonas algodoneras mostraron inquietudes, pues existía resistencia a la siembra de variedades transgénicas porque se quería continuar con la siembra de las semillas convencionales. Sin embargo, no hubo ninguna opción, pues ya no se tendría disponibilidad de éstas. Es de destacar que al tiempo que se hacía dicha introducción de semillas transgénicas, los trabajos de mejoramiento genético convencional de algodón se redujeron, y progresivamente se dejó de lado en el país, hasta su

reactivación a mediados de 2018. Hasta el 2020 en la región de Chihuahua, el 98% de las personas dedicadas a este cultivo usaban tecnología Bt o llamada comercialmente Bollgard, mientras el 2% restante utiliza transgénicos resistentes al glifosato.[90]

En un estudio donde extrajo ADN de 61 plantas recolectadas en la Reserva de la Biosfera de Ría Lagartos, en la península de Yucatán, se identificaron que 21 plantas tenían un transgén que confería resistencia al herbicida glifosato (34.4%), siete podían producir una toxina que mata insectos (11.5%), y las nueve restantes (8.2%) habían incorporado ambos genes escapados a su código genético, a pesar de que los campos más cercanos de algodón GM estaban a casi 2,000 km de distancia.[91,92] Este hallazgo reitera que los genes transgénicos pueden moverse a largas distancias a través de la dispersión de las semillas, ya que las actividades humanas reducen las distancias entre estos,[93] y los eventos transgénicos se acumulan en las poblaciones silvestres, creando nuevas combinaciones de transgenes, las cuales sugieren múltiples eventos de origen transgénico, por lo que considerar las distancias de aislamiento entre los cultivos convencionales y transgénicos, no puede ser tomada como una medida de bioseguridad, como hasta ahora se ha realizado.

Este es el primer caso documentado en el país, lo que subraya la importancia de la dispersión de semillas en el movimiento de transgenes, pero además, se destaca la presencia en un lugar como la Reserva de la Biosfera, cuyos objetivos para su creación es la conservación de la diversidad e integridad de las comunidades bióticas animales y vegetales, para aprovecharlas en el presente y en el futuro, salvaguardando la diversidad genética de las especies de la que depende su continua evolución, así como asegurar la preservación y el aprovechamiento sustentable de la biodiversidad del territorio nacional, en particular preservar las especies que están en peligro de extinción, las amenazadas, las endémicas, las raras y las que se encuentran sujetas a protección especial.[94] Esta presencia da lugar a que en el plan de manejo de la reserva pueda modificarse y señalar la imposibilidad de la coexistencia de especies de las que México es centro de origen y las plantas transgénicas.

Y, aunque el promovente afirma que la variedad transgénica de la solicitud 01_2023 no es sexualmente compatible con sus parientes silvestres, existe evidencia de que *G. hirsutum* puede hibridar con parientes diploides y puede producir entre un 7% y 20% de polen viable,[95] lo cual prueba que *G. hirsutum* puede hibridar con sus parientes silvestres. Actualmente el pariente silvestre diploide que se distribuye en la región que se propone para la siembra de la variedad GM es la especie *G. davidsonii* (CONABIO, 2023).

El alto riesgo que existe cuando cultivos GM de *G. hirsutum* coexisten con sus parientes silvestres es la introgresión de material genético a las especies silvestres, repercutiendo en erosión genética,[96] afectando las interacciones ecológicas que los parientes silvestres han mantenido con otros organismos.[97] Por tanto, la presencia de algodones GM con los parientes silvestres de la especie aumenta el riesgo de extinción de estos últimos.

Se debe reiterar la gran importancia que los parientes silvestres del algodón, como fuente de una alta diversidad genética que puede ayudar al cultivo a resistir los constantes impactos derivados del cambio climático global, particularmente ahora cuando se enfrenta un incremento de demanda de producción, ante la crisis climática por lo tanto, son de gran importancia biológica, social, cultural y económica.[98]

La especie *G. davidsonii* es muy relevante para el cultivo algodonero al formar parte del acervo genético secundario del cultivo en México y del mundo, ya que es un potencial donador de genes y se destaca por su resistencia a suelos de alta salinidad (Zhang, 2016).[99]

Respecto a *Gossypium hirsutum* silvestre, la Dirección. General de Recursos Naturales y Bioseguridad (DGRNB), a través del Portal de Enciclo Vida de la CONABIO (base de datos del Sistema Nacional de Información sobre la Biodiversidad) identificó que la colecta de esta especie más cercana a los predios propuestos para la liberación experimental se encuentra a 20 km ("Mexicali 17" como el predio más próximo) Asimismo, a través del Portal de Geoinformación de la CONABIO, se determinó que la distribución potencial de *Gossypium hirsutum* silvestre más cercana a los predios de liberación experimental es la metapoblación de Baja California Sur (Anexo I, Mapa de distribución puntual y potencial de *Gossypium hirsutum* silvestre, elaborado por la DGRNB), se encuentra a 9.87 km de distancia, siendo "Mexicali 9" el predio más próximo geográficamente.

A pesar de que en los documentos del promovente refieren que no hay evidencia científica sobre el posible flujo genético, las opiniones técnicas de la CONABIO y el INECC (Oficio CARB/017/023 y RJJ.100.0321, respectivamente), además de la evidencia científica consultada dicen lo contrario, por lo que se estima necesario la reevaluación de la viabilidad de 1 ha (una hectárea) repartida en ocho predios experimentales de la SPLA 01_2023 en etapa experimental del algodón, ya que se demuestra que sí se presenta un riego de flujo génico hacia parientes silvestres del género *Gossypum*, tal es el caso de la presencia potencial de *G. davidsonii* en las proximidades de todos los polígonos viables (Figura 4).

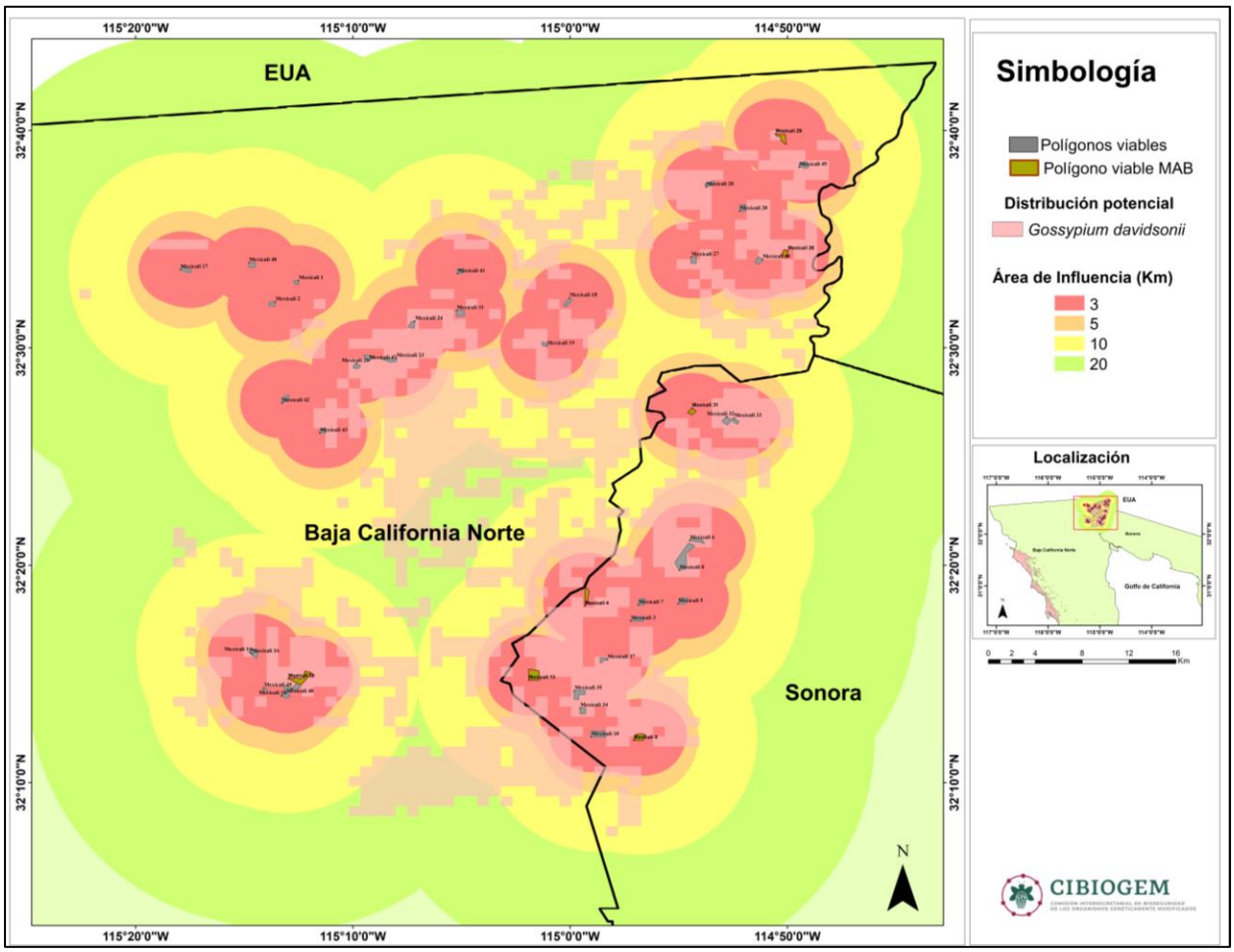

Figura 4. *Distribución potencial de algodón nativo (Gossypium davidsonii) y áreas de influencia a 3, 5, 10 y 20 Km de distancia, determinadas a partir de los predios propuestos para liberación de algodón GM*

Lo antes expuesto, manifiesta que el gobierno mexicano de las anteriores administraciones no garantizó la bioseguridad hacia el algodón GM. Es necesario tomar medidas urgentes para evitar la acumulación de transgenes y proteger la diversidad. La movilización y dispersión de semillas son inevitables y cruciales para la diversidad genética a largo plazo, por lo que prohibir la liberación de cultivos transgénicos en todo México y evitar la entrada de semillas transgénicas desde el extranjero, resulta esencial para proteger la integridad genética de los cultivos originarios y garantizar la sostenibilidad y seguridad de la agricultura mexicana.

La presencia de cultivos de algodón con tecnología GM con resistencia a hemípteros, lepidópteros y trípsidos, así como tolerancia a herbicidas como el glifosato, glufosinato, dicamba y 2,4-D, en los polígonos propuestos generará un alto riesgo de introgresión de secuencias genéticamente modificadas en las variedades en su proceso de mejoramiento genético, lo cual como ya se ha mencionado, podría tener

consecuencias negativas imprevistas e irreversibles en los ecosistemas locales. Además, podría afectar negativamente la salud de las poblaciones y comunidades indígenas y no indígenas, y generar consecuencias inesperadas en las características agrícolas de las variedades adaptadas a las zonas agrícolas de la región,[100] ocasionando un daño irreversible en los esfuerzos nacionales para el cultivo del algodón que se han realizado por más de 20 años en el INIFAP.

2.3.2. Algodones voluntarios y ferales

Aunque el uso del algodón en Mesoamérica se remonta a antes del período Preclásico,[101] *G. hirsutum* ha sido sometida a una domesticación incompleta; por lo tanto, los individuos pueden reproducirse y persistir sin intervención humana.[102] La semidomesticación de la especie, junto con su capacidad de dispersión a larga distancia, son los principales factores que explican la feralidad del algodón.[103]

El algodón feral probablemente incluye plantas de múltiples linajes, desde escapes de algodones altamente mejorados, variedades nativas, y/o como vestigios de actividades precolombinas relacionadas con el algodón dado a que se ha estado moviendo a lo largo de México desde la antigüedad, por actividades económicas y culturales.[104] Con esto en mente, la evidencia genética revela que algunas poblaciones ferales podrían corresponder a fugas de plantas altamente mejoradas. Según Wegier *et al.*[105] las poblaciones asilvestradas que evaluaron en 2011 tenían el mismo haplotipo único que se encontró de manera homogénea en todas las plantas cultivadas. La única excepción fue la población feral de Morelos, en el centro de México, que era genéticamente más diversa.[106]

A diferencia de las plantas voluntarias, que rara vez duran más de una o dos estaciones, las poblaciones ferales se perpetúan a sí mismas y se encuentran en áreas no cultivadas.[107,108] Sin embargo, las voluntarias en los márgenes de los campos pueden ser fuentes de poblaciones ferales porque la feralidad de los cultivos se inicia por la dispersión a ecosistemas adyacentes no manejados. Además, si cesa el cultivo en campos previamente cultivados, las especies semi-domesticadas aún podrían crecer en esas tierras durante muchos años, volviéndose ferales (o ruderales) cuando se detiene el manejo agrícola.

Aunque las plantas voluntarias o ferales cercanas a los campos de cultivo puedan ser manejadas con mayor facilidad, la presencia de poblaciones ferales muy alejadas de los campos de cultivo al norte de México debe considerarse como evidencia del movimiento de semillas a larga distancia. Si bien, como se mencionó anteriormente, los orígenes de estas plantas pueden ser múltiples (algunos incluso como linajes antiguos de interés histórico y biológico), su distribución debe considerarse en los análisis de riesgo debido a que pueden actuar como puentes que faciliten el flujo génico.[109]

Adicionalmente, ya se ha mencionado que algunas especies de algodón como *G. davidsonii*, *G. thurberi* y *G. turneri* se localizan en el norte de México y se distribuyen desde la costa sur de Sonora, Baja California Sur, Islas de Revillagigedo y Chihuahua. En esta región es donde se encuentran los principales estados productores de algodón transgénico, por lo que existe un alto riesgo de entrecruzamiento por el flujo de genes, debido a que no hay barreras vivas, programas que controlen las plantas voluntarias en orillas de brechas, drenes, canales, y en ocasiones a bordo de carretera, ya que al momento de transportar los módulos de algodón (del predio cosechado a la planta despepitadora), no se han tenido las medidas de contención necesarios, y por lo tanto se ha derramado una gran cantidad de algodón hueso, ocasionando que crezcan plantas voluntarias y se genere un alto riesgo de que el polen y las semillas se dispersen a las zonas donde hay algodón silvestre.

En Río Bravo, la Junta Local de Sanidad Vegetal (JLSVRB) menciona que los productores deben eliminar las plantas conocidas como voluntarias, las cuales se reproducen como se llegan a producir como se mencionó anteriormente, alrededor de los predios que fueron sembrados con algodón transgénico y que ya fueron cosechados con el fin de evitar que las precipitaciones pluviales ocasionen que la semilla germine y por lo tanto proliferan este tipo de plantas. Además, las plantas voluntarias si no son eliminadas, se corre un grave riesgo de que la siembra del siguiente año se vea afectada por la presencia del picudo (*Anthonomus grandis*), lo cual repercutirá en el rendimiento y calidad de fibra.

Las evidencias científicas más recientes de algodón en México confirman el riesgo elevado que representa la liberación de las variedades genéticamente modificadas, principalmente por la afectación irreversible a la diversidad genética del género *Gossypium* en el país y a la posible extinción de los parientes silvestres del algodón del estado de Baja California y Sonora, así como el impacto ambiental en la salud humana y el resto de los compartimentos de los agroecosistemas por el uso de herbicidas altamente tóxicos como el glifosato.

Actualmente, se tiene bien documentado la presencia de secuencias genéticamente modificadas en las subpoblaciones de algodón silvestre en México,[110 ; 111] esta introgresión es el resultado del establecimiento de plantas voluntarias a lo largo del territorio mexicano por más de 25 años de siembra de algodón genéticamente modificado (GM) en el país, debido a la alta capacidad de dispersión de las semillas de esta planta.

Actualmente se comprobó que los algodones voluntarios con transgenes, han ocasionado una reducción en la diversidad genética de los algodones silvestres en México, debido a esta introgresión,[112] y que la presencia de transgenes en los algodones silvestres afecta notablemente sus interacciones bióticas, lo cual altera los procesos ecológicos y evolutivos que han permitido la diversificación y la alta capacidad de aclimatación que tienen los algodones silvestres del país.[113]

Al respecto de que el promovente afirma que "las plantas voluntarias son controladas fácilmente a través de labranza o el uso de herbicidas apropiados" y que "se realizará monitoreo y destrucción de plantas voluntarias en el lugar del incidente hasta lograr controlar todas las plantas voluntarias que pudieran emerger", no existe evidencia de que se pueda llevar a cabo de manera 100 % eficiente derivado a la dificultad derivada de generar un control de las plantas voluntarias en su producción intensiva en México.[114] Se han reportado plantas ferales de *G. hirsutum* con secuencias transgénicas en el norte, centro y sur de Sonora, y en el sureste de Chihuahua. Estos autores asocian el establecimiento de estas plantas al escape de semillas de las zonas de cultivo aledañas, que originan plantas voluntarias[115]. Esto señala que los algodones han tenido éxito al establecerse como plantas voluntarias dentro y en la periferia de las regiones agrícolas de cultivo de algodón del norte del país en su mayoría GM[116], y de alguna manera dispersarse por todo el país, a pesar de los programas de control y eliminación que se han realizado de estas plantas.

Las ubicaciones de los predios propuestos para la siembra de la variedad GM por el promovente, se ubican en la zona agrícola de la ciudad de Mexicali, y se encuentran a 300 km al norte del registro de una *G. hirsutum* feral, ubicadas en la localidad de Caborca (Sonora). Como se ha documentado, la distancia no ha sido una buena medida de bioseguridad para la contención del cultivo algodonero GM en México.[117] Además de esto, muy cerca de los predios para la siembra de GM (11 km), se encuentra el Campo Experimental Valle de Mexicali perteneciente al INIFAP, en el cual se realiza investigación de mejoramiento genético de variedades convencionales de algodón.

Es relevante mencionar además, que existen plantas ferales quizás producto de escapes de cultivo presentes en diferentes áreas asociados principalmente, a carreteras cercanas a campos de cultivo y despepitadoras, las cuales pueden servir de puente de genes entre los algodones GM y las poblaciones silvestres de México; otra fuente podrían ser los algodones que se venden como plantas de ornato, debido a que en mercados de la Ciudad de México se han encontrado construcciones genéticas de Organismos Genéticamente Modificados (OGM) en los algodones comprados (Wegier y Alavez, 2014). Esto es preocupante, ya que la posibilidad de que las semillas de estas plantas GM se establezcan en áreas de distribución de poblaciones silvestres es alta.

Finalmente, las medidas de bioseguridad no han sido eficientes para evitar el flujo génico de OGM a poblaciones silvestres, Alavez et al. (2021) sugieren que el nicho ecológico de los algodones ferales debe considerarse en futuros estudios de evaluación de riesgos y monitoreo de construcciones genéticas para evitar mayor flujo y así conservar el acervo genético primario de *G. hirsutum*.

2.3.3. Dispersión natural de semillas

Conforme a lo expuesto en el oficio SPARN/DGRNB/150/2023 y el oficio SPARN/DGRNB/170/2023 a través de los cuales se emite el dictamen de bioseguridad relativo a la SPLA 01_2023 se indica claramente que el promovente únicamente

abordó la transferencia de transgenes por flujo de polen, más no contempló la probabilidad de transferencia de transgenes por dispersión de semilla; en este sentido, existen factores naturales y sociales que pueden incidir en dicha dispersión y que no se limitan al polen.

Respecto a esto, la CONABIO a través de su Opinión Técnica (Oficio CARB/017/023) mencionó que es necesaria la planeación e implementación de acciones eficaces de monitoreo y mitigación, toda vez que ante el panorama actual existe la posibilidad real de afectar las relaciones ecológicas presentes en los hábitats donde se encuentran y desarrollan estas poblaciones de algodón. Asimismo, en consonancia con la falta de información sobre la dispersión de semillas de algodón por parte de la promovente, la CONANP mediante su Opinión Técnica (Oficio DGOR/0521/2023) reportó que "*se ha demostrado científicamente que la dispersión de semillas puede darse a través de largas distancias, dado que dichas semillas tienen la capacidad de resistir el agua salada y pueden ser dispersadas por aves, ya que se han encontrado semillas de G. hirsutum silvestre en nidos y se ha observado a poblaciones de aves jalando fibras con semillas. Destaca, que el proyecto no considera el factor de dispersión de semillas para aves, aun cuando los sitios donde se pretende llevar a cabo el proyecto se ubican cercanos q tres sitios Ramsar que destacan por sus poblaciones de aves migratorias*."

En este sentido, es muy importante tomar en cuenta que existen mecanismos naturales y sociales que pueden intervenir para la dispersión de las semillas, y cuyas medidas de bioseguridad, pueden resultar ineficaces. A continuación, se exponen algunas vías a través de cuales existe un riesgo considerable de contaminación transgénica.

Cuerpos de agua

Conforme a los factores de dispersión de semillas, cuerpos de agua y aves, identificados por la CONANP (Oficio DGOR/0521/2023), la DGRNB a través del Portal de Geoinformación de la CONABIO 2023 y del Servicio de información sobre Sitios Ramsar 2015 identificó que a través de los cuerpos de agua potencialmente pueden dispersar las semillas genéticamente modificadas en la solicitud 01_2023. Dichos cuerpos son el Río Colorado ubicado a 1,371 km del predio Mexicali 4 (Anexo 2. Mapa de ríos y predios de liberación experimental. Elaborado por la DGRNB), el sitio RAMSAR Sistemas de Humedales Remanentes del Delta del Río Colorado (Anexo 3. Mapa de sitios RAMSAR y predios de liberación experimental. Elaborado por la DGRNB) que traslapa con 6 predios de liberación experimental (Mexicali 12, Mexicali 25, Mexicali 36, Mexicali 44, Mexicali 46 y Mexicali 50) y la Región Hidrológica Prioritaria Delta del Río Colorado que traslapa con todos los predios solicitados (Anexo 4. Mapa de Regiones Hidrológicas Prioritarias. Elaborado por la CONABIO).

Ornitocoria

En el área de influencia donde se han otorgado los permisos de siembra experimental de AGM, se ha identificado la presencia del ave conocida como la matraca del desierto (*Campylorhynchus brunneicapillus)*, la cual es conocida por utilizar diferentes materiales y fibras para la construcción de sus nidos, dentro de estas fibras se ha reportado plásticos y algodón. Esto sugiere que podría actuar como un agente dispersor de semillas de algodón (Arteaga-Rojas, 2021) y por ende de semillas de algodón transgénico. Se ha reportado que esta especie está potencialmente presente en todos los terrenos de liberación experimental de AGM, lo que implica un riesgo potencial de dispersión de semillas de AGM hacia áreas cercanas a los polígonos de siembra experimental propuestos en el dictamen. Además, se han registrado avistamientos de esta ave a menos de 6 km de distancia en siete de los predios (Mexicali 12, Mexicali 14, Mexicali 16, Mexicali 25, Mexicali 26, Mexicali 42 y Mexicali 43) (ver Figuras 5a y 5b). La capacidad de dispersión de esta ave se estima entre 5 y 9 km (Atwood, 1993; Preston y Kamada, 2012; Kamada y Preston, 2012; Barr *et al*., 2012, 2013; citados en The Conservancy, 2015), lo que la convierte en un posible agente de dispersión de semillas de AGM en el contexto de la solicitud 01_2023.

Con base en la información técnica-científica consultada en los documentos de la promovente correspondientes a la SPLA 01_2023, y las Opiniones Técnicas de la CONABIO y de la CONANP (Oficio CARB/017/023 y DGOR/0521/2023 respectivamente), se observa que, para el caso específico, la dispersión de semillas del algodón MON-887Ø2-4 x MON-15985-7 x SYN-lR1Ø2-7 x MON 887Ø1-3 x MON-88913-8 a través de cuerpos de agua y aves representa un alto riesgo de movimiento de semillas de AGM.

No se omite mencionar que los sistemas naturales no son cerrados, existe un gran riesgo de contaminación de cuerpos de agua con agroquímicos y de dispersión de semillas de AGM a través de los afluentes de los ríos hacia las ANP. También hay un posible flujo génico de transgenes hacia especies silvestres de algodón. Además, existe un riesgo significativo de que las fibras y semillas de algodón genéticamente modificado se dispersen por zoocoria en un área extensa, influenciada por la distribución del ave *C. brunneicapillus*, que las utiliza para la construcción de sus nidos.

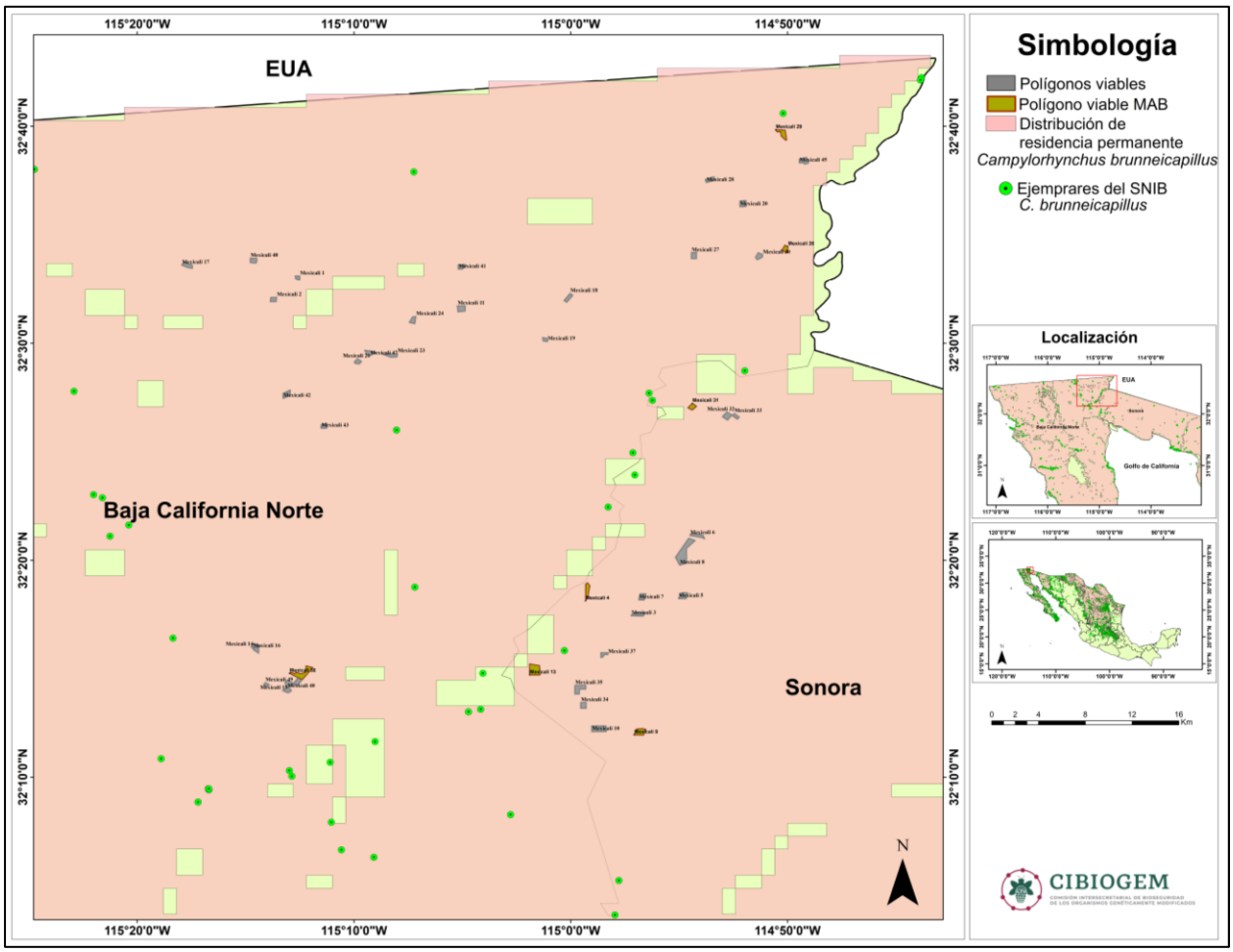

Figura 5a. *Residencia permanente de aves (Campylorhynchus brunneicapillus) y predios propuestos para la liberación de algodón GM.*

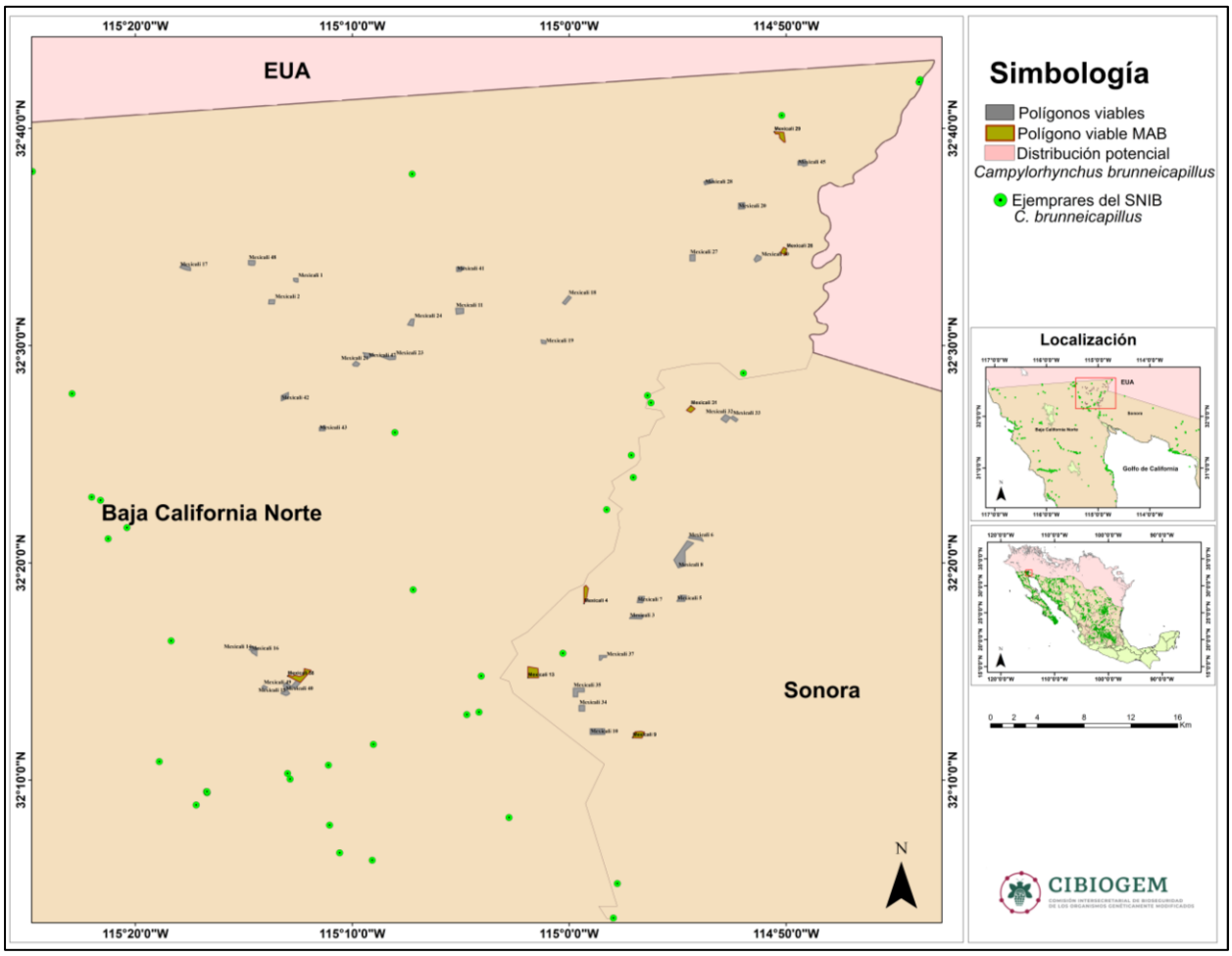

Figura 5b. *Distribución potencial de aves (Campylorhynchus brunneicapillus) y predios propuestos para la liberación de algodón GM.*

2.4. Manejo agronómico convencional y orgánico del cultivo de algodón

Investigación sobre mejoramiento genético y el manejo agronómico

En México, la investigación científica relacionada al mejoramiento genético, y de manera muy estrecha con el manejo agronómico del cultivo, ha estado a cargo del INIFAP. Las primeras investigaciones se llevaron a cabo entre los años 1942 a 1985 por Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA ahora INIFAP). Entre 1963 hasta 1985 se liberaron ocho variedades, tres para la Comarca Lagunera 1) Instituto-A, 2) B "1963" y 3) Nazas RCH "1981", una para-Sonora 4) México-910 "1973", dos para Apatzingán y Michoacán 5) CIAPAC-77 (Apatzingán-812) "1978" y 6) Apatzingán-81 "1981", una para los estados de Tamaulipas, Michoacán, Baja California Norte y Sur México 7) RH-81

"1981" y una variedad para temporal para-Sonora 8) CAERI-76 "1977", la cual proviene de Acala 1517-C.[118,119]

En 1963, en Delicias, Chihuahua se registró una pérdida de 100 mil pacas a consecuencia de la viruela del algodonero (*Puccinia cacabata* A. y H.). En 1972, se presentó de nuevo en nueve mil hectáreas de manera severa, y a 18 mil más de manera intermedia en la Comarca Lagunera. La enfermedad reapareció en 1973 y 1979. Debido a esto, el proceso de selección de plantas de algodón tolerantes a viruela comprendió el periodo entre 1973 y 1976, y a partir de 1977 se centró en características agronómicas, así como para calidad de fibra. En 1982, se obtuvieron 17 líneas experimentales que fueron evaluadas entre 1983 y 1986, superando a Deltapine 80, variedad de uso mayor uso comercial.[120]

El programa para abordar la problemática de la viruela del algodón dio como resultado la variedad **Nazas-87**, liberada en 1988, considerada la primera variedad resistente a esta enfermedad, el cual se derivó a partir de la cruza de las líneas experimentales "Arizona RR", "Arizona 6608" y la "línea 5-13". Cabe resaltar que **Arizona RR y Línea 5-13**, provienen de cruzamientos entre las especies silvestres ***G. arboreum*** y ***G. anomalum*** (originaria de países de África) y ***G. raimondii*** (originaria de Perú). Las especies silvestres son resistentes y los cruzamientos con algodones cultivados como "Coker, Deltapine, Acala y Stoneville, resultaron en la generación F2 de esta serie de cruzamientos.[121]

La variedad **Laguna-89** fue liberada en 1990, presentaba un alto grado de tolerancia a la secadera tardía causada por (*Verticillium dahliae* K), se originó a partir de una cruza trilineal entre "Acala B-3080", "PD-2165" y "Delcot-277". El trabajo de mejoramiento comenzó en 1975, y el proceso de selección de generaciones segregantes en suelos con alta infestación de *Verticillium* se realizó entre 1977 y 1982.[122] Es una variedad considerada semiprecoz, y desarrollada para iniciar una solución para combatir la enfermedad que afectaba al cultivar en la Comarca Lagunera.[123]

Juárez-91 fue liberada en 1990, se obtuvo mediante la selección individual de "Acala 1517-E2", tiene un ciclo tardío con una primera cosecha a los 170 días después de la siembra (dds) y un ciclo de 190-215 días, es tolerante a la marchitez causada por *Verticillium* y superó en rendimiento a Pima 5-6, Acala 1517-77 y Acala 1517-75.[124]

Cian-95 fue una variedad disponible para los productores algodoneros en 1991, se desarrolló a partir de trabajos de mejoramiento iniciados en 1975, cuando aún existía el INIA. La variedad se originó a partir de una cruza simple y para finales de 1975 y 1976 se llevó a cabo la cruza trilineal en Iguala, Gro., utilizando como progenitores a "Acala B-3080", "PD-2165" y "Delcerro". La selección de plantas segregantes se realizó entre 1977 y 1982, resultando en una variedad con tolerancia a *Verticillium*.[125]

Cian Precoz se obtuvo a partir de la línea experimental "GSA79-42 VW", originaria de los Estados Unidos de Norteamérica. Línea que se utilizó en suelos infestados con

Verticillium dahliae. En 1981 se inició una selección con características de alta productividad, precocidad y tolerancia. En 1982 se llevó a cabo un segundo ciclo de selección de plantas individuales y en 1983 se evaluaron tanto en suelos infestados como no infestados, donde el proceso de selección continuó hasta 1989. La variedad resultante tiene un ciclo de 145 días después de la siembra.[126]

Manejo agronómico del cultivo del algodón: prácticas anteriores y vigentes

En México, el cultivo se ha adaptado a diversas condiciones adversas a través de experimentos e investigaciones que ha llevado a desarrollar prácticas específicas, para determinar los requisitos que demanda el algodón en las distintas zonas productoras del país. Por ejemplo, se han implementado dos sistemas de siembra enfocados a las distancias entre los surcos. Por un lado, se ubican los surcos ultra estrechos (SUE), que tienen distancias menores a 0.75 m con el objetivo de optimizar el espacio disponible aumentando la densidad, la eficiencia de uso del agua y aumentar el rendimiento. Este sistema requiere un manejo para evitar la competencia entre plantas por la intercepción de luz, nutrientes, un monitoreo riguroso para plagas y enfermedades, así como equipos especializados para el manejo reducido entre surcos.

El segundo sistema es el denominado surcos convencionales (SC), las distancias entre los éstos deben ser mayores a 0.75 m. Este sistema expone al suelo provocando erosión, y el rendimiento puede variar dependiendo de las prácticas empleadas y la densidad de población, así como la reducción de competencia por los recursos, y se incrementa la evapotranspiración del agua de riego. A continuación, se presentan algunos estudios que se llevaron bajo estos sistemas.

Gaytán *et al*., evaluaron la variedad Cian Precoz 3, bajo los dos sistemas de siembras:

- fecha de siembra 2 de mayo, bajo cuatro distancias de (SUE) para 0.50 m y (SC) 0.76, 0.90 m con dos hileras a una distancia de 0.30 m, y 1.40 m con tres hileras a una distancia de 0.30 m y con cuatro densidades diferentes.
- Los resultados mostraron que la reducción de distancias de surcos incrementa el rendimiento, la densidad de población no afectó los componentes de rendimiento ni la calidad de la fibra, aunque algunos autores señalan que la densidad de población si afecta los valores de calidad.[127]

Palomo *et al*. al evaluar la variedad Laguna-89 bajo tres distancias (SUE) en 0.35, 0.50 m y (SC) para 0.75 m y tres densidades 60, 000, 80,000 y 100, 000 plantas ha^{-1} con fecha de siembra en la primera quincena de abril, obtuvo los siguientes resultados:

- las distancias 0.35 y 0.50 m, rindieron un 28 y 43 % más que sistema tradicional, en cuanto a las densidades, no hubo diferencia estadística entre los rendimientos.[128]

Palomo *et al*. y Estrada *et* al. evaluaron las variedades convencionales Cian Precoz, Fiber Max-832, y NuCotn 35B (var. transgénica) en los años 2005 y 2006 fecha de siembra en la segunda y primera semana de abril.

- De sus resultados se destaca que las distancias 0.50 y 0.35 m entre surcos, incrementan el rendimiento de 10 y 26% más, en comparación a la distancia 0.75 m.
- Además, observaron que no hubo diferencias estadísticas entre rendimientos de las tres variedades, pero Fiber max-832 ligeramente fue más rendidor que la variedad transgénica. Para reducir los costos, se recomienda elegir semilla convencional, en lugar de la transgénica, la cual incrementa el costo mil pesos por saco de semilla aproximadamente.[129,130]

Ogaz, realizó el mismo estudio en el 2005 y 2006 con la variedad Laguna-89 con tres distancias (SUE) para 0.35, 0.50 m y (SU) para 0.75 m, a una densidad de 77, 000 plantas ha^{-1}, con fecha de siembra en la primera quincena de abril para 2005 y la primera semana de abril para 2006.

- Los resultados mostraron, la distancia de 0.35 m fue en la que se obtuvo mejor rendimiento en hueso, fibra y número de capullos por m^2, en cuanto a calidad de fibra si hubo cambios en los valores, sin embrago, en la distancia de 0.50 m no hubo afectación en la calidad.[131]

Ramírez *et al*. evaluaron las variedades Fibermax-963® en 2008 y 2009, sembrados en la primera quincena de abril con distancias de 0.75, 0.50 y 0.35 m y en 70 mil, 90 mil y 110 mil plantas ha^{-1}.

- La distancia de 0.35 m y una densidad de 110 mil plantas ha^{-1} fue las más rendidora en hueso y fibra, las tres distancia y tres densidades fueron diferencias estadísticas.[132]

Otros autores también han realizado experimentos con surcos ultra estrechos (SUE) versus surcos convencionales (SC), a continuación, se enlistan sus resultados:

Otros autores	Rendimiento, componentes de rendimiento y estructuras
Fowler and Ray.[133]	Los SUE aumenta el número de bellotas por unidad de área en comparación con los SC.
Gerik *et al*.[134]	En SUE, Incrementa los rendimientos en 37 %, además incrementa el número de bellotas.
Jost y Cothren.[135] Vories *et al*.[136] Vories and Glover[137]	Los SUE, tuvo mayor rendimiento en distancias de 0.19 m con respecto SC. Entre menor sea la distancia, aumenta el rendimiento en distancias evaluadas SUE de 0.19 m con respecto a SC de 0.97 m.
Berdnarz *et al*.[138] Heitholt *et al*.[139] Worley *et al*.[140]	Reportan incremento de bellotas por unidad de superficie, pero con menor peso.

Densidad de población, dosis de fertilización y riegos

Ávila *et al*. en B. C. Norte y Chihuahua recomiendan una densidad entre 100,000 y 120,000 plantas ha^{-1}. En un sistema de doble hilera con distancia entre hileras 0.30-0.35 m con poblaciones de 160, 000 plantas ha^{-1}, se recomienda la dosis de fertilización de 80-16-17 NPK y 7 Kg de MgO para obtener 2.5 pacas ha^{-1}, y 17 Kg de CaO y para obtener 7.5 pacas ha^{-1} se requieren 200-240 de N, 50-70 de fósforo, 152 de potasio, de 28-42 magnesio y 21-28 Kg de calcio. Los riegos son mayores número de riegos 7 a 12.[141]. Además, se recomiendan las siguientes fechas de siembra:

Estados	**Fecha de siembra**
Sinaloa	15 de noviembre al 31 de diciembre
Sonora	15 de diciembre al 15 de abril
B.C. Norte	15 de febrero al 30 de abril
B.C. Sur	15 de marzo al 15 de abril
Comarca Lagunera	20 de marzo al 20 de abril
Tamaulipas	15 de febrero al 30 abril
Valle de Juárez	1 de abril al 30 de abril
Michoacán	1 junio al 10 de julio
Chiapas	1 de julio al 15 de julio
Valle de Mexicalli	15 de febrero al 15 de abril
Región Caborca	1 de marzo al 15 de abril

Herrera menciona que, en el Valle de Mexicali y San Luis Río Colorado, se recomienda sembrar a doble hilera en camas de 1 m y 20 a 25 cm entre separación de hileras, debido al éxito de la región. Sin embargo, el problema es la cosecha mecánica debido a la maquinaria.[142]

Ramírez *et al*. con la variedad Fibermax-963®, con una densidad de 70, 000 plantas ha^{-1}, con una dosis de 100-30-00 NPK, en dos ciclos agrícolas un rendimiento de 7,389 Kg ha^{-1}.[143]

Autor	Control de arvenses	Control de plagas	Dosis
Ramírez *et al*.[144]	manual	Mosquita blanca	Endosulfan 2.4 L ha^{-1} y Fenpropatrim 0.45-0.60 L ha^{-1}
		pulgón	Carbofuran 5-8 L ha^{-1}
		Gusano soldado	Clorpirifos etil 1-2 L ha^{-1}

Ogaz *et al*. utilizaron densidades de población de 100, 000 plantas ha^{-1} en dos ciclos agrícolas, no se fertilizo, se registraron rendimientos de 4.5 y 5.0 t ha^{-1} de algodón hueso.[145]

Estrada *et al*. utilizaron densidades de 100, 000 plantas ha^{-1} en dos ciclos, no se fertilizo y el rendimiento fue 6,193 Kg ha^{-1}.[146]

De acuerdo con Gaytán *et al*., la variedad Cian Precoz 3 bajo una densidad 120,000 plantas ha^{-1} con dosis 120-40-00 NPK, y su rendimiento fue 6,061 Kg ha^{-1}.[147]

Autor	Control de arvenses	Dosis	Control de plagas	Dosis
Ogaz *et al*. Estrada *et al*.	Pre-emergente	Cotoran 3 L ha^{-1}	Gusano soldado	Clorpirifos CE 44: 1.5 L ha^{-1} Methamidofos LM 50 1 L ha^{-1}
	Post-emergente	Poast 3 L ha^{-1} Aceite agrícola 1.5 L ha^{-1}	Mosquita blanca	Dimetoato 40 1 L ha^{-1} Omethoate 0.5 L ha^{-1}
Gaytán et al., 2004	Diuron	2.4 Kg ha^{-1}	Se realizaron cuatro aplicaciones sin mencionar que ingrediente activo, ni plaga	

Palomo *et al*. Señalaron que la variedad Laguna-89 rinde mejor con densidades de 80, 000 plantas ha^{-1}y una dosis de 120 a 150 Kg ha^{-1} de nitrógeno.[148]

De igual forma, Palomo *et al*. con la variedad Laguna-89 evaluó tres ciclos agrícolas (1997 a 1999), bajo densidad de 83,000 plantas ha^{-1}, con tres riegos diferentes (2, 3 y 4), y cuatro diferentes dosis de nitrógeno (0, 40, 80 y 120). La mejor dosis fue de 80 Kg ha^{-1} de N, con tres números de riegos se concluyó, debido a que no hubo diferencia con un riego más en el cultivo.[149]

Autor	Control de arvenses	dosis	Control de plagas	Dosis
Palomo *et al*.[150]	Pre-emergente	Cotoran 50 3 L ha^{-1}	conchuela	Dimetoato 1 L ha^{-1}
	Post-emergente	Poast 3 L ha^{-1} Aceite agrícola 1.5 L ha^{-1}	mosquita blanca	Dimetoato 40 1 L ha^{-1} Omethoate 0.5 L ha^{-1}
			gusano soldado	Clorpirifos CE 44: 1.5 L ha^{-1} Methamidofos LM 50 1 L ha^{-1}

Control de plagas

Con base a información del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA), las dos principales plagas que afectan la producción de algodón en México son el picudo algodonero (*Anthonomus grandis* Boheman), y el gusano rosado (*Pectinophora gossypiella* Saunders).[151] No obstante, en nuestro país se ha desarrollado trabajo conjunto con EE.UU., para la erradicación de estos insectos, que, a octubre de 2023, en el onceavo informe mensual 2023 de la campaña contra plagas reglamentadas del algodonero, de la Dirección General de Sanidad Vegetal, señala que las zonas libres de gusano rosado y picudo del algodonero conservan su estatus fitosanitario, derivado de las actividades para su control como el mapeo, tranpero, control cultural, control químico, supervisión.[152] Las zonas libres han proporcionado beneficios en la reducción de costos de producción al no realizarse control químico en las zonas libres contra el gusano rosado y picudo del algodonero, reducción de costos en labores culturales (desarraigo en lugar de barbecho), en beneficio de los productores, además de aumento en el rendimiento de la fibra.

En el caso de las zonas libre de gusano rosado corresponde a las entidades de:

- Baja California, Sonora, Chihuahua, Coahuila, Durango y los municipios de Matamoros, Méndez, Río Bravo, Reynosa, San Fernando y Valle Hermoso del estado de Tamaulipas.

Respecto al picudo del algodonero, las zonas libres están en las entidades de:

- Baja California y Chihuahua, los municipios de Altar, Caborca, General Plutarco Elías Calles, Pitiquito y San Luis Río Colorado de la Entidad federativa de Sonora, y el municipio de Sierra Mojada, Coahuila.

En este orden de ideas, considerando las diferencias ambientales en las regiones productoras de algodón, existen otros insectos que merman la producción de algodón, por ejemplo, la conchuela (*Chlorochroa ligata*) todavía se considera la plaga primaria en La Laguna y Chihuahua, pero no es una preocupación en Mexicali y Sonora. Por su parte, el picudo algodonero, alguna vez fue una plaga amenazante en todo México, actualmente sólo es importante en La Laguna y Sonora, pero en Mexicali y Chihuahua está erradicada.[153]

Otro ejemplo son las moscas blancas que provocan mayor preocupación en Mexicali, Baja California, Sonora y La Laguna, Coahuila, pero en Chihuahua se consideran una plaga secundaria. Este insecto ha sido una de las plagas a las que se enfrentan los productores de algodón, para ello, se han realizado investigaciones para identificar las practicas más adecuadas para su control.

Maltos *et al*. realizaron un estudio comparativo de tratamiento para el control de mosquita blanca, donde se utilizó Acefate (insecticida de amplio espectro) en tres

dosis alta, media y baja, Acetamiprid de bajo espectro, Pyriproxifen (insecticida y regulador de crecimiento utilizado en el Programa de mejoramiento genético de algodón del INIFAP a partir del 2022, a una dosis de 0.5 L ha^{-1}) y el testigo sin insecticida. Los resultados determinaron que Acetamiprid y Pyriproxifen fueron más efectivos en el control de mosquita blanca con una mortalidad del 80 y 90%, además Pyriproxifen no afecta el nivel de parasitismo, efecto contrario al mostrado por insecticidas de amplio espectro, provocando el aumento de la plaga cuando se deja de aplicar. Por lo que se sugiere su uso dentro de programas de Manejo Integrado de plagas (MIP).[154]

Las directrices del MIP enfatizan la conservación de las especies benéficas, y que los insecticidas de amplio espectro eliminan a los enemigos naturales de algunas plagas por lo que dificulta su control y los insecticidas selectivos ayudan a la conservación de la mayoría de los depredadores, por ello realizo un segundo parámetro de estudio para determinar la afectación de mortalidad del uso de insecticidas.

En un estudio sobre el efecto del uso biorracional de insecticidas de amplio y bajo espectro, se determinó que Acetamiprid y Pyriproxifen tuvieron un efecto negativo sobre la densidad poblacional de mosquita blanca en estado de adulto y ninfas, así como el efecto en tres aplicaciones durante el periodo de junio a septiembre en la población de insectos benéficos. Los resultados mostraron que ambos insecticidas en las tres diferentes fechas de aplicación fueron más efectivos en la reducción de la población de ninfas y adultos de mosquita blanca. El efecto en la población de insectos depredadores (insectos benéficos), se observaron 16 especies. El insecticida Pyriproxifen mostró densidades en insectos benéficos más altos y el testigo sin insecticida, fue ligeramente similar, es decir, Pyriproxifen, no afectó en la supervivencia en comparación con los insecticidas de amplio y bajo espectro que la mortalidad de estos fueron severos. Lo anterior destaca la importancia de aplicar el MIP dentro de los cultivos de algodón, lo que permitiría la conservación de insectos benéficos, necesarios para la conservación de los ecosistemas.[155]

En el control de arvenses, plagas y enfermedades se debe considerar prácticas como la rotación de cultivos e implementación de uso de prácticas ecológicas como bacterias y hongos benéficos para reducir el número de plantas enfermas el uso de *Trichoderma* spp. En los años 2009 y 2011, el uso de *Trichoderma* para combatir la enfermedad pudrición texana, y se sugirió incrementar la materia orgánica del suelo para garantizar el éxito.[156]

A modo de reflexión, teniendo en cuenta las actividades de control de las principales plagas, que se llevan a cabo de manera binacional, así como los beneficios hacia las y los productores derivadas de tales acciones, la tecnología transgénica en algodón no resolvería los posibles problemas fitosanitarios de las regiones productoras del cultivo, al contrario, considerando las repercusiones que tienen como la resistencia de los insectos al uso de insecticidas, generaría un problema más complejo de atender.

Manejo agronómico del algodón orgánico en México

La información que a continuación se menciona, corresponde a unidades de producción en el municipio de Ascensión, Chihuahua, del 2023. Asimismo, se señalan que este cultivo de algodón orgánico forma parte de un Plan de Manejo Orgánico que incluye más cultivos, entre otros el chile paprica, por lo que el algodón es un cultivo dentro del plan de rotación como lo establece la regulación para cultivos orgánicos anuales.[157,158] Para el actual ciclo 2024, desafortunadamente no hay seguridad de continuar con el cultivo del algodón orgánico en Ascensión, Chihuahua, debido a la misma condición de ser un componente dentro de la rotación de cultivos, en este caso el mercado de chiles orgánicos está afectando la continuidad del cultivo del algodón orgánico. Además, en cuanto al manejo del cultivo orgánico le hace falta un acompañamiento técnico especializado en producción orgánica, además de que el cultivo de algodón orgánico debe darse como parte de un plan de rotación de cultivos del productor y no debe ser un monocultivo como el algodón convencional u transgénico.

La densidad de siembra es de 100 a 120 mil plantas por hectárea. Se utiliza entre 15 y 17 kg de semilla por hectárea. Las semillas orgánicas provienen de Estados Unidos. La variedad que se utilizó en la siembra es “Fibermax-989”, sin tratamiento químico y no OGM. La fecha de siembra puede realizarse entre el 10 al 25 de mayo.

El control de arvenses es mecánico por medio de implementos agrícolas, mientras que para el control de plagas se implementa como práctica prioritaria la rotación de cultivos y en caso necesario insumos orgánicos como el *Bacillus thuringiensis*. La fertilización se lleva a cabo mediante la incorporación de gallinaza al suelo, y adicionalmente se incorporan residuos.

Es menester resaltar que el mercado de algodón orgánico en México es incipiente, pero se prevé un crecimiento de manera rápida, derivado del uso de ropa y otros textiles orgánicos, el país que comercializa la mayor cantidad de algodón orgánico es India. El algodón orgánico mexicano tiene el potencial de desarrollar los textiles orgánicos en nuestro país, pero también aprovechar el mercado internacional, sobre todo, porque la ganadería orgánica está creciendo el mercado para la semilla de algodón orgánico tiene una fuerte demanda ya que los alimentos para ganado orgánico requieren de este elemento en la dieta.

Perspectivas sobre el uso de semillas convencionales

Una cuestión muy importante a destacar dentro el proceso de producción, es el impacto de los precios de la fibra, considerando como un factor determinante para ello la disponibilidad de semilla nacional. Para ello, se necesita el fomento del uso de semillas convencionales, en lugar de promocionar las semillas transgénicas. En 2024 una demostración de campo realizada en Coahuila, por parte del INIFAP, los productores mostraron interés en al menos un genotipo nativo, para la cual se debe

contemplar que su aceptación dependerá cuando la siembren en sus predios. Los genotipos nativos son una alternativa para el mejoramiento genético en algodón. En el 2022 se evaluaron otros genotipos nativos que tienen características deseables no necesariamente para el incremento de rendimiento, pero sí para la tolerancia a factores abióticos y bióticos de la región. Aún falta explorar sus posibles atributos para sustentar lo observado, pero son una fuente de diversidad de germoplasma.

Otro factor a tener en cuenta es la constante falta de agua para riego del algodón, tema prioritario en la actualidad, y que se contempla primordial en un futuro próximo.

En cuanto a los posibles genotipos que se podrían aprovechar a corto y mediano plazo, se estiman las siguientes:

1. **Cian Precoz** es una alternativa de uso a corto plazo, que derivado de las evaluaciones desde el 2021 en el INIFAP ha manifestado buenos pesos, característica que se tomó en consideración para su selección y evaluación en campo para el ciclo 2022.
2. **Genotipo nativo experimental** es una opción por su buen comportamiento agronómico y en rendimiento supera a Deltapine®. En el 2022, el INIFAP realizó un curso taller a los productores algodoneros, enfocado a la evaluación de genotipos que incluyó al genotipo nativo experimental, el cual no logró generar mucho interés, sin embargo, en el ciclo 2024, los productores se mostraron receptivos al genotipo, debido a la carga de bellotas en la planta, lo cual traducen en mayor rendimiento, comparando una variedad comercial.
3. **Laguna-89** y **Juárez-91** son variedades más precoces en sus evaluaciones, además Juárez-91 es similar a Deltapine®, en cuanto a rendimiento, y Laguna supera a este.

De acuerdo con el paquete tecnológico recomendado para algodón por la Fundación Produce Chihuahua, estado en el que se siembra la mayor cantidad de hectáreas de algodonero del país, para la siembra de una hectárea de algodonero es necesario un promedio de 12 kg de semilla desborrada, cantidad similar a la que es utilizada por los productores orgánicos. No obstante, en la SPLA_01_2023 indica que para el Protocolo 1 “se solicitan 0.2 ha totales y 5.6 kg de semilla de algodón MON 88702 × MON 15985 × COT102 × MON 88701 × MON 88913”; también refiere que para el Protocolo 2 se solicitan “0.8 ha totales y 24.64 kg de semilla de algodón MON 88702 × MON 15985 × COT102 × MON 88701 × MON 88913”, que en total hacen una sumatoria de 30.24 Kg de semilla para una hectárea, lo cual es más del doble de la cantidad típicamente usada en las regiones algodoneras en México y lo indicado por la Fundación Produce Chihuahua.[159]

2.4.1. Efectos del paquete tecnológico

La SPLA 01_2023 para la liberación al ambiente de algodón genéticamente modificado en etapa experimental (MON-887Ø2-4 x MON-15985-7 x SYN-IR Ø2-7 x

MON-887Ø1-3 x MON-88913-8) tiene como características la tolerancia a los herbicidas dicamba, glufosinato y glifosato. Estos agrotóxicos componen el paquete tecnológico asociado a este evento transgénico; dado que su utilización representa importantes efectos ambientales y sociales, en este apartado se exponen las evidencias científicas de los daños posibles y probados de estos agrotóxicos.

2.4.1.1. Evidencias de los efectos adversos por el uso del glifosato

El glifosato es la sustancia más usada como herbicida en todo el mundo[160,161] fue introducido al mercado por la empresa Monsanto en 1974 con su fórmula comercial más conocida, el *Roundup*®[162] que, posteriormente, se convirtió en una marca que engloba a su vez varias formulaciones hechas a base de glifosato. Químicamente, es una molécula formada por una fracción de glicina y un radical aminofosfato unido como sustituyente de uno de los hidrógenos del grupo α-amino. Se utiliza como ingrediente activo principal de un número muy alto de herbicidas comerciales para uso agrícola y urbano, en el hogar y en el mantenimiento de jardines públicos, así como en carreteras y otras vías de comunicación.

El glifosato es un herbicida sistémico de pre y post-emergencia (se refiere a si la aplicación del glifosato es en los primeros estados del ciclo de vida de las plantas, durante la germinación por ejemplo, o en etapas posteriores), de amplio espectro y no selectivo (es capaz de ejercer daño sobre la mayor parte de plantas conocidas y, eventualmente, provocar su muerte, incluidas diferentes especies de herbáceas, arbustos y árboles),[163] en la agricultura se aplica para la eliminación de poblaciones de plantas que crecen, sin haber sido sembradas, al interior y en los alrededores de la parcela agrícola, denominadas arvenses, por los ecólogos y los agrónomos, quelites y medicinales, por los campesinos, o malezas, por los agricultores industrializados y los extensionistas.

Dicha capacidad herbicida se da a través de la afectación de la enzima 5-enolpiruvilshikimato-3-fosfato sintasa (EPSPS) que se encuentra dentro de la ruta bioquímica del ácido shikimico y es la responsable de la producción de tres aminoácidos aromáticos esenciales: fenilalanina, tirosina y triptófano, que son necesarios para la construcción de las proteínas vegetales y realizan funciones vitales en las plantas.[164] La enzima EPSPS no sólo se encuentra en plantas sino también en bacterias, incluyendo aquellas que componen la microbiota intestinal en humanos, y algunos hongos benéficos para el suelo.

En 2015, tras una extensiva revisión de toda la literatura científica disponible sobre el glifosato, la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (*IARC*, por sus siglas en inglés), órgano de investigación de la Organización Mundial de la Salud (OMS), evaluó al glifosato y a las formulaciones comerciales de herbicidas hechos a base del mismo, asignándole la categoría de probable carcinógeno para humanos (Grupo 2A).[165] Dicha revisión, de cerca de 1000 estudios, fue realizada por expertos en el tema que no tuvieran conflicto de interés que sesgara su investigación,[166] y

demostró con evidencias científicas contundentes que el glifosato puede operar a través de dos características clave de los carcinógenos conocidos y que estos pueden ser operativos en humanos: genotoxicidad (daño en el Ácido Desoxirribonucleico, ADN) y estrés oxidativo.[167]
Confirmando la posición de la *IARC*, la Agencia para el Registro de Enfermedades y Sustancias Tóxicas (*ATSDR*, por sus siglas en inglés), dependiente del Departamento de Salud del gobierno de los Estados Unidos, publicó en 2019 un perfil toxicológico del glifosato con más de 300 referencias que apuntaló el reporte publicado por la *IARC* e indicó que existe una fuerte correlación entre la exposición al glifosato (en estado puro, o en formulación comercial) con la aparición de distintos tipos de cáncer, así como otras patologías, tales como retrasos en el desarrollo, enfermedades intestinales, y toxicidad hepática y renal.[168]

En 2020 se publicó la 5ta edición de la "Antología Toxicológica del glifosato", que refiere 1108 investigaciones científicas, libres de conflicto de interés, sobre los efectos del glifosato, su dinámica y los impactos provocados por el uso de herbicidas hechos a base del mismo, así como de su principal producto de degradación, el AMPA (ácido aminometilfosfónico).[169]

Asimismo, en el marco de la revisión necesaria para renovar el registro de herbicidas a base de glifosato, llevado a cabo cada 15 años, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (*EPA*, por sus siglas en inglés), determinó que el 93% de las especies de plantas y animales (peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos) contenidas en el Acta de Especies en Riesgo (ESA) de ese país, así como el 96% de sus hábitats se encuentran en riesgo debido a la aplicación del herbicida glifosato en ese país, aun cuando es utilizado de acuerdo a las recomendaciones de la etiqueta y normativa dedicada al respecto.[170]

La aplicación de los herbicidas hechos a base del glifosato (HBG), que se comercializan principalmente en forma de concentrados solubles o en granulados, se incrementó 15 veces a partir de 1996 con la comercialización y siembra de semillas genéticamente modificadas (GM) de maíz, algodón y soya tolerantes a este compuesto (es decir que no mueren al aplicarles el herbicida); actualmente, alrededor del 50% del uso global del glifosato en agricultura se destina a estos cultivos.[171,172] Asimismo, la expansión mundial de los cultivos GM ha aumentado 113 veces en volumen desde el año 1996, pasando de 1.7 millones de hectáreas a 191.7 millones de hectáreas en 2018.[173]

Los HBG son en realidad mezclas de varias sustancias que, además de glifosato, contienen otros ingredientes; la mayoría de las veces estos ingredientes son excluidos de los ensayos de toxicidad que presentan las empresas al solicitar la autorización para comercializar sus productos.[174] Se ha identificado que las diferentes formulaciones disponibles de *Roundup*® pueden variar en su toxicidad hasta 100 veces debido a los diferentes coadyuvantes que lo contienen.[175]

Estos ingredientes de las formulaciones comerciales completas se clasifican en dos grupos: 1) los ingredientes "activos", que son los que se añaden intencionalmente para ser tóxicos en contra de las especies blanco, es decir, las especies de plantas que el herbicida promete eliminar (el glifosato es tóxico contra las arvenses al interrumpir la síntesis de aminoácidos aromáticos); y, 2) ingredientes "inertes", también llamados coadyuvantes, que se añaden a la formulación para potenciar el efecto del ingrediente activo.[176]

Según la regulación actual, los ensayos de toxicidad para establecer la dosis letal media (DLM) o la dosis umbral, únicamente se llevan a cabo con los ingredientes activos, sin tomar en cuenta a los inertes, que generalmente están exentos del requisito de establecer límites máximos permitidos (LMP).

En el caso de México se menciona lo establecido en el artículo 12 fracción I, incisos *c* y *d* del Reglamento en Materia de Registros, Autorizaciones de Importación y Exportación y Certificados de Exportación de Plaguicidas, Nutrientes Vegetales y Sustancias y Materiales Tóxicos o Peligrosos:

> *Artículo 12.- El interesado deberá presentar la siguiente información y documentación, atendiendo al tipo de producto que corresponda:*
> *I. Plaguicidas químicos técnicos:*
> ...
> *c.1) Metodología analítica para la valoración del ingrediente activo y sus residuos en alimentos, suelo y agua,*
> *c.2) En caso de que el producto técnico se fabrique, formule o envase en territorio nacional, la metodología para la toma de muestras y la técnica analítica para la determinación del producto en el ambiente laboral.*
> *d) Información toxicológica: estudios toxicológicos del ingrediente activo a registrar, presentando el nombre del autor, laboratorio o institución que realizaron la investigación, de conformidad con lo previsto en el artículo 4 del presente Reglamento.*

De esta forma, se observa que las formulaciones comerciales completas no están sujetas a ensayos de toxicidad. No obstante, hay estudios que demuestran que los coadyuvantes y el efecto sinérgico de estos con el ingrediente activo pueden llegar a ser más tóxicos para la salud y el ambiente.[177] Esta última afirmación forma parte de los resultados del trabajo que, en años recientes, grupos de investigadores independientes y libres de conflicto de interés han realizado para estudiar los efectos tóxicos sobre el ambiente y la salud humana y animal que tienen estos coadyuvantes, y que muchas veces potencializan los impactos negativos del ingrediente activo, en este caso del glifosato; concluyendo que el excluir estos ingredientes de los ensayos de riesgo y toxicidad de los HBG equivale a no proporcionar información completa sobre el perfil comercial de los productos y poner en riesgo a los usuarios y consumidores.[178,179]

En el caso de los HBG, los principales coadyuvantes son surfactantes, es decir, moléculas que ayudan al glifosato a atravesar las membranas de las plantas. Por lo general, representan del 5 al 15% del peso final de la formulación; la sal de glifosato representa entre el 40% y el 60%, y el agua constituye el porcentaje restante.[180] Los compuestos que más se utilizan como surfactantes en los HBG son moléculas del grupo de las aminas etoxiladas, también conocidas como POEAs sintetizadas químicamente a partir de aminas a las que se añaden unidades de óxido de etileno.

El principal producto de degradación del glifosato es el ácido aminometilfosfónico (AMPA), que tiene una mayor persistencia y movilidad en los cuerpos de agua y en suelos, en comparación con el glifosato[181,182,183] y también se ha demostrado que tiene efectos perniciosos sobre la salud y el ambiente.

Toxicidad aguda y crónica del glifosato: impactos a la salud

Toxicidad aguda

La toxicidad aguda del glifosato y los HBG se presenta por casos de envenenamiento que puede ser: voluntaria, por autoenvenenamiento, hay varios casos reportados de muertes ocasionadas por ésta práctica, principalmente en Asia;[184,185] o involuntaria, por ejemplo, en varios países de Latinoamérica se han documentado casos de envenenamiento por aspersiones con avionetas que rocían el glifosato sobre cultivos GM, las personas expuestas presentan vómitos, diarrea, problemas respiratorios y erupciones cutáneas.[186,187] También hay reportes sobre los efectos por la exposición ocupacional, estos son afectaciones en las mucosas o en la piel, como alergias, irritaciones y quemaduras químicas,[188] aunque también hay reportes con resultados que sugieren que el glifosato actúa como promotor de cáncer en la piel.[189] En ambientes acuosos, el glifosato causa irritación ocular y penetra en las membranas celulares causando alteraciones.[190,191] Los efectos agudos por la exposición a este herbicida, observados en estudios de laboratorio, incluyen dificultades respiratorias, ataxia y convulsiones.[192] El herbicida Roundup® se ha asociado con la depresión cardíaca.[193,194]

Recientemente, con el uso de técnicas multiómicas (permiten estudiar un gran número de moléculas en un solo estudio, implicadas en el funcionamiento de un organismo, p. e. genómica, proteómica, metabolómica, entre otras) se ha estudiado con mayor detalle la sensibilización en la piel generada por la exposición al glifosato y a sus formulaciones comerciales, encontrando que, en presencia de estos herbicidas, se activa una respuesta del sistema inmune que ocasiona autofagia celular, es decir la destrucción de las propias células para evitar una acumulación de toxinas o sustancias tóxicas.[195]

Toxicidad crónica

Existen estudios científicos que revelan los potenciales efectos dañinos del glifosato y de los HBG sobre la salud humana luego de la exposición por tiempos prolongados, generando lo que se conoce como toxicidad crónica.[196, 197,198]

Mediante análisis estadísticos, con base en datos plurianuales del Centro para la Prevención y Control de Enfermedades del gobierno de los Estados Unidos, se ha demostrado que hay una correlación entre el aumento, incidencia y prevalencia de 22 enfermedades metabólicas, así como de daños neurológicos y endócrinos (lo que aumenta el riesgo de desarrollo trastornos como el autismo o el Alzheimer), y el incremento del uso agrícola del glifosato y del área plantada con soya y maíz GM en Estados Unidos.[199,200]

Entre los efectos adversos por la exposición en tiempos prolongados al glifosato, los HBG o su principal producto de degradación, el AMPA, encontramos que:

1. Tienen un alto potencial genotóxico asociado al desarrollo de cáncer de distintos tipos (mieloma, leucemia, melanoma, mieloma múltiple, linfoma no Hodgkin, así como de cavidad oral, colon, pulmón, recto, páncreas, riñón, vejiga y próstata);
2. Actúan como disruptores endócrinos y agentes causantes de serios desordenes en el sistema reproductivo;
3. Son capaces de causar daños en órganos y sistemas, alteraciones metabólicas y enfermedades neurológicas; y
4. Pueden producir estrés oxidativo, que a su vez se relaciona con el desarrollo de una multiplicidad de enfermedades crónico degenerativas.

Genotoxicidad y cáncer

Existe una amplia gama de estudios, previos y posteriores al dictamen de la *IARC*, que demuestran el potencial genotóxico y la relación que tiene la exposición al glifosato y los HBG o al AMPA con el desarrollo de distintos tipos de cáncer, incluyendo estudios muy recientes de cohorte que, al estar basados en diseños observacionales y analíticos, son los que mayor valor o cercanía tienen en lo referente a la búsqueda de relaciones causales.[201]

La genotoxicidad del glifosato (capacidad de una sustancia para causar daño al material genético) conduce a efectos dañinos crónicos e irreversibles para la salud y el desarrollo de los organismos expuestos.[202,203,204] Los HBG causan la muerte de glóbulos blancos mononucleares humanos, así como daños en el ADN de estas células; una vez metabolizado, el glifosato genera un incremento en el daño del ADN, sin que haya podido explicarse cuál es el mecanismo por el que esto ocurre.[205]

Por otra parte, se han observado afectaciones a los mecanismos epigenéticos (mecanismos que regulan los genes sin alterar el ADN, son heredables) que regulan la expresión de células mononucleares de sangre periféricas luego de la exposición a

concentraciones ambientales de glifosato o por exposición ocupacional; estas afectaciones incluyen una reducción significativa del nivel global de metilación del ADN (mecanismo implicado en la regulación de los genes)[206,207]. Además, se reportó la metilación de regiones promotoras de ciertos supresores tumorales, lo que está asociado con el silenciamiento o sobreexpresión de genes claves en la regulación del inicio y la progresión del cáncer[208] y se identificaron cambios en la expresión de genes que regulan el ciclo celular (etapas de crecimiento y reproducción celular) y la apoptosis (muerte celular programada), la alteración de dichos procesos está vinculada con el desarrollo de cáncer.[209]

Disrupción endócrina

Existe numerosa evidencia que refrenda la condición del glifosato como disruptor endócrino (molécula capaz de alterar el equilibrio hormonal de un organismo) y como agente causante de toxicidad en los sistemas reproductivos. Además, existen muchos otros estudios que concluyen que los HBG generan afectaciones a los sistemas reproductivos de diversas especies. Los mecanismos por los que ocurre este daño son múltiples y no se limitan únicamente a la interacción con receptores hormonales.

Investigadores de universidades de Estados Unidos evaluaron los daños por el uso de glifosato y su producto de degradación, el AMPA, a mujeres embarazadas, niños de cinco años y jóvenes de 14 y 18 años de edad del Centro de Evaluación de la Salud Materno Infantil de Salinas (CHAMACOS). Midieron las concentraciones de glifosato y AMPA en muestras de orina, calcularon las concentraciones de residuos de glifosato, la cantidad de uso agrícola aplicado, determinaron las transaminasas hepáticas, así como el síndrome metabólico en jóvenes. Los resultados demuestran que la exposición al glifosato y el AMPA, generan afectaciones en la primera infancia al vivir cerca de lugares donde aplican glifosato agrícola, así como puede aumentar el riesgo de presentar trastornos hepáticos y síndrome metabólico en edad adulta, lo cual puede causar a futuro cáncer de hígado, diabetes y padecimientos cardiovasculares.[210]

Sistema digestivo y alteración del microbiota intestinal

Todos los órdenes de bacterias componentes de la microbiota de humanos y animales requieren para sus crecimiento y desarrollo de aminoácidos aromáticos provistos a partir de la ruta del ácido shikímico; la mayoría son sensibles al herbicida glifosato, por lo que pueden verse afectados por la presencia de este herbicida.[211]

La microbiota intestinal es la comunidad de microrganismos vivos residentes en el intestino humano, está compuesta por trillones de bacterias que, por su abundancia, complejidad organizacional y funciones específicas claves para el mantenimiento de la buena salud, ha sido llamada por los expertos en el tema como un nuevo órgano al que es necesario prodigar cuidados. La comunidad bacteriana que compone la microbiota intestinal de los humanos incluye más de 1,000 especies de bacterias que en conjunto desarrollan funciones vitales como regular el suministro de energía a las

células, promover el correcto crecimiento corporal, el desarrollo de la inmunidad y la nutrición, entre otras.[212]

Las evidencias existentes hasta ahora demuestran que la molécula de glifosato es una sustancia tóxica que genera múltiples afectaciones para el sistema digestivo. En estudios experimentales se ha reportado que el glifosato induce una respuesta inflamatoria en el intestino delgado de ratas de laboratorio, esto genera una disminución en la expresión de enzimas antioxidantes y altera el balance de iones en el intestino, destacándose una disminución en la absorción de hierro, que puede asociarse con problemas neurológicos o de anemia.[213] Además, la exposición de componentes de la microbiota intestinal al glifosato, resulta en la supresión de las enzimas citocromo P450 (involucradas en la desintoxicación de toxinas ambientales, la activación de la vitamina D3, la catabolización de la vitamina A, el mantenimiento de la producción de ácidos biliares y el suministro de sulfato al intestino) y la biosíntesis de algunos aminoácidos lo cual conduce a una disminución de bacterias benéficas en el tracto gastrointestinal favoreciendo la proliferación de patógenos.[214]
Otro estudio, sobre la exposición a glifosato durante el periparto en ratas, demostró cambios en el comportamiento de las madres, asociados a alteraciones en la neuroplasticidad, además de reportar un desbalance en la microbiota intestinal de las madres ligado a alteraciones en el Sistema Nervioso Central.[215]

El herbicida puede causar desequilibrios entre la población de bacterias, favoreciendo el crecimiento de las que generan enfermedades y disminuyendo el número de las que nos aportan beneficios. El herbicida altera también la composición de la microbiota intestinal, disminuyendo la abundancia del género *Lactobacillus*, enriqueciendo a la vez la proporción de bacterias potencialmente patógenas.[216] Además, se encontró que al exponer al Roundup® a bacterias dañinas como *Escherichia coli* o *Salmonella spp.*, éstas aumentaron su resistencia a antibióticos como kanamicina o ciprofloxacina;[217] lo que podría hacer todavía más grande el problema la resistencia a antibióticos que actualmente es una cuestión de salud pública mundial.

Considerando lo anterior, numerosos estudios se han llevado a cabo en modelos animales para conocer el efecto del herbicida sobre el microbioma intestinal y los efectos que esto conlleva en la salud y el comportamiento de los animales. Algunos de ellos reconocen la relación profunda entre la microbiota intestinal y las alteraciones en el comportamiento.[218,219] Así, en estudios llevados a cabo en ratones, cuyo microbioma muestra una alta similitud con el de los seres humanos, se ha encontrado que la exposición crónica y subcrónica a HBG incrementa las conductas relacionas con la depresión y la ansiedad en respuesta a la alteración de la composición de la microbiota intestinal, ya que disminuye la abundancia de géneros clave de bacterias, lo cual puede incrementar la prevalencia de alteraciones del comportamiento.[220]

Aunado a estos estudios se investigó en el microbioma intestinal de ratas el efecto del glifosato y el Roundup MON52276. Mediante multiómica se reveló que es útil para

investigar los efectos tóxicos de los pesticidas, ya que detectaron que ambos inhiben la vía del shikimato y mostró que el tratamiento con glifosato y MON 52276 resultó en niveles más altos de *Eggerthella* spp., *Shinella zoogleoides*, *Acinetobacter johnsonii* y *Akkermansia muciniphila*. *Shinella zoogleoides* fue mayor solo con la exposición a MON 52276. Además, detectaron que los ensayos de cultivo *in vitro* con cepas de *Lacticaseibacillus rhamnosus*, el Roundup GT plus inhibía el crecimiento en concentraciones en las que MON 52276 y glifosato no tenían ningún efecto. [221]
En el 2022 se investigó en el Reino Unido la exposición de 186 residuos comunes de insecticidas, herbicidas, fungicidas y el microbioma fecal de 65 gemelos, además de un análisis metabólico de la orina. Se encontró glifosato en el 53% de las muestras de orina, aunque por debajo del LOQ (< 0,1 µg/L) en 10 casos (8%). Los niveles de residuos de glifosato, piretroides y organofosforados fueron comparables a los de estudios previos realizados con otras poblaciones europeas. Esto se relacionó a que en el Reino Unido se aplicó una gran variedad de pesticidas en 2016, incluidos insecticidas, fungicidas, herbicidas y molusquicidas. Es así que el estudio demuestra que, aunque el consumo de frutas y verduras tiene beneficios para la salud, si se cultivan de manera convencional, conduce a una mayor ingesta de pesticidas. Señalan que las personas que consumen regularmente productos orgánicos tuvieron valores de índice de alimentación saludable más altos, aunque otras opciones de estilo de vida son, factores contribuyentes. Se brinda evidencia de una asociación entre la excreción de pesticidas y los cambios en el metabolismo del microbioma intestinal a niveles ambientales de exposición en la población inglesa.[222]

Otros órganos, sistemas y desórdenes metabólicos

Algunos reportes indican daños en células de otras especies como: linfocitos bovinos y células de médula ósea, hígado y riñón de ratón; células branquiales y eritrocitos de pez; eritrocitos de caimán y embriones de moscas de la fruta entre otros.[223, 224] Además, existe evidencia muy reciente de que el glifosato puede afectar áreas del cerebro asociadas con la enfermedad de Parkinson, en particular las neuronas dopaminérgicas. Los estudios epidemiológicos y de casos clínicos relacionan la exposición al glifosato con una mortalidad prematura debido a la enfermedad de Parkinson. Aunque se requiere más investigación a este respecto, se encontró que los casos de muerte prematura estaban geográficamente cerca de regiones con agricultura intensiva (a menos de un kilómetro de distancia de puntos de aplicación de glifosato, atrazina, diazinon y paraquat).[225]

En años recientes se ha sugerido el uso de glifosato como el factor causal más importante vinculado al desarrollo de la enfermedad celíaca, conocida como intolerancia al gluten; un problema creciente en todo el mundo, pero especialmente en América del Norte y Europa.[226] Los síntomas incluyen náuseas, diarrea, erupciones cutáneas, anemia macrocítica y depresión; es una enfermedad multifactorial asociada con numerosas deficiencias nutricionales, así como problemas reproductivos. Las características de la enfermedad celíaca apuntan a la deficiencia de aminoácidos

esenciales como el triptófano, la tirosina, la metionina y la selenometionina, así como a un deterioro de muchas enzimas del citocromo P450.

La enfermedad celíaca está asociada con desequilibrios en las bacterias intestinales que pueden explicarse completamente por los efectos conocidos del glifosato sobre las bacterias intestinales; se sabe que el glifosato inhibe las enzimas del citocromo P450, así mismo, las deficiencias de hierro, cobalto, molibdeno, cobre y otros metales raros asociados con la enfermedad celíaca pueden atribuirse a la fuerte capacidad del glifosato para quelar estos elementos (un quelante es un agente que secuestra metales pesados, es una sustancia que forma complejos con iones de metales pesados), y las deficiencias de aminoácidos esenciales coinciden con el agotamiento conocido de éstos por el glifosato.[227]

Todas estas alteraciones afectan negativamente al cuerpo; aunque el impacto es sutil y se manifiesta lentamente a lo largo del tiempo, ya que los procesos inflamatorios promovidos, dañan los sistemas celulares de todo el cuerpo y, en última instancia, pueden estar correlacionados con el desarrollo de enfermedades gastrointestinales, pero también con obesidad, diabetes, enfermedades cardiacas, depresión, autismo, infertilidad, cáncer y Alzheimer.[228]

La polioxietil-amina (POEA), principal agente coadyuvante de los HBG, fue el primer surfactante incorporado en las formulaciones de glifosato. Estas formulaciones se asociaron desde las décadas de 1970 y 1980 a la toxicidad ocular aguda, lo que fue identificado como una preocupación grave a la seguridad de los trabajadores por el Departamento de Regulación de Pesticidas de California[229]. Según datos recopilados entre 1981 y 1985 se encontró que las dos principales causas de enfermedades asociadas a la exposición ocupacional a plaguicidas fueron lesiones oculares (50%) y cutáneas (35%). De hecho, el glifosato ocupó el tercer lugar entre todos pesticidas como causa de enfermedades ocupacionales en el estado de California, en Estados Unidos.[230]

Pese a que, según la información de los propios fabricantes,[231] se han reformulado algunas de las marcas comerciales de los HBG, sustituyendo a la POEA derivada de grasa animal por otras POEAs menos irritantes, estos tensioactivos siguen teniendo efectos tóxicos preocupantes en múltiples organismos no blanco, incluyendo mamíferos y organismos acuáticos. Diversos estudios recientes han demostrado que las POEAs pueden aumentar la toxicidad o la absorción del glifosato en las células humanas y generar síntomas toxicológicos más severos[232,233] como citotoxicidad o toxicidad en las células,[234] afectaciones en diferentes hormonas sexuales,[235] así como, genotoxicidad o daño al ADN.[236,237]

Estrés oxidativo

En diversos estudios se ha encontrado que el glifosato causa la inhibición de numerosas enzimas, alteraciones metabólicas y estrés oxidativo que conducen a una

excesiva peroxidación de lípidos en la membrana, daño celular y de tejidos.[238] En estudios con crustáceos de agua dulce, pertenecientes a la especie *Macrobrachium nipponensis,* se demostró que las formulaciones comerciales de glifosato causan daño en el ADN debido a la inducción de estrés oxidativo y a la inhibición de la respuesta antioxidante en las células de este modelo.[239]

Acerca de los daños causados por la generación de radicales libres o especies reactivas de oxígeno, algunos estudios han demostrado que las formulaciones de glifosato inducen daño oxidativo en las células, lo que resulta en la peroxidación de lípidos entre otras afectaciones.[240,241] En estudios con animales modelo, se ha observado que el glifosato aumenta los niveles de indicadores de daño oxidativo en el intestino, además aumenta la expresión de enzimas que intervienen en la respuesta a condiciones de estrés oxidativo como las catalasas y las superóxido dismutasas y aumenta la permeabilidad intestinal, reduciendo la expresión de las proteínas que constituyen la barrera que permite el paso de iones y moléculas a las células del intestino.[242]

Adicionalmente, se ha reportado que el glifosato y su formulación comercial Roundup® causan daño genético en linfocitos y células hepáticas humanas. Estudios en células tumorales hepáticas encontraron alteraciones en las membranas mitocondriales que afectan la capacidad respiratoria de la célula y que pueden relacionarse con un envejecimiento más acelerado; así como en la actividad lisosomal inducida por daños al citoplasma.[243]

Elevada exposición humana al glifosato, tanto ocupacional, como no ocupacional en entornos rurales y urbanos

La exposición humana al glifosato es muy frecuente y ocurre de manera cotidiana tanto en contextos urbanos como rurales, puede ser de tipo ocupacional o no ocupacional y ambas son alarmantes. La de tipo ocupacional se refiere a las personas que trabajan en el campo y aplican el herbicida o que viven cerca de las zonas agrícolas donde éste se asperja, a veces incluso con avionetas, lo que implica un mayor grado de dispersión. La no ocupacional puede afectar incluso a más personas debido a la presencia del glifosato y sus derivados en ambientes fuera de los campos agrícolas y en productos del campo o los alimentos procesados a partir de éstos, incluyendo a los de consumo básico. Existe evidencia científica que demuestra la alarmante presencia del glifosato en fluidos humanos, así como en los alimentos de consumo generalizado[244]. Se ha encontrado glifosato en fluidos de maternos como en orina[245, 246] leche materna[247], placenta[248], en la orina de adultos[249, 250], así como en el cerebro[251].

Para tener el conocimiento de los riesgos a la salud por la exposición al herbicida glifosato, sus formulaciones o su metabolito de degradación (AMPA), es necesaria la evaluación en la población general expuesta al herbicida, y se requieren datos sobre los niveles de glifosato y AMPA en orina y/o sangre, ya que estos son los principales biomarcadores de exposición, pero, actualmente estos datos son escasos.[252]

En el caso de la evaluación de la presencia de glifosato en orina pueden proporcionar estimaciones fiables de la exposición humana interna real que pueden compararse con valores de referencia apropiados, como la ingesta diaria aceptable (IDA) o el nivel de exposición aceptable del operador (AOEL).[253]

Deben realizarse estudios, especialmente en las poblaciones más susceptibles, como los niños, las mujeres embarazadas o lactantes y los ancianos. Por ejemplo, los niños podrían ser más susceptibles al efecto de la contaminación ambiental debido a sus mayores necesidades alimentarias, su desarrollo fisiológico y sus intensas actividades al aire libre. Además, se han observado niveles más altos de glifosato en niños que en adultos.[254]

Diversos estudios han detectado la presencia del glifosato en fluidos de las personas posterior a una exposición de tipo ocupacional. Por ejemplo, en un estudio realizado en Carolina del Sur, evaluaron las concentraciones de glifosato en la orina de varios agricultores y sus familias, 24 horas antes y 24 horas después de la exposición a este glifosato, encontraron que el 60% del total de las muestras tomadas luego de la exposición, contenían al herbicida.[255]

En 2017 se midieron niveles de excreción de glifosato y su metabolito ácido aminometilfosfónico (AMPA) en personas que habitaban un centro de Envejecimiento Saludable, y se encontró que los niveles medios de glifosato y AMPA y la proporción de muestras con niveles detectables aumentaron con el tiempo. Los valores observados en este estudio se encuentran dentro de siguiente rango 1,35 μg L^{-1} y 0,215 μg L^{-1} e inclusive fueron más altos.[256] En otro estudio del 2018, se midieron los niveles de glifosato en orina en una muestra de 71 mujeres del estado de Indiana (EE. UU.) y se encontró que el 93% de ellas tenía niveles detectables (media 3.40 ng mL^{-1}) y eran más altos en las mujeres que viven en zonas rurales (media 4.19 ng mL^{-1}).[257]

En una población de niños y adolescentes que viven en áreas rurales con agricultura intensiva en la parte noreste de Eslovenia se analizó la presencia de glifosato y AMPA. El muestreo se llevó a cabo en dos períodos separados, en función del presunto uso estacional de plaguicidas. El primer periodo fue invierno (enero-marzo) cuando el uso de pesticidas no es común, y el segundo fue a finales de primavera-principios de verano (mayo-junio) en donde se tiene un uso más intensivo de pesticidas. En total, 149 niños (de 7 a 10 años, 55% niñas) y 97 adolescentes (de 12 a 15 años; 44% niñas). Se detectaron glifosato y AMPA en 27% y 50% de las muestras de orina del primer período de muestreo, respectivamente; y en 22% y 56% del segundo período de muestreo, respectivamente. Las muestras de orina de los niños mostraron una tendencia de mayor exposición. La exposición no difirió significativamente entre ambos períodos de muestreo, sin embrago, la frecuencia de consumo extensivo de alimentos, reveló una mayor exposición a glifosato y AMPA solo entre las personas con un mayor consumo de nueces y arroz integral. Los niveles de AMPA y glifosato se correlacionaron significativamente de manera positiva, en la temporada de mayor uso intensivo de pesticidas.[258]

Para el caso de México, en 2017, se publicaron en la International Journal of Environmental Research and Public Health los resultados de una investigación sobre la presencia de glifosato en siete comunidades agrícolas del municipio de Hopelchén, Campeche, que es el principal productor de soya del estado. El resultado: el 90% del grano de soya que se usa es genéticamente modificado para tolerar al glifosato. En el caso de la orina humana, se tomaron muestras de campesinos en el estado de Campeche y se compararon con las de pescadores. Todas las pruebas revelaron la presencia de glifosato, pero la concentración de orina en los campesinos (0.47 mg L^{-1}) fue más del doble de la de los pescadores (0.22 mg/L). Esto, debido a que los pobladores han estado altamente expuestos a este herbicida debido a la agricultura industrial que se práctica en la región.

Además, se encontraron trazas de esta sustancia en botellas de agua potable y en pozos del municipio. Los niveles excedieron los máximos permitidos en Europa, sin embargo, en México ni siquiera hay una legislación clara al respecto.[259] Este fue uno de los primeros estudios nacionales enfocados a la detección de glifosato en fluidos humanos y en fuentes de agua.

En otro estudio realizado por investigadores de la Universidad de Guadalajara y de la Unidad Regional Occidente del Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS), en comunidades de Agua Caliente, cerca del lago de Chapala, el lago más grande de México y Ahuacapán, comunidad de la región de la costa sur del estado de Jalisco. Se evaluaron 281 muestras de orina de adolescentes y se encontraron residuos de glifosato en el 70% de las muestras.[260]

El caso más reciente documentado en el país es el de la comunidad de “El Mentidero” en Autlán, Jalisco, comunidad que se ubica en el centro del valle y próximo a los campos de cultivo, además tener una alta concentración de trabajadores agrícolas realizado por el mismo grupo de investigación, se analizaron la orina de 93 niñas y niños de preescolar y primaria y 53 de secundaria en comunidades agrícolas donde se utilizan grandes cantidades de plaguicidas. Los resultados demostraron que el 100% de las niñas y niños tuvieron rastros de herbicidas en su orina y que la sustancia más recurrente y peligrosa encontrada en ellos fue el glifosato.[261]

También se ha detectado la presencia de trazas de glifosato y sus derivados en una gran cantidad de alimentos, particularmente aquellos que contienen cereales producidos de manera tecnificada (en varios casos el glifosato se asperja previo al periodo de cosecha para acelerar la desecación de los granos cultivados); o en productos elaborados con maíz GM que fueron rociados con herbicidas a base de glifosato. En 2017 fue publicado un estudio en el que se reporta la presencia de este herbicida en alimentos hechos a base de maíz, de consumo básico (tortillas y tostadas de maíz) y procesados (como harinas, botanas y cereales para el desayuno).[262] Este estudio reporta que nueve de cada diez muestras de tortillas (tanto artesanales como industrializadas) contienen trazas de maíz transgénico, en la mayoría se detectó el

evento transgénico de maíz tolerante al glifosato NK603; además destaca que cerca del 30% de dichas muestras contenía residuos de glifosato. También se ha detectado la presencia de glifosato en agua potable, vino y cerveza, e incluso en productos de higiene personal (gasas, vendas, compresas, hisopos, etc.) elaborados con algodón GM tolerante a glifosato.[263, 264] Estos resultados demuestran que la exposición humana al glifosato, así como a los cultivos GM tolerantes al herbicida y a los productos derivados de los mismos, es generalizada y constante.

Los eventos transgénicos son cada una de las modificaciones genéticas, incluyendo las combinaciones de éstas, conferidas a distintas líneas parentales de híbridos convencionales que se registran con un nombre y código específicos, además se protegen bajo una patente o derechos de obtentor con un nombre comercial determinado. Los cultivos tolerantes a herbicidas tienen modificaciones genéticas para que la planta GM sobreviva a la aplicación de cierto herbicida (p. e., el glifosato, el ácido 3,6-dicloro-2-metoxibenzoico o dicamba y el ácido 2,4-dicloro-fenoxiacético o 2,4-D), de modo que éste se aplique como parte de las labores agrícolas para eliminar las arvenses. Hay cientos de registros de eventos transgénicos tolerantes al glifosato en diversos cultivos como el maíz, el algodón, la soya, la canola, la papa, la alfalfa y el trigo.[265] La tolerancia al glifosato en los cultivos GM se obtiene mediante la inserción, en el genoma del híbrido parental, del gen cp4 epsps, proveniente de la bacteria *Agrobacterium tumefaciens,* para que produzca la proteína EPSPS de baja afinidad por el glifosato.[266]

La FAO/OMS tienen una Comisión del Codex Alimentarius que estableció el Codex Alimentario, una colección de normas alimentarias adoptadas internacionalmente, los cuales tienen como objetivo proteger la salud de los consumidores y garantizar prácticas leales en el comercio de alimentos. Por su parte, el Comité del Codex sobre Residuos de Plaguicidas (CCPR) es el encargado de establecer los límites máximos de residuos (LMR) fijados por el Codex para residuos de plaguicidas en alimentos específicos o en grupos de alimentos o piensos que circulan en el comercio internacional.[267]

En el Codex alimentario se tiene una lista de los productos y el límite máximo de residuos de glifosato que estos pueden tener. El glifosato está permitido para consumo humano en concentraciones que pueden llegar a 30 mg/kg para el caso de cereales (grano), 5mg/kg en maíz (grano), lentejas (secas), guisantes (arvejas, grano) y menudencias comestibles de mamíferos, 3mg Kg^{-1} en maíz dulce (mazorca), 2 mg/kg para frijoles (grano) y caña de azúcar.[268]

En el caso particular de México, como mencionan González y colaboradores, no existen límites establecidos para residuos de glifosato en alimentos procesados y sin procesar, y la concentración de dicho herbicida no es ensayado por entidades oficiales,[269] a pesar de que el país es estado miembro de la ONU y delinea parte de sus normativas alimentarias con base al Codex Alimentario.[270,271,272,273,274,275]

Existe evidencia de residuos de glifosato en orina y otros órganos (p.e. intestino, hígado, músculos, bazo y riñón)[276] de diferentes animales que son destinados para el consumo humano (vacas lecheras,[277,278] liebres, cerdos y pollos)[279] en otros países como los que integran a la Unión Europea. En una investigación donde se evaluaron las características micológicas de las vacas lecheras en relación con las concentraciones de glifosato en la orina, se examinó un total de 258 vacas lecheras de 14 granjas lecheras en Alemania y se detectó glifosato en orina mediante la prueba de ELISA, sugiriendo que el herbicida glifosato parece modular la comunidad de micológica de estos rumiantes[280].

Por otra parte, es probable que los residuos de glifosato en cultivos de granos pequeños como avena, cebada y trigo, así como canola, linaza, frijol, chícharo, lentejas y soya, estén aumentando recientemente debido a la creciente práctica de desecación de los cultivos justo antes de la cosecha[281], esto considerado como una estrategia de manejo no solo para controlar las malezas perennes, sino también para facilitar el manejo de la cosecha y obtener una ventaja en la cosecha del próximo año, según una guía de preparación previa a la cosecha de Monsanto[282]. Referente a esta situación, se ha detectado la presencia de trazas de glifosato y sus derivados en una gran cantidad de alimentos, particularmente aquellos que contienen cereales producidos de manera tecnificada, como la avena, canola, trigo y soya. En estos casos, el glifosato se asperja previo al periodo de cosecha para acelerar la desecación de los granos, así como en los cultivos de maíz y soya genéticamente modificados[283].

Según la Organización Environmental Working Group (EWG) de los Estados Unidos, se pueden encontrar altos niveles de glifosato en varios granos y frijoles, así como en la avena y los garbanzos, debido a su uso cada vez mayor como agente de secado antes de la cosecha; ellos encontraron que casi tres cuartas partes de las muestras de alimentos populares a base de avena tienen presencia de glifosato.[284,285]

Afectaciones socioeconómicas asociadas al uso del glifosato

Desde una perspectiva económica, en marzo de 2021, se publicó un estudio cuyo objetivo fue explicar la razón por la que los herbicidas a base de glifosato tienen tan alta prevalencia en la agricultura moderna. Los resultados mostraron una interacción compleja entre los desarrollo tecnológicos, de mercado y regulatorios, han fomentado la creación de sistemas agrícolas ligados al glifosato, tales como su rescate para el uso en cultivos genéticamente modificados; el auge del mercado de glifosato genérico, que globalizó el uso de la sustancia y fomentó nuevos usos agrícolas; nuevas tecnologías como la agricultura digital y la edición genómica que interactúan con el uso de glifosato; y por último, el poder de mercado corporativo creciente y la disminución de inversión pública en programas de investigación agrícola que limitaron la innovación en tecnologías de control de malezas sin herbicidas.[286] Desafortunadamente estas cuatro fuerzas pueden identificarse en la historia reciente de nuestro país.

Existe una estrecha relación entre los daños ambientales y los efectos adversos en las dinámicas sociales y económicas de una población. Las consecuencias socioeconómicas y culturales derivadas del uso de plaguicidas tóxicos como el glifosato pueden transformar drásticamente la vida de una región entera[287].

A nivel mundial, existen numerosos casos de pueblos y comunidades, tanto campesinas como indígenas, que han sido expuestos a altas dosis de plaguicidas. Por ejemplo, en la Sierra Nevada de Santa Marta, un gran macizo colombiano aislado de la Cordillera de los Andes, habitan los pueblos kogi, sanha, kakuama e ika, que padecen distintas problemáticas, entre ellas la violencia provocada por la plantación de cultivos ilícitos y las fumigaciones que de esos cultivos se hace con glifosato, lo que ha ocasionado la intoxicación de algunos de sus integrantes debido a su ingesta al consumir algunos de los vegetales endémicos de la región. Es decir, en aquella región la aspersión del herbicida alcanza a contaminar los vegetales que comúnmente han venido recolectando estos pueblos como parte de su sistema alimenticio.[288]

En México, un país megadiverso en términos bioculturales, existen varios pueblos y comunidades, campesinas y originarias, expuestas al glifosato y a otros plaguicidas. Por ejemplo, tenemos los casos referidos en las secciones anteriores, en las comunidades de El Mentidero, en el municipio de Autlán, Jalisco, donde se ha detectado glifosato en la orina de niños y adolescentes; en el mismo estado, en las comunidades de Agua Caliente y Ahuacán, se había detectado este herbicida en adolescentes; mientras que, en el estado de Campeche, en el municipio de Hopelchén, fue detectada la sustancia en la orina de los agricultores.

Son conocidos los efectos negativos que ha tenido el glifosato, utilizado principalmente para el cultivo de soya transgénica, sobre la salud de las abejas en la región maya del país, donde la apicultura es una actividad productiva importante por vincular identidad y cultura[289, 290, 291, 292]. En ese caso, el uso del herbicida no sólo ha desencadenado riesgos al ambiente y a la salud humana y animal, sino que además ha provocado repercusiones económicas considerables entre las comunidades originarias de la región.
Por otro lado, una caracterización realizada en la Síntesis de la Recomendación General número 36/2019 sobre la situación de la Población Jornalera Agrícola en México, publicada en el Diario Oficial de la Federación, el 29 de julio de 2019,[293] refiere que a los trabajadores agrícolas, por lo general, no se les proporciona equipo de protección personal adecuado ni la capacitación o medidas de seguridad adecuadas para realizar trabajos riesgosos, como el manejo de agroquímicos, además, las precarias condiciones de trabajo, las jornadas extenuantes y las inclemencias del clima generan deshidratación e insolación, a la vez de estar expuestos a diversos riesgos de trabajo.

Impactos sociales derivados de las afectaciones a la salud humana

Otro de los impactos sociales derivados de la utilización de glifosato ocurre a nivel de la salud pública. Esto resulta como consecuencia de los efectos de este herbicida en la salud de las personas, principalmente trabajadores agrícolas, quienes se exponen constantemente al glifosato por medio de las actividades de campo, es decir, se trata de una exposición ocupacional. La exposición ocupacional a los herbicidas incrementa el riesgo de envenenamiento no intencional. Un estudio reciente determinó que el 44% de los agricultores en el mundo sufren envenenamiento no intencional cada año.[294] Esta elevada cifra muestra que el envenenamiento por pesticidas se ha convertido en un problema de salud pública.

Sin embargo, el impacto en la salud pública también se potencia a través de la exposición no ocupacional a la que se ve expuesta la población a través de alimentos con residuos, así como por medio de factores del ambiente a los que la población tiene acceso mediante dinámicas sociales como la utilización de agua para beber. Si bien no existen estudios epidemiológicos en el país que den cuenta de manera específica y pormenorizada de los efectos que ha tenido en la salud de la población el uso de herbicidas a base de glifosato; en México existen reconocidos grupos científicos que desarrollan investigación sin conflicto de interés que han evidenciado la presencia de glifosato en fluidos humanos de agricultores, y de niños y adolescentes de comunidades agrícolas de diferentes regiones del país.[295]

Estos hallazgos representan una alerta para la salud pública de México, que no debe ser despreciada o minimizada ante la robusta evidencia científica internacional que da cuenta de los numerosos y graves efectos nocivos del glifosato en el ambiente y la salud humana.

Ante esta problemática, es de particular importancia destacar la actualización de la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS), adscrita a la Secretaría de Salud, con la que reconoce la evidencia científica que asocia al glifosato con afectaciones a la salud humana. De esta manera, la dependencia ha asumido una postura en torno a la toxicidad del herbicida de conformidad con los estándares internacionales en la materia y en cumplimiento del artículo 4° de la Constitución Política De Los Estados Unidos Mexicanos. [296]

Impactos ambientales del uso del glifosato

A nivel mundial se ha incrementado significativamente el uso de glifosato, asociado a la expansión de la agricultura industrial y del aumento de los cultivos transgénicos.[297,298] No obstante, el monitoreo de los efectos ambientales de los HBG no se ha realizado consistente o sistemáticamente, además es común la ausencia de datos precisos sobre las cantidades de herbicidas hechos a base de glifosato que se venden o aplican en las regiones agrícolas en el mundo[299]. Recientemente, se ha detectado glifosato y AMPA en el suelo y en cuerpos de agua superficiales y subterráneos, incluso en agua potable, en entornos urbanos, periurbanos y agrícolas, así como también en ambientes marinos.[300, 301, 302, 303, 304]

Además de los graves efectos a la salud ampliamente documentados, el uso indiscriminado de glifosato en la agricultura también ha causado problemas ambientales con efectos directos e indirectos que han impactado considerablemente a la biodiversidad y los ecosistemas, particularmente los efectos reportados implican afectaciones en la estructura y composición de las comunidades bióticas, alteraciones en las redes tróficas, así como daños de diversa índole sobre los nichos ecológicos y los hábitat de distintas especies, incluyendo aquellas consideradas de alta importancia para mantener el equilibrio ecológico del planeta, así como para el funcionamiento de los sistemas agroalimentarios, por ejemplo los polinizadores, aunque de manera generalizada los insectos.[305, 306]

Acumulación y persistencia en suelos y agua

Luego de la aplicación del glifosato sobre los cultivos o las hierbas, la vía más frecuente de degradación de este compuesto es a través de los microorganismos del ambiente, que transforman la molécula de glifosato en ácido aminometilfosfónico (AMPA), el principal metabolito (producto de degradación) [307]. En distintos reportes se ha observado que la toxicidad asociada al AMPA es similar o mayor que la del glifosato,[308,309,310,311] además de que tiene una mayor persistencia y movilidad en los cuerpos de agua y en suelos, por lo que tienden a acumularse durante más tiempo y, por tanto, a ser una fuente de exposición continua para los organismos presentes en suelos y agua contaminada.[312,313,314]

También se ha encontrado que tanto el glifosato como el AMPA son actualmente contaminantes ambientales muy extendidos que se encuentran en la atmosfera, los suelos, diversos sedimentos y ecosistemas microbianos (como biopelículas y tapetes microbianos), en una amplia gama de cuerpos de agua superficiales y subterráneos, incluso en agua potable, en entornos urbanos, periurbanos y agrícolas, así como en ambientes marinos.[315,316,317,318,319,320,321] Adicionalmente, la acumulación del glifosato en fuentes de agua aumenta cuando las formulaciones contienen agentes surfactantes como el POEA y numerosos estudios han detectado también esta sustancia en plantas, suelo y agua, junto con el propio glifosato y el AMPA.[322,323,324,325]

En un estudio de 2017, en el que se analizó la presencia de glifosato y AMPA en tierras de cultivo de la Unión Europea, se encontró que el glifosato y el AMPA estaban presentes en el 45% de los suelos muestreados, provenientes de once países y seis sistemas de cultivo.[326] Otro estudio de 2020, enfocado en analizar el riesgo ambiental global por el uso de glifosato, demostró que el 30 % de la superficie agrícola mundial presentó niveles detectables de glifosato como contaminante persistente, mientras que el AMPA fue persistente en el 93 % de esta superficie.[327] El periodo de vida media del glifosato, antes de degradarse y convertirse en AMPA, es de entre 2 y 215 días y presenta una vida media en suelo de 6 a 20 días y en agua de entre 2 y 91 días.[328] La

evidencia muestra que el AMPA tiene una mayor persistencia y movilidad en los cuerpos de agua y en suelos, en comparación con el glifosato.[329,330,331]

Una vez acumulados en suelos y agua, el glifosato y sus metabolitos están expuestos a distintos fenómenos de transporte y movilización, lo que expande la contaminación ambiental incluso a regiones en donde no se practica el uso de estos herbicidas. Diversos estudios experimentales y de seguimiento recientes confirman la movilización de glifosato y AMPA a través del viento y el agua.[332,333,334,335] Bento y colaboradores demostraron en un experimento con un túnel de viento que los contenidos de AMPA y especialmente de glifosato eran particularmente altos en las fracciones de partículas más finas del suelo, que los humanos podemos inhalar directamente.[336] Al respecto, se ha observado que los diferentes sistemas de cultivo, y los diferentes tipos de suelo, conducen a potenciales distintos de transporte de glifosato y AMPA: los cultivos industriales no permanentes y los tubérculos muestran un mayor potencial de movilización a través de la erosión causada por el viento, mientras que los cultivos permanentes y los cereales presentan las mayores movilizaciones a través de la erosión hídrica.[337]

Respecto a la situación nacional, varios de los reportes han demostrado la acumulación del glifosato en suelos y cuerpos de agua. Por ejemplo, en un estudio en colaboración entre Rendón von Osten y Arellano, se reportó la presencia de glifosato en aguas costeras de la Península de Yucatán, particularmente en las cercanas a los sitios en donde hay mayor concentración de zonas agrícolas.[338] De igual forma, en otro estudio de Rendón se detectó glifosato en el agua subterránea y el agua para beber en localidades de Hopelchén, Campeche.[339] Por su parte, Ruíz Toledo y colaboradores encontraron el herbicida en diversos cuerpos de agua en Chiapas, algunos de estos al interior de Áreas Naturales Protegidas (ANP).[340] Por otra parte, en Argentina, país donde el glifosato representa el 76% del paquete total de los productos químicos utilizados en la agricultura, hay varios ejemplos de investigaciones que abordan el problema de la acumulación de herbicidas formulados a base de glifosato en suelos y en cuerpos de agua, sus nocivos impactos, y su relación con el cultivo de soya GM.[341,342] También hay estudios en Brasil, que abordan el problema del uso excesivo del herbicida en sistemas urbanos, sobre todo con fines de control de las llamadas “malezas” en caminos, parques y jardines.[343]

La acumulación y persistencia del glifosato, con la consecuente generación de AMPA, puede alterar la estructura y composición de las comunidades acuáticas y terrestres, lo que implica un riesgo ecológico notable.[344]

Afectaciones a la biota en cuerpos de agua

La acumulación persistente del glifosato, con la consecuente generación de AMPA, puede alterar la estructura y composición de las comunidades acuáticas y terrestres, lo que implica un riesgo ecológico notable que puede causar graves afectaciones a la

biota que habita los ecosistemas.[345][346] La bioacumulación del glifosato también ha sido detectada en mantos freáticos de Campeche.[347]

Evidencia reciente señala los graves afectos sobre el ambiente que tienen el glifosato, el POEA, el AMPA y las formulaciones comerciales de herbicidas a base de glifosato, sobre los ecosistemas marinos.[348] En un estudio se observó que estos compuestos inducen daño primario en el ADN de larvas de pez cebra y en células RTG-2. Todos estos compuestos son genotóxicos para larvas de pez cebra, y es el glifosato el que induce el mayor nivel de daño en el ADN a una concentración ambientalmente relevante.[349] La genotoxicidad de este compuesto y de los productos comerciales que lo contienen como, el Roundup Transorb®, también fue reportado en células branquiales y eritrocitos del pez *P. lineatus*.[350] También se ha reportado daño al ADN y alteraciones cromosomales en numerosas especies de peces e insectos.[351]

Asimismo, se ha observado en larvas de trucha arcoíris, que la exposición continua al glifosato, en las concentraciones ambientales existentes, representa un riesgo potencial durante las primeras etapas de vida de los peces, ya que generó comportamientos erráticos durante el nado; esto podría traer consecuencias perjudiciales en la respuesta de escape de distintas especies de peces a los depredadores o a otros peligros. Además, en este mismo modelo, se han reportado efectos citotóxicos y de daño oxidativo al ADN de diferente magnitud, en estudios in vivo e in vitro.[352]

Los efectos adversos del herbicida Roundup® también conllevan afectaciones en la viabilidad de hemocitos, células indispensables en la respuesta inmune en invertebrados marinos.[353] También se ha observado que luego de la exposición *in vitro* a concentraciones subletales de herbicidas formulados a base de glifosato, hay una disminución en la capacidad fagocítica de algunos bivalvos y cangrejos marinos.[354] En estos animales marinos se ha reportado que la exposición a glifosato causa la desestabilización de la membrana y afectaciones del sistema lisosómico, lo que afecta su capacidad para alimentarse y para filtrar contaminantes.[355]

El glifosato también está relacionado con afectaciones directas a las comunidades de microorganismos en cuerpos de agua dulce. De acuerdo con diferentes estudios, este herbicida es un contaminante común en cuerpos de agua dulce y está relacionado con modificaciones en la abundancia y la diversidad de especies tanto autotróficas como heterotróficas de plancton y organismos epilíticos.[356, 357, 358, 359] A su vez, la modificación en el plancton y picoplancton puede estar relacionado con alteraciones en las redes tróficas en los ecosistemas acuáticos.[360] La atención en el monitoreo y el estudio de este fenómeno es especialmente apremiante, debido a que se consideraba que el glifosato poseía una vida media en agua relativamente corta, por lo que se suponían afectaciones ecológicas mínimas, y la nueva evidencia demuestra, como se mencionó anteriormente, que la acumulación puede ser persistente y por tanto las afectaciones de mucha mayor importancia.

Además de las alteraciones observadas en las comunidades de microorganismos, el glifosato, en conjunto con otros pesticidas -como el glufosinato, el endosulfán y el 2,4-D-, es considerado como uno de los principales factores del declive de numerosas poblaciones de anfibios.[361] Un estudio desarrollado en Sudamérica, donde se evaluó la sobrevivencia y la movilidad de poblaciones de sapos en estanques con presencia de contaminación por herbicidas, llegó a la conclusión de que tanto el glifosato como otros herbicidas causaban tasas más elevadas en la mortalidad de poblaciones de estos anfibios.[362]

Por otro lado, un estudio ecotoxicológico comparativo entre el glifosato puro y los nuevos derivados sintetizados a partir de este demostró daños bajos, pero detectables, para algunas especies de bacterias marinas; simultáneamente, estos compuestos mostraron ser moderadamente tóxicos para crustáceos de agua dulce.[363] En conjunto estos estudios evidencian que el glifosato puede ser un contaminante entre moderada y altamente peligroso en ecosistemas acuáticos continentales y epicontinentales.

Detrimento de la microbiota del suelo

Pese a que en un principio se argumentó que el glifosato actuaba únicamente sobre organismos vegetales, afirmación que aún persiste en algunas comunidades académicas y en ciertas esferas del sector agrícola, actualmente se sabe que la vía del shikimato está presente también en algunos microorganismos, por lo que el glifosato podría alterar el crecimiento y la actividad microbianas en las especies procariontes susceptibles presentes en los suelos, además de facilitar la acumulación de shikimato en estos sitios.[364,365,366, 367] En otro estudio se reportó que el glifosato es tóxico para bacterias y hongos presentes en los suelos y también menciona que las poblaciones de estos microorganismos se redujeron al aumentar la concentración del herbicida.[368]

Afectaciones en las poblaciones de insectos

Investigaciones científicas han demostrado cómo el uso de glifosato en distintos cultivos alrededor del mundo tiene efectos directos e indirectos sobre las poblaciones de diversos organismos no blanco, desde microorganismos como algas y protozoarios, así como hongos y bacterias benéficos, hasta organismos complejos como plantas y animales tanto invertebrados (p.e., insectos, micro-artrópodos y arácnidos), como vertebrados (p.e., peces, anfibios y mamíferos). [369,370]

Por ejemplo, varios estudios han mostrado los efectos subletales directos del herbicida sobre las comunidades de ácaros e insectos, y también cómo el glifosato ejerce importantes efectos indirectos al eliminar especies vegetales relacionadas con el ciclo de vida de insectos y micro-artrópodos, por ejemplo, al ser fuentes de alimento, lugares de apareamiento u oviposición.[371, 372,373] Los insectos y otros artrópodos juegan un papel crucial en el equilibrio ecológico y la estabilidad y resiliencia de los ecosistemas por su papel dentro de las redes tróficas.

Las contundentes evidencias científicas que demuestran las afectaciones a éste filo por el uso de diversos plaguicidas son altamente importantes y urgen a la atención de los Estados, a la comunidad académica, a los diferentes sectores y a la población en general, debido a que estudios recientes han descrito un alarmante descenso en poblaciones de diversas especies de insectos a nivel mundial, lo que podría significar la alteración o desaparición total de los procesos ecológicos y servicios ecosistémicos de los que los insectos forman parte.[374, 375, 376, 377] En el caso particular de México, este proceso pudiera significar una repercusión directa en la resiliencia y estabilidad de la mayoría de los ecosistemas, pues de acuerdo con datos oficiales, nuestro país alberga alrededor de 48 mil especies de insectos, lo que nos convierte en uno de los países más diversos en lo que a este grupo respecta.[378]

Un ejemplo emblemático de cómo las afectaciones indirectas ejercidas por el glifosato pueden ser un factor determinante para el decaimiento de una especie es el de la mariposa monarca. Esta especie, cuyas poblaciones migran anualmente entre Canadá, Estados Unidos y México, tiene un importante valor ecológico, social y cultural en nuestro país;[379, 380] sin embargo, su población se ha visto mermada de manera importante en la última década. De acuerdo con un estudio realizado en México, sobre poblaciones de este lepidóptero provenientes del medio oeste de los Estados Unidos, donde las larvas se alimentan de algodoncillo común (*Asclepias sp.*), se ha observado una disminución de cerca del 58% de esta planta en los paisajes de Estados Unidos durante la penúltima década; esta pérdida coincide con un aumento en el uso de herbicidas a base de glifosato junto con un incremento en la superficie destinada a la siembra de maíz y soya GM tolerantes al glifosato. La desaparición del algodoncillo común desembocó, entre otros factores, en un decaimiento del 81% de la población de mariposa monarca en los bosques templados mexicanos durante la época de hibernación.[381]

Efectos nocivos sobre los polinizadores

La desaparición de plantas esenciales para diversas especies de insectos ha significado también serias afectaciones a diversos polinizadores. Por ejemplo, debido a su toxicidad, los plaguicidas representan un riesgo para las abejas que varía dependiendo de la biología de la especie y de su capacidad para metabolizar toxinas.[382] Expertos a nivel mundial han identificado que entre los factores que más contribuyen al declive de las abejas es la intoxicación causada por plaguicidas.[383,384]

La polinización es fundamental para la regulación y el mantenimiento del equilibrio de los ecosistemas terrestres, para los sistemas agroalimentarios humanos y la vida en general en nuestro planeta. El grupo de las abejas (Hymenoptera: Apidae) está compuesto por aproximadamente 20 000 especies, de las cuales la mayor parte son polinizadoras eficaces. Algunos estudios han señalado que el 70% de las 124 principales especies de plantas cultivadas en el mundo son dependientes de la polinización por insectos.[385,386]

Particularmente, los herbicidas utilizados en las prácticas agrícolas representan un riesgo indirecto para las abejas nativas y otros polinizadores, porque reducen la abundancia y la diversidad de plantas con flores asociadas a los cultivos que proporcionan polen y néctar a los polinizadores.[387] Por lo tanto, el uso de herbicidas repercute en la disminución y eliminación de estas especies de tan alta importancia ecológica, así como económica por la producción melífera.[388]

Durante el pecoreo, las abejas pueden estar expuestas a glifosato vía polen, néctar, agua o polvo y transferir este contaminante a la colmena lo que podría significar una variación en las tasas de mortalidad o una disminución en la productividad apícola,[389, 390, 391] además de una alteración significativa en la calidad de la miel. En un estudio, se detectó la presencia de residuos de glifosato en 27% de las muestras miel tomadas directamente de la colmena y en 33% de las tomadas en sitios de comercialización.[392]

Se sabe que el glifosato afecta de manera transversal a las abejas, ya que provoca alteraciones en el desarrollo embrionario que se manifiestan en la edad adulta de las abejas y también afecta la capacidad de orientación y la navegación.[393] Otros estudios reportan que la exposición a plaguicidas afecta la coordinación de actividades colectivas en el panal y la capacidad de asociación entre el aroma de la flor y la colecta de azúcar (néctar).[394] También, se ha observado que el glifosato provoca cambios en el metabolismo y la microbiota intestinal de las abejas, disminuyendo el peso de las larvas y su tasa de supervivencia y generando mayor susceptibilidad a patógenos. [395, 396, 397, 398]

Aunque se ha considerado al herbicida glifosato como no tóxico con base en los datos de exposición aguda (DL50),[399] sus efectos indirectos afectan negativamente a los polinizadores por el daño a la flora presente en el ambiente agrícola.[400] Sin embargo, aún más alarmantes que estos efectos indirectos son los daños directos a la microbiota intestinal de las abejas y el aumento en la susceptibilidad a patógenos o malnutrición. Las afectaciones a la microbiota intestinal de las abejas han sido ampliamente documentadas, dichas afectaciones se basan en el hecho de que la ruta metabólica que es afectada por el glifosato (conocida como la vía del shikimato) se comparte con la mayor parte de las bacterias presentes en la microbiota.[401]

En el año 2018 se demostró que la exposición de abejas melíferas a concentraciones de glifosato presentes en ambientes agrícolas disminuyó la abundancia de las principales especies de bacterias presentes en el intestino de las abejas, lo cual incrementó la mortalidad de los individuos expuestos posteriormente a un patógeno frecuente.[402] Otros estudios han documentado que el desarrollo de larvas de abejas melíferas alimentadas con trazas de glifosato retrasó el crecimiento y provocó pesos menores en comparación con las alimentadas sin glifosato.[403]

Otro efecto importante descrito recientemente es el que concierne al sueño en abejas ya fue detectado que la ingesta de una solución azucarada adicionada con glifosato

provocó alteraciones en el patrón de sueño de las abejas, lo cual puede inducir un comportamiento errático y movimientos desorganizados que limitan su capacidad para localizar flores y recolectar polen.[404]

2.4.1.2. Evidencias de los efectos adversos del herbicida dicamba

El herbicida dicamba, ampliamente utilizado en la agricultura, ha generado preocupaciones significativas debido a sus potenciales riesgos para la salud humana, el medio ambiente, el agua y los efectos observados en experimentos con animales. A continuación, se expone un análisis exhaustivo de estos riesgos basado en diversos estudios científicos. Actualmente, este herbicida ha sido restringido por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés), en respuesta a una demanda en su contra la EPA. A partir del 6 de febrero de 2024, los productos hechos a base de dicamba, XtendiMax, Engenia y Tavium, no están registrados y su venta o distribución es ilegal, excepto lo dispuesto en una orden de existencia de estos productos para uso en algodón y soya transgénicos, tolerantes a este herbicida, la Orden autoriza la venta y distribución limitadas de productos dicamba, exclusivamente aquellos que ya están en posesión de los productores o en los canales de comercio y fuera del control de las empresas de pesticidas.[405]

Riesgos para la salud

Genotoxicidad y citotoxicidad: Diversos estudios han indicado que el dicamba es un agente genotóxico, lo que significa que puede dañar el ADN y representar un peligro potencial para los humanos. Espandiari et al. (1995)[406] demostraron que el dicamba es un proliferador de peroxisomas en ratas, lo que sugiere su potencial toxicidad para la salud humana. González *et al*.[407] confirmaron estos hallazgos, mostrando que tanto el dicamba como su formulación comercial Banvel® inducen genotoxicidad y citotoxicidad en células de ovario de hámster chino (CHO). Asimismo, se el dicamba se ha asociado con el desarrollo de la enfermedad neurodegenerativa de Parkinson y el autismo.[408]

Efectos endocrinos: Goldner *et al*. [409] encontraron una relación entre el uso de dicamba y el aumento de las probabilidades de hipotiroidismo en aplicadores de pesticidas masculinos. Este estudio destacó una respuesta a la exposición, con mayores probabilidades de hipotiroidismo con niveles crecientes de exposición a dicamba. Zhu *et al*.[410] añadieron que el dicamba tiene efectos citogenéticos y puede causar daño a los órganos de los mamíferos, así como afectar los niveles hormonales, lo que sugiere que podría actuar como un disruptor endocrino. Por otro lado, el uso excesivo de herbicidas dicamba puede llevar a una serie de riesgos de salud humana, incluyendo la posibilidad de desarrollar resistencia a los antibióticos y efectos adversos en el sistema endocrino y el sistema reproductivo. [411]

Estudios en mamíferos: Los estudios con animales han proporcionado información crucial sobre los efectos del dicamba. Espandiari *et al*.[412] demostraron que el dicamba

induce hepatomegalia y proliferación de peroxisomas en ratas, lo que sugiere posibles efectos adversos en la función hepática. González *et al.*[413] encontraron que el dicamba induce daño genético y celular en células de ovario de hámster chino (CHO).

Otros efectos sobre la salud: Además de la genotoxicidad y los efectos endocrinos, se ha observado que el dicamba puede causar irritación en la piel y los ojos. La exposición prolongada o repetida puede resultar en dermatitis y otras afecciones cutáneas. La inhalación del dicamba puede irritar el tracto respiratorio y, en casos extremos, puede causar daño pulmonar.

Riesgos ambientales

Impacto en la flora y fauna: El impacto ambiental del dicamba es igualmente preocupante. Espandiari *et al.*[414] señalaron que la capacidad del dicamba para inducir la proliferación de peroxisomas y la actividad de las enzimas asociadas debe considerarse en la evaluación de su seguridad, implicando posibles riesgos ambientales. Zhu *et al.*[415] mencionaron que el dicamba, debido a su alta solubilidad en agua, representa un riesgo significativo para los organismos acuáticos y ha sido detectado frecuentemente en ambientes acuosos.

Freydier y Lundgren alertaron sobre los efectos no deseados del dicamba en las mariquitas, indicando el peligro que representa para las especies no objetivo y los servicios ecosistémicos que brindan estas especies.[416] Ruiz de Arcaute *et al.*[417] discutieron cómo la deriva del dicamba puede afectar cultivos no objetivo y plantas nativas, causando daños significativos en áreas adyacentes y contaminando cuerpos de agua.

Efectos en ecosistemas acuáticos: La alta solubilidad del dicamba en agua y su movilidad en el suelo pueden llevar a la contaminación de cuerpos de agua superficiales y subterráneos. Los estudios han mostrado que el dicamba puede afectar negativamente a los peces y otros organismos acuáticos, alterando su comportamiento, crecimiento y reproducción.[418]

Contaminación del agua: La contaminación del agua por dicamba es una preocupación importante. Ruiz de Arcaute *et al.*[419] señalaron que el dicamba puede contaminar cuerpos de agua, incluidos ríos, lagos y acuíferos subterráneos, afectando tanto a los organismos acuáticos como la calidad del agua para consumo humano. Zhu *et al.*[420] encontraron que el dicamba ha sido detectado en muestras de aguas superficiales y subterráneas, lo que subraya su persistencia y movilidad en el medio ambiente.

Efectos en la calidad del agua: La presencia de dicamba en el agua puede afectar su calidad, haciéndola peligrosa para el consumo humano y animal. Los tratamientos convencionales de agua pueden no ser completamente efectivos para eliminar el

dicamba, lo que plantea desafíos adicionales para las autoridades de salud pública y los proveedores de agua.

Efectos en peces: En peces, Ruiz de Arcaute *et al.*[421] evaluaron la genotoxicidad del dicamba en las células sanguíneas de Cnesterodon decemmaculatus, demostrando su capacidad para causar daño genético y citotoxicidad. Asimismo, se han observaron varios cambios patológicos en las gónadas y el hígado de pececillos raros expuestos a dicamba, destacando su impacto adverso en los organismos acuáticos. [422]

Efectos en anfibios y aves: Aunque los estudios específicos sobre anfibios y aves son limitados, la alta solubilidad y movilidad del dicamba sugieren que estos grupos también podrían estar en riesgo debido a la exposición indirecta a través del agua y los alimentos contaminados.

El herbicida dicamba presenta múltiples riesgos para la salud humana, el medio ambiente y los cuerpos de agua. Su capacidad para inducir daño genético, afectar los niveles hormonales y contaminar cuerpos de agua, junto con los efectos adversos observados en estudios con animales, subrayan la necesidad de una evaluación cuidadosa y regulaciones estrictas para su uso. Los estudios aquí revisados ofrecen una visión detallada de los peligros asociados con el dicamba, destacando la importancia de considerar estos riesgos en la toma de decisiones sobre su aplicación en la agricultura y otros entornos.

2.4.1.3. Evidencias de los efectos adversos del herbicida glufosinato

El glufosinato es un herbicida ampliamente utilizado en la agricultura, ha suscitado preocupaciones significativas debido a sus potenciales riesgos para la salud humana, el medio ambiente, y sus efectos observados en experimentos con animales. A continuación, se expone un análisis exhaustivo de estos riesgos basado en diversos estudios científicos.

Riesgos para la salud

Toxicidad aguda y crónica: La exposición significativa al glufosinato puede provocar efectos adversos tanto a corto como a largo plazo. Los casos de quemaduras químicas graves y problemas respiratorios tras la exposición dérmica y la inhalación de aerosoles han sido documentados. Shin *et al.*[423] reportaron síntomas como dolor, enrojecimiento y ampollas en la piel, así como dificultades respiratorias que requieren tratamiento médico inmediato.

Efectos neurotóxicos: El glufosinato ha sido asociado con una variedad de efectos neurotóxicos, incluyendo amnesia, agitación, convulsiones, y deterioro de la memoria.[424] La intoxicación aguda puede resultar en complicaciones neurológicas severas como coma y convulsiones. Lee y Kim observaron que los pacientes pueden desarrollar síntomas neurológicos persistentes que afectan su calidad de vida a largo plazo.[425,426]

Inflamación y daño pulmonar: La exposición aerogénica al glufosinato puede inducir inflamación pulmonar y otros efectos adversos relacionados con la activación de receptores de glutamato. Estudios en animales han demostrado que la inhalación de aerosoles de glufosinato puede causar inflamación y daño en el tejido pulmonar.[427]

Trastornos del desarrollo neurológico: Estudios en animales han demostrado que la exposición prenatal y postnatal a dosis bajas de glufosinato puede causar alteraciones neurológicas y de comportamiento, similares a los síntomas del espectro autista. Estos efectos se han observado en la descendencia de animales expuestos, sugiriendo que el glufosinato puede interferir con el desarrollo normal del cerebro.[428]

Residuos en alimentos y agua: La presencia de residuos de glufosinato en alimentos y agua es una preocupación significativa, ya que puede llevar a la exposición humana y animal a través de la dieta. Demonte *et al*. detectaron residuos en diversos entornos agrícolas y en productos de consumo, lo que plantea riesgos potenciales para la salud pública.[429]

Efectos en la fauna: El glufosinato también tiene efectos tóxicos en animales, demostrados a través de estudios en mamíferos que han mostrado toxicidad sistémica aguda y crónica. Estos efectos incluyen daño a órganos internos y alteraciones en el comportamiento y la fisiología de los animales expuestos.[430]
Desarrollo larval y tiroideo: Investigaciones con modelos animales, como *Xenopus laevis*, han indicado que el glufosinato puede afectar el desarrollo larval y la histología tiroidea, lo cual podría tener implicaciones significativas para la vida silvestre y los ecosistemas acuáticos. Estos efectos pueden incluir deformidades físicas y alteraciones en el funcionamiento de la glándula tiroides.[431, 432]

Predicción de complicaciones: La medición de niveles de amoníaco sérico se ha propuesto como un marcador potencial para predecir la gravedad de las complicaciones neurológicas en casos de intoxicación por glufosinato. Mao *et al*. mostraron que niveles elevados de amoníaco en sangre están correlacionados con la severidad de los síntomas neurológicos.[433]

Interacciones con receptores NMDA: El glufosinato se une a los receptores NMDA y aumenta la actividad neuronal, lo que contribuye a su neurotoxicidad. Lantz *et al*. explicaron que esta interacción puede explicar muchos de los efectos adversos observados en pacientes expuestos, incluyendo convulsiones y daño cerebral.[434]

El uso extensivo del glufosinato en la agricultura plantea serios riesgos para la salud humana y el medio ambiente. La evidencia sugiere que la exposición a este herbicida puede llevar a una serie de efectos adversos graves, incluyendo toxicidad aguda, efectos neurotóxicos, y daños pulmonares y neurológicos. Además, la presencia de residuos en alimentos y agua aumenta el riesgo de exposición crónica, afectando no solo a los trabajadores agrícolas sino también a la población general. Los efectos

negativos en la fauna y los ecosistemas acuáticos resaltan la necesidad de reevaluar el uso de glufosinato y considerar alternativas más seguras. Es crucial continuar investigando y monitoreando los efectos de este compuesto para proteger la salud pública y el medio ambiente.

2.5. Afectaciones a la biota en cuerpos de agua y a las actividades de pesquería tradicional de las comunidades cucapá

Como se ha mencionado, el pueblo cucapá, también conocido como la "gente del río," es una comunidad indígena ubicada en el norte de México, en los estados de Baja California y Sonora, específicamente en las márgenes del río Colorado. Esta comunidad ha basado gran parte de su cultura en prácticas ancestrales, como la pesca tradicional, que ha sido una de sus principales fuentes de sustento y economía a lo largo del tiempo. Sin embargo, en la actualidad, esta actividad se ha visto afectada por diversos factores, como el cambio climático, la contaminación y el represamiento del río y la intervención gubernamental para "regular" esta zona del país.[435, 436, 437]

Para entender la relevancia biocultural de los cucapá y su actividad pesquera, es fundamental destacar que, desde tiempos antiguos, este pueblo ha llevado a cabo rituales, bailes y cantos como una forma de pedir permiso al río para pescar y navegar. Al concluir estas ofrendas, sus ancestros se dirigían al río para comenzar la pesca, la cual preferían realizar de noche, aprovechando la luz de la luna que facilitaba la visualización de los peces curvinas. Otro método empleado consistía en observar y seguir a las gaviotas, sus principales depredadoras, que señalaban la posición de los peces. Lo anterior refleja la profunda conexión y el vasto conocimiento y saberes de la comunidad cucapá sobre su entorno natural acuático.[438]

El conocimiento ancestral permitió a la comunidad cucapá desarrollar un estilo de vida centrado en la pesca y la agricultura. [439] Sin embargo, en 1944, el Tratado de Aguas entre México y Estados Unidos limitó el acceso al agua, afectando gravemente sus actividades económicas y causando la pérdida de biodiversidad. En 1993, se estableció la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado sin consultar a la comunidad cucapá. [440,441] Este decreto restringió la pesca, afectando su subsistencia y generando conflictos legales. Desde entonces, diversas leyes, como la Ley General de Vida Silvestre y las cuotas de captura, han limitado aún más sus derechos. [442]A pesar de las justificaciones de las autoridades, la comunidad cucapá ha resistido estas medidas y ha buscado el reconocimiento de sus derechos como pobladores originarios y la protección de su territorio, que sigue enfrentando graves problemas ambientales debido a la reducción del caudal del río Colorado y la contaminación. [443, 444]

Este conflicto pone de manifiesto la tensión entre la conservación ambiental y los derechos de las comunidades indígenas, cuya subsistencia depende de prácticas tradicionales, como la pesca en el río Colorado. Estas restricciones representan una violación continua de los derechos del pueblo cucapá y su territorio.

Es importante mencionar que en la región donde se pretende la liberación de AGM correspondiente a la SPLA 01_2023, enfrenta una precipitación anual extremadamente baja, con menos de 100 mm y aproximadamente cinco días de lluvia al año. La sobreexplotación del agua del Río Colorado, debido a la competencia entre usuarios de diferentes estados y sectores, ha deteriorado la calidad del agua, incrementando su salinidad y contaminación por productos agrícolas e industriales. [445] La disminución del flujo y la alta evaporación han convertido el Delta del Río Colorado en un estero negativo, afectando gravemente la pesca tradicional de la comunidad cucapá. [446]

Conforme a lo antes expuesto, las comunidades indígenas cucapá tienen un arraigo cultural significativo con el río, sin embargo, esta relación ha sido históricamente vulnerada y como ya se describió en el apartado 4.2, el evento MON-88702 x MON-15985 x COT102 x MON88701 x MON-88913, es resistente al herbicida glifosato, glufosinato de amonio y dicamba; asimismo, en el apartado 4.4.3, se exponen las evidencias científicas de los impactos de este paquete tecnológico en cuerpos de agua, que implican una vulneración adicional, donde el glifosato, glufosinato de amonio, y dicamba, agravan la contaminación, afectando las prácticas bioculturales de los cucapá, quienes dependen estrechamente del río.

Cabe señalar que algunos predios solicitados para liberación experimental se traslapan o se encuentran ubicados a menos de 1.5 km de distancia del sitio RAMSAR y cuerpos de agua mencionados (Anexo 2. Mapa de ríos y predios de liberación experimental. Elaborado por la DGRNB; Anexo 3. Mapa de sitios RAMSAR y predios de liberación experimental. Elaborado por la DGRNB; Anexo 4. Mapa de Regiones Hidrológicas Prioritarias. Elaborado por la CONABIO).

La contaminación de los mantos acuíferos con glifosato plantea serias preocupaciones sobre los riesgos para la salud humana.[447] La exposición crónica a este herbicida se ha asociado con efectos adversos en la salud, incluidos problemas endocrinos, reproductivos y carcinogénicos. [448] Diversos estudios han demostrado que el glifosato puede infiltrarse en el suelo y llegar a los cuerpos de agua subterráneos, contaminando los mantos acuíferos. [449] Esta contaminación puede ocurrir a través de la escorrentía superficial durante la aplicación del herbicida o mediante la lixiviación a través del suelo, afectando tanto a los ecosistemas como a la calidad del agua destinada al consumo humano.[450,451]

Para prevenir los riesgos expuestos, es crucial aplicar el principio precautorio ante el posible otorgamiento de permisos de siembras experimentales de algodón genéticamente modificado cerca de las comunidades Cucapá, y cerca de la población en general, como se ha mencionado, este tipo de cultivos tiene efectos negativos en la biota de los ríos, lo que podría provocar un impacto económico y biocultural significativo en su principal actividad, la pesca.[452, 453]

No se omite mencionar, que para el caso específico de la contaminación de agua derivada del uso del paquete tecnológico asociado al evento MON-88702 x MON-15985 x COT102 x MON88701 x MON-88913, el área de influencia no se limita a 20 kilómetros de los polígonos propuestos, ya que la el alcance del área de influencia potencial puede distribuirse a lo largo de todos los cuerpos de agua que se encuentren conectados en la región (ver figura 7, cuerpos de agua).

2.6. Biodiversidad de los sitios RAMSAR

Conforme a lo expuesto en el SPARN/DGRNB/150/2023 y el oficio SPARN/DGRNB/170/2023 a través de los cuales se emite el dictamen de bioseguridad relativo a la SPLA 01_2023, se indica que la importancia del sitio Ramsar "Sistemas de Humedales Remanentes del Delta del Río Colorado" radica en proporcionar un hábitat ideal para muchas especies en una zona desértica. Además, estos humedales forman parte de la ruta migratoria del Pacífico, albergando especies como *Dendroica coronata*, *Tachycineta bicolor* y *Vermivora celata*, y sirviendo de lugar de reproducción y nidificación para aves como *Charadrius vociferans* e *Himantopus mexicanus*, que contribuyen significativamente a la preservación de la biodiversidad y la sustentabilidad de la región (opinión técnica (DGOR/0521/2023).

Los humedales del Delta del Río Colorado, ubicados en las coordenadas geográficas Latitud 31° 50´ N y Longitud 114° 59´ W, con una altitud de 0-5 msnm y una extensión de 250,000 ha, constituyen un sistema fragmentado de humedales que comprenden tanto áreas naturales como artificiales. Este sistema es originado y mantenido por la Cuenca del Río Colorado, el sistema hidráulico del Distrito de Riego 014 Río Colorado (Valles de Mexicali y San Luis Río Colorado), los Valles agrícolas de Yuma y Wellton Mohawk en Arizona, y las aguas marinas intermareales del Alto Golfo de California o Mar de Cortés.

Los humedales presentan una diversidad de tipos, que incluyen dulceacuícolas, salobres, marinos-intermareales con una extensa cobertura de vegetación riberina (álamo-saucemezquite), acuática emergente (tular-carrizo-junco), vegetación costera halófita o saladar (Salicornia-Batis-pasto saldo). Parte de este sitio forma parte de la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y delta del Río Colorado, con énfasis en su Zona Núcleo "Delta del Río Colorado" y una porción de la Zona de Amortiguamiento.[454]

Este sistema fragmentado de humedales, esencial para la productividad en el Alto Golfo de California, alberga una gran diversidad biológica y productividad. Estos humedales son únicos e imprescindibles para la conservación de especies endémicas y en peligro de extinción, así como para servir como hábitat migratorio para miles de aves acuáticas y terrestres migratorias. Su importancia radica en contribuir significativamente a la preservación de la biodiversidad y a la sustentabilidad de la región.[455]

La SPLA 01_2023 para la liberación al ambiente de algodón genéticamente modificado en etapa experimental MON-887Ø2-4 x Mon-15985-7 x SYN-IR Ø2-7 x Mon 887Ø1-3 x MON-88913-8, conlleva la aplicación los herbicidas glifosato, dicamba y glufosinato, dadas las características resistencia de estos eventos transgénicos. Estas aplicaciones del paquete tecnológico asociado al evento transgénico traerían efectos negativos adversos sobre la biodiversidad, la salud humana y las funciones ecosistémicas de las áreas aledañas a los polígonos donde se propone la liberación experimental de los eventos del AGM, a 3, 5, 10 y 20 km del área de influencia de estos polígonos, esto se puede apreciar en el apartado 2.4.1 relativo a los efectos del paquete tecnológico.

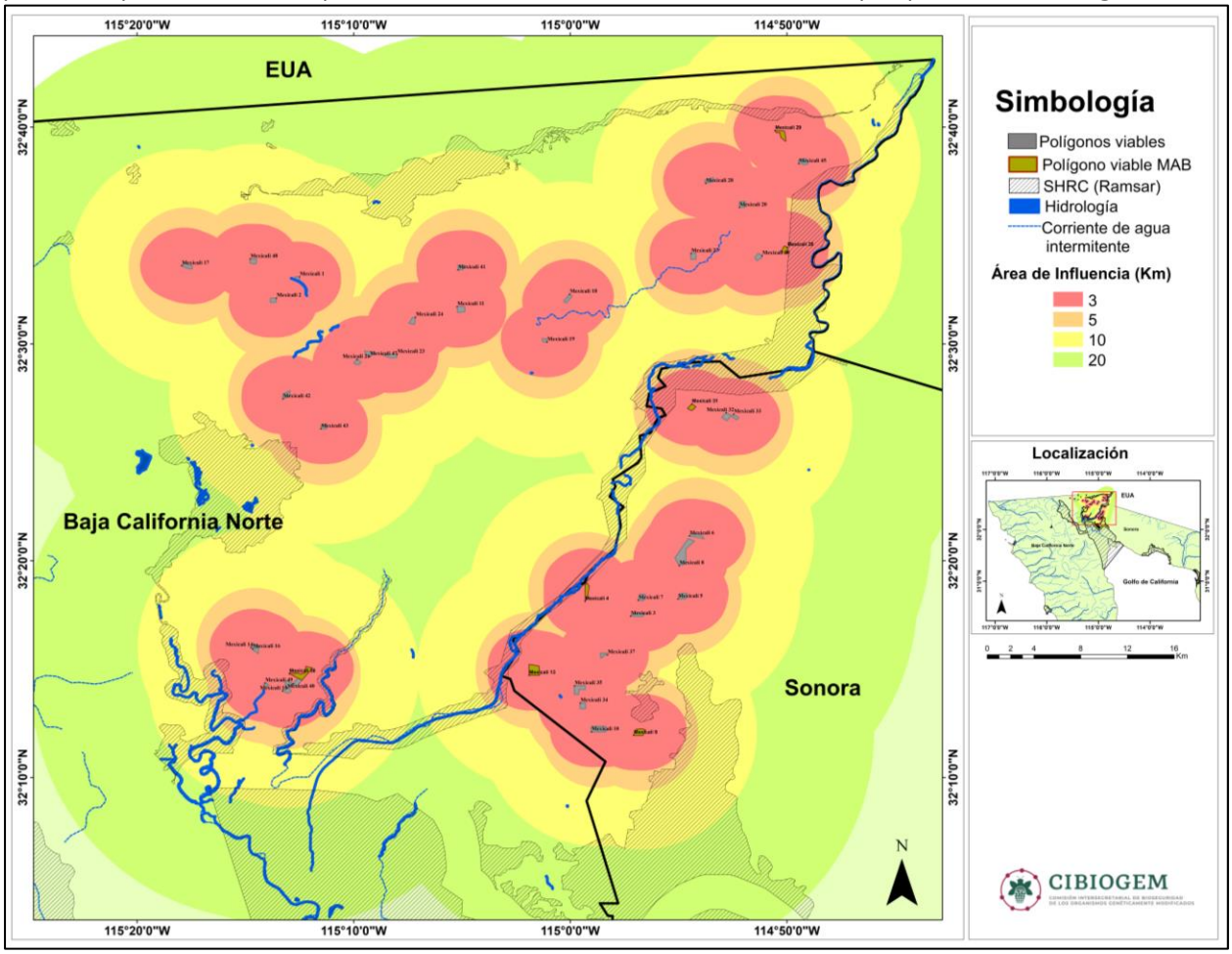

Figura 6. *Sitios Ramsar y áreas de influencia a 3, 5, 10 y 20 Km de distancia, determinadas a partir de los predios propuestos para liberación de algodón GM.*

A pesar de que los polígonos de liberación de AGM no se superponen con el área natural protegida del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado (ANP-AGC y DRC), el análisis geoespacial indica que los polígonos Mexicali 9, 10, 34, 46 y 35 quedan a radio de 6 a 9.6 km y los polígonos Mexicali 3, 4, 7, 8, 13 y el 37 a un rango de distancia de 12 a 16 km del ANP-AGC y DRC, lo que podría generar externalidades ambientales

graves, dada la proximidad de los polígonos donde se propone la liberación experimental de los eventos del AGM (Figura 6), en las áreas de influencia de 3, 5, 10 y 20 km.

Por otro lado, la hidrología de la región, aledaña a los polígonos de liberación experimental de AGM en los polígonos Mexicali 3,4,6, 7, 8, 9, 10, 13, 14, 15 ,16, 34, 35, 37, 40, 46 y 49, ubicados en un rango de distancia 1.4 a 11.1 km, existe un riesgo de contaminación con agrotóxicos de los cuerpos de agua, dado el empleo de los herbicidas como el glifosato, dicamba y glufosinato. Estos cuerpos de agua son estratégicos para la región, ya que nutren con sus afluentes los sitios Ramsar "Sistema de Humedales Remanentes del Delta del Río Colorado". Este sistema de humedales ofrece múltiples beneficios a nivel regional, incluyendo la recarga de acuíferos en una zona desértica, lo cual incrementa su relevancia. Además, contribuye a la prevención de inundaciones, la retención de sedimentos y diversos contaminantes transportados por el agua, y facilita el tratamiento natural del agua, entre otros.

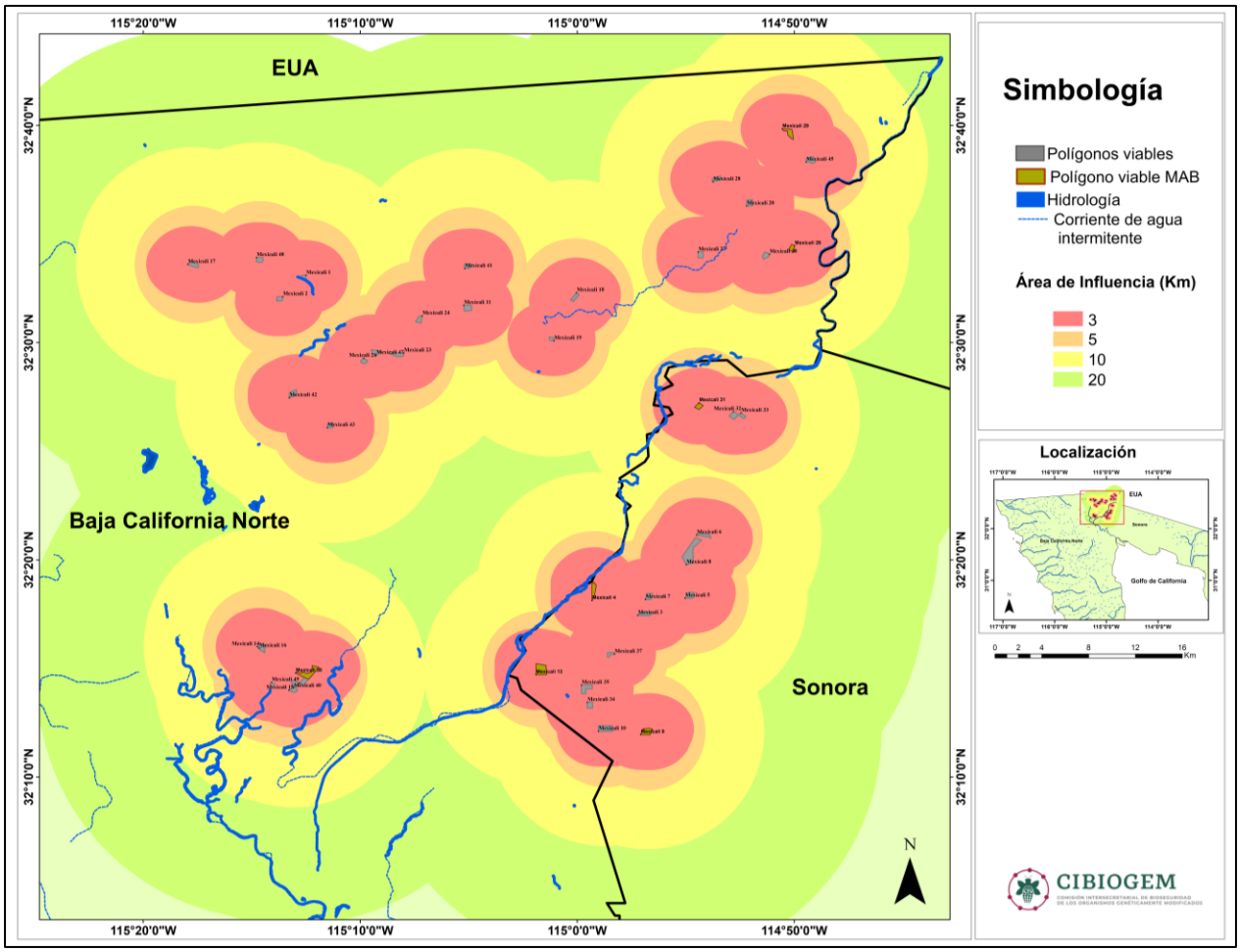

Figura 7. *Presencia de cuerpos de agua, corrientes y áreas de influencia a 3, 5, 10 y 20 Km de distancia, determinadas a partir de los predios propuestos para liberación de algodón GM.*

También es necesario considerar los factores adversos que enfrenta la región, entre ellos destaca el crecimiento de las zonas agrícolas y el consumo de agua asociado a esta actividad. Es fundamental que el Gobierno de México asuma su compromiso ante la Convención Ramsar para la conservación, un tratado internacional plenamente adoptado por el país y en vigor desde su adhesión el 4 de julio de 1986 (Opinión Técnica DGOR/0521/2023).

Cabe mencionar que los procesos de degradación, acumulación y persistencia de agrotóxicos como el glifosato en suelos y cuerpos de agua son preocupantes. Después de la aplicación de estos herbicidas en los cultivos o las hierbas, la forma más común de degradación del glifosato es a través de microorganismos del entorno, que transforman la molécula en ácido aminometilfosfónico (AMPA), su principal metabolito. En diversos reportes se ha observado que la toxicidad del AMPA es similar o incluso mayor que la del glifosato. Además, el AMPA presenta una mayor persistencia y movilidad en cuerpos de agua y suelos, lo que lleva a una acumulación prolongada y a una fuente continua de exposición para los organismos presentes en estos entornos contaminados.[456,457,458]

Finalmente, es importante destacar que conforme a las opiniones técnicas (CARB7017/023 y DGOR/0521/2023) y mediante los oficios SPARN/DGRNB/150/2023 y SPARN/DGRNB/170/2023 a través de los cuales se emite el dictamen de bioseguridad relativo a la SPLA 01_2023, se concluye que el permiso no es viable para los predios que se traslapan con el sitio RAMSAR Sistemas de Humedales Remanentes del Delta del Río Colorado, debido a los posibles riesgos que puede traer consigo el paquete tecnológico asociado al evento MON-887Ø2-4 x MON-15985-7 x SYN-IR Ø2-7 x MON-887Ø1-3 x MON-88913-8. No obstante, conforme los elementos vertidos, las afectaciones no se limitan a los polígonos que se traslapan con el sitio RAMSAR Sistemas de Humedales Remanentes del Delta del Río Colorado, sino que derivado al paquete tecnológico asociado (ver apartado 4.4.3), los impactos son extensivos a toda la región, incidiendo de manera significativa en diversas dimensiones ambientales.

2.7. Biodiversidad de las áreas naturales protegidas

Es importante resaltar la cercanía de las parcelas propuestas por el promovente a tres Áreas Naturales Protegidas (i.e., Reserva de la Biósfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado; Islas del Golfo de California; y El Pinacate y Gran Desierto de Altar), representa un alto riesgo de que la fauna disperse semillas de algodón GM a estas zonas y consecuentemente se establezcan plantas voluntarias que pueden ser fácilmente confundidas con plantas silvestres. Esto con base en recientes evidencias relacionada con aves que transportan y utilizan la fibra del algodón (con semillas viables) para la construcción de sus nidos.[459]

El uso de algodón genéticamente modificado identificado como MON-887Ø2-4 x MON-15985-7 x SYN-1RIØ2-7 x MON 887Ø1-3 x MON-88913-8, implica la aplicación de herbicidas como glifosato, glufosinato de amonio y dicamba. Estos químicos presentan potenciales riesgos ambientales, incluyendo impactos negativos en la biodiversidad tanto en los sitios de cultivo como en las áreas circundantes.

La promovente de la SPLA 01_2023 ha presentado estudios que sugieren que no se observaron efectos adversos significativos en la abundancia de artrópodos no objetivo en pruebas realizadas en Estados Unidos. Sin embargo, es importante destacar que estos estudios no se realizaron en las áreas de liberación propuestas en México ni en relación directa con la variante específica de algodón mencionada (oficio SPARN/DGRNB/170/2023).

A pesar de los resultados presentados, las evaluaciones de riesgo para la biodiversidad se han limitado principalmente a los artrópodos y al flujo de polen hacia especies silvestres de *Gossypium hirsutum*, sin considerar otros componentes de la biodiversidad en las áreas propuestas para la liberación. Esto es particularmente preocupante en regiones cercanas a Áreas Naturales Protegidas (ANP), como la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado (ANP-AGC y DRC), ubicada a solo 4.45 km del sitio de liberación más cercano.

Conforme al dictamen de bioseguridad emitido por la SEMARNAT (SPARN/DGRNB/170/2023), la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) ha expresado su preocupación sobre los posibles impactos en la biodiversidad, recomendando estudios adicionales para evaluar como las prácticas agrícolas asociadas con este AGM, incluyendo el uso de herbicidas, pueden afectar a los artrópodos y aves no objetivo, y si estas alteraciones podrían extenderse hacia las ANP y sitios Ramsar cercanos. La preocupación se centra en dos riesgos principales:

1) Transferencia de transgenes: La presencia de transgenes en las poblaciones silvestres de algodón podría alterar sus interacciones ecológicas.
2) Contaminación de cuerpos de agua: El uso de herbicidas como el glifosato podría contaminar cuerpos de agua y acuíferos, afectando los servicios ecosistémicos proporcionados por las ANP y sitios Ramsar.

La empresa promotora argumenta que el glifosato y otros herbicidas asociados presentan un riesgo manejable, destacando su falta de actividad residual en suelos y la ausencia de impactos significativos en organismos no objetivo según estudios previos. No obstante, el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) advierte sobre los efectos negativos documentados del glifosato, como la contaminación de cuerpos de agua, disminución de la fertilidad del suelo, y afectaciones a la biodiversidad, incluyendo organismos beneficiosos como las abejas.

En conclusión, aunque los documentos presentados por la promotora sugieren que los riesgos son manejables, las preocupaciones expresadas por autoridades como la CONANP y el INECC subrayan la necesidad de una evaluación más exhaustiva de los posibles impactos ambientales, especialmente en áreas cercanas a reservas naturales y ecosistemas sensibles.

Dicho lo anterior, es importante mencionar que el ANP Reserva de la Biósfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado; Islas del Golfo de California; y El Pinacate y Gran Desierto de Altar enfrenta serios problemas relacionados con la contaminación del agua, especialmente debido al uso de agroquímicos en las actividades agrícolas circundantes. Los agroquímicos, incluyendo pesticidas, herbicidas y fertilizantes, llegan al delta a través de escorrentías provenientes de tierras agrícolas, lo que genera un impacto significativo en la calidad del agua y en la salud de los ecosistemas acuáticos, como ya se ha mencionado en apartados anteriores.[460]

La presencia de estos contaminantes químicos como de fertilizantes ricos en nitrógeno ha sido vinculada con la eutrofización de cuerpos de agua en el delta, un proceso que causa la proliferación de algas nocivas y la disminución de oxígeno disuelto en el agua, afectando la fauna acuática y poniendo en peligro a especies endémicas y en peligro de extinción, como el pez totoaba (*Totoaba macdonaldi*) y la vaquita marina (*Phocoena sinus*). [461,462] Al desembocar las aguas del delta en la costa, la vaquita marina, que es una especie exclusiva del Golfo de California, se ve amenazada. Esta especie es de gran relevancia, ya que se encuentra en peligro crítico de extinción y posee un valor intrínseco desde el punto de vista natural, científico y social. [463] Además, los agroquímicos pueden bioacumularse en la cadena trófica, afectando no solo a la fauna local, sino también a las comunidades humanas que dependen de estos recursos para su sustento, especialmente en una región donde el recurso hídrico es escaso. [464]

La gestión del agua en esta región se ve complicada por la sobreexplotación del río Colorado, que ha reducido significativamente el flujo de agua dulce al delta, exacerbando los problemas de contaminación y alterando los equilibrios ecológicos.[465] Las estrategias de manejo deben centrarse en la reducción del uso de agroquímicos asociados al paquete tecnológico de evento MON-88702 x MON-15985 x COT102 x MON88701 x MON-88913, resistente al herbicida glifosato, glufosinato de amonio y dicamba. Promoviendo la implementación de prácticas agrícolas sostenibles para mitigar la contaminación y preservar los ecosistemas únicos de esta área protegida ANP-AGDRC.

La proximidad del Área Natural Protegida del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado a los polígonos de cultivo de algodón genéticamente modificado (AGM) y el uso de agrotóxicos conlleva un riesgo potencial significativo de contaminación ambiental. La dispersión de agroquímicos desde estos cultivos puede afectar distintas distancias alrededor de los polígonos de siembra, generando preocupaciones sobre la

salud de los ecosistemas locales y de la salud de la población local y de las comunidades indígenas Cucapá (Figura 8).

A 3 km de los polígonos de cultivo experimental de AGM, es probable que los agrotóxicos se dispersen a través del viento, especialmente durante la aplicación de estos productos. Esto puede ocasionar la deposición de partículas en el área protegida, afectando la calidad del aire y la salud de la vegetación nativa.[466] Además, la escorrentía proveniente de los campos de cultivo puede transportar residuos de agrotóxicos, como el glifosato, hacia el suelo del área natural, alterando su composición química y afectando a los microorganismos esenciales para la salud del ecosistema.

Por otro lado, hay estudios que mencionan que, a partir del límite entre una zona con agricultura basada en el uso de agrotóxicos, como el glifosato y AMPA, y otra zona dedicada a la agroecología, los agrotóxicos se desplazaron hasta 300 metros más allá del límite, afectando los cultivos agroecológicos.[467] A 5 km de los polígonos de cultivo experimental de AGM, sería posible la escorrentía que viaja a esta distancia puede llegar a cuerpos de agua cercanos al delta, dados los desniveles del terreno (Figura 6). Esto puede resultar en la contaminación de arroyos y ríos con residuos de herbicidas, afectando la calidad del agua y los organismos acuáticos.[468,469]

Asimismo, el exceso de nutrientes provenientes de fertilizantes puede causar eutrofización en áreas acuáticas cercanas, alterando el equilibrio de nutrientes y la salud de las especies acuáticas.[470,471] A esta distancia mayores como a 10 km, los agrotóxicos pueden impactar a la fauna y flora local, incluyendo especies endémicas y en peligro, a través de la bioacumulación de contaminantes. La reducción de la biodiversidad y la alteración de hábitats pueden ocurrir debido a la exposición prolongada a estos agrotóxicos. La dispersión de contaminantes a esta distancia puede tener efectos acumulativos sobre la calidad del suelo y los recursos hídricos, afectando la salud del ecosistema en general.[472]

A 20 km de los polígonos de liberación comercial de AGM, la contaminación, aunque más difusa, sigue presente, afectando de manera acumulativa la calidad ambiental del área protegida. Si bien los efectos pueden ser menos evidentes, no por ello dejan de ser perjudiciales, y pueden comprometer la salud de los ecosistemas a largo plazo.[473] Además, aunque la exposición pueda ser menor, los contaminantes pueden trasladarse a través de las cadenas tróficas, acumulándose en los organismos que interactúan con el área protegida y afectando tanto la salud humana como la ecológica.[474]

Los polígonos de liberación experimental de AGM más cercanos al ANP-AGC y DRC son Mexicali 6, Mexicali 8, Mexicali 7, Mexicali 3, Mexicali 5, Mexicali 4, y Mexicali 37. Sin embargo, los polígonos que están más próximos a la frontera del área natural protegida son Mexicali 13, Mexicali 35, Mexicali 34, Mexicali 10 y Mexicali 9 (Figura 1). En este sentido, es de gran relevancia destacar que los ecosistemas naturales como ANP-

AGC y DRC la operan como sistemas dinámicos y abiertos, lo que significa que cualquier perturbación o contaminación que ocurra en las áreas situadas aguas arriba dentro de una cuenca hidrográfica tendrá inevitablemente repercusiones en todo el sistema, es decir, genera externalidades.

Este principio es fundamental en la ecología de cuencas, donde las actividades humanas, como las actividades agroindustriales o la liberación de contaminantes (agrotóxicos), pueden generar efectos en cascada que afectan la calidad del agua, la biodiversidad y el funcionamiento general del ecosistema aguas abajo.[475] Estas interconexiones subrayan la importancia de abordar la gestión ambiental de manera integral, considerando tanto las fuentes de contaminación como su difusión a lo largo de la cuenca.

Las externalidades de la contaminación en cuencas hidrológicas se refieren a los efectos indirectos y no deseados que resultan de la agroindustria, impactando tanto el medio ambiente como la sociedad, principalmente a las comunidades más vulnerables. Estos efectos, predominantemente negativos, no se reflejan en los costos asumidos por quienes generan la contaminación, sino que son sufridos por comunidades, ecosistemas y otras partes afectadas a lo largo de la cuenca. Dichos efectos ambientales conllevan la degradación de la calidad del agua, la pérdida de biodiversidad, impactos en la salud pública y la disminución del valor económico de los recursos o bienes naturales, entre otros. En muchos casos, las comunidades que dependen directamente de los recursos hídricos son las más vulnerables a estos efectos, lo que agrava las desigualdades socioambientales.[476]

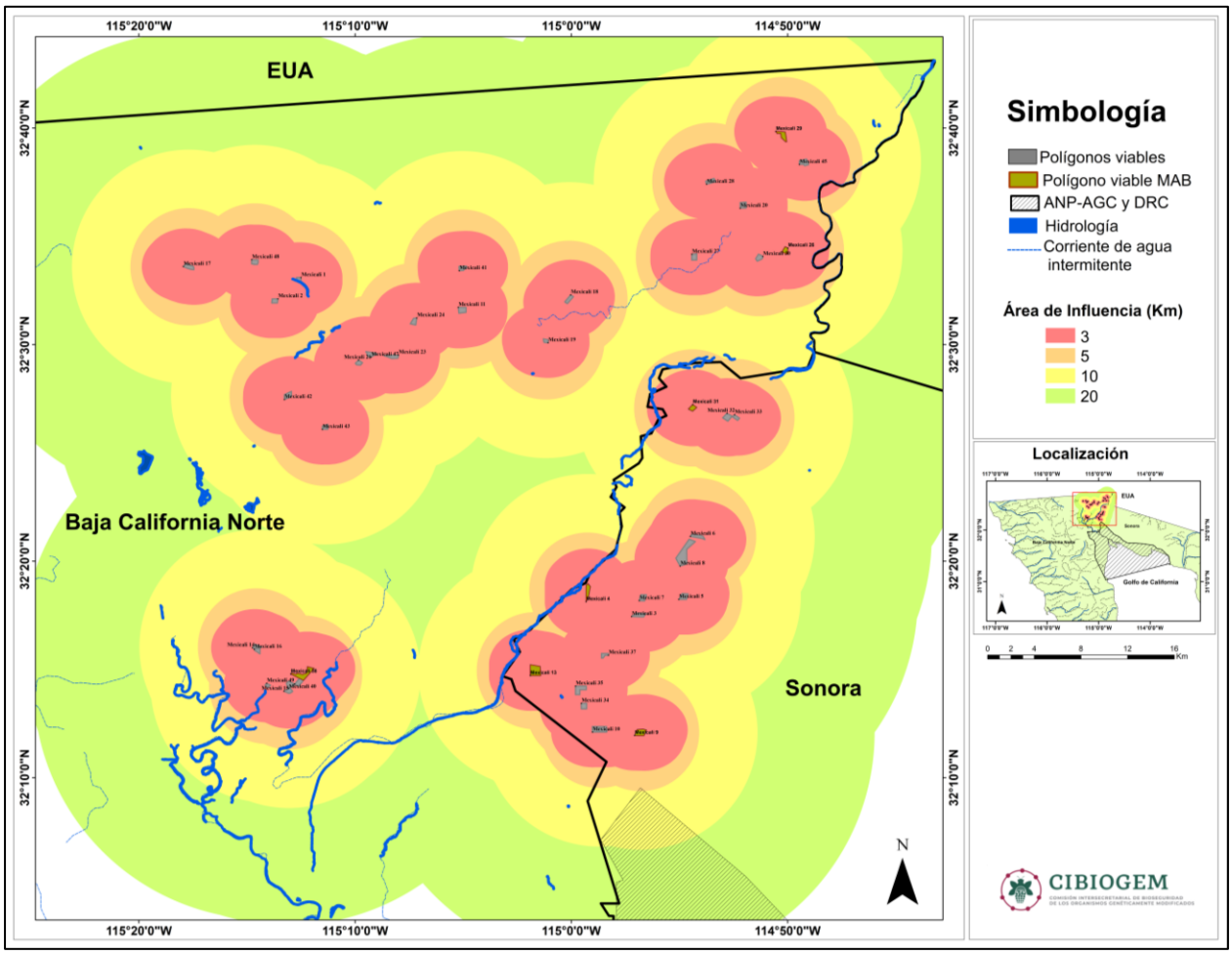

Figura 8. *Área natural protegida* "Reserva de la Biósfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado" *y áreas de influencia a 3, 5, 10 y 20 Km de distancia, determinadas a partir de los predios propuestos para liberación de algodón GM*.

2.8. Consideraciones socioeconómicas

El uso de Organismos Genéticamente Modificados (OGM) conlleva efectos de diversa índole dentro del contexto social y territorios donde son introducidos o liberados al ambiente. Una adecuada evaluación de las consideraciones socioeconómicas permitirá conocer el impacto del uso de los OGM y del paquete tecnológico asociado a esta tecnología para la toma de decisiones con apego al respeto a los derechos humanos, de las comunidades indígenas y rurales y la protección ambiental.

La liberación de OGM al ambiente puede causar daños ecológicos, sociales y culturales irreversibles. Si bien este puede ser el caso de la mayoría de las innovaciones tecnológicas introducidas en cualquier sociedad, los OGM tienen características

únicas que hacen que sus impactos ecológicos, sociales y económicos sean aún más graves y de mayor magnitud.

Los debates éticos y sociales fundamentales que emanan del hecho de que los OGM involucran la manipulación de formas y procesos de vida, así como los impactos socioeconómicos y ecológicos de la contaminación por OGM, se encuentran entre los muchos aspectos que son exclusivos de esta tecnología en particular. Incluso cuando se retira la tecnología o las personas dejan de adoptarla por completo, sus impactos socioeconómicos pueden persistir y dejar una huella permanente en la sociedad, su historia y su gente.

Esto es aún más grave en el caso de los cultivos OGM que pueden introgresar con poblaciones las poblaciones de parientes silvestres o contaminar cultivos convencionales mucho después de que los agricultores decidan dejar de plantar cultivos transgénicos. Esta realidad subraya la importancia crítica de evaluar los impactos socioeconómicos potenciales de los OGM antes y durante su introducción en cualquier contexto social.

De manera general, las consideraciones socioeconómicas deben considerar temas que, de manera general y no exhaustiva, integran aspectos sociales y económicos relacionados con el uso de los OGM: valor y uso de la biodiversidad, seguridad alimentaria, impactos al mercado, al comercio y a la macroeconomía, la propiedad intelectual, aspectos culturales, aspectos éticos (derechos de los consumidores, enfoque de precaución, justicia social, participación ciudadana, responsabilidad), conocimientos tradicionales asociados a la conservación de la biodiversidad, amenazas a cultivos tradicionales, análisis costo-beneficio, la generación y pérdida de empleos, impactos sobre poblaciones vulnerables y efectos en la salud de la población.

En cuanto a las dimensiones o aspectos incluidos como “consideraciones socioeconómicas”, el Grupo Técnico *AdHoc* sobre Consideraciones Socioeconómicas (AHTEG-Sec) del Convenio sobre la Diversidad Biológica, reconoció que no existe un único acuerdo, pero consideró que el alcance del término incluye cinco dimensiones: (a) económica; (b) sociales; (c) ecológico; (d) cultural/tradicional/religiosa/ética (bioculturales); y relacionados con la salud humana.

Finalmente, cabe resaltar que conforme a los “Principios, Misión, Visión y Valores de la Comisión Intersecretarial de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados” de la Cibiogem, que fueron aprobados para ser considerados en la formulación y conducción de las políticas públicas de bioseguridad en el país, mediante el Acuerdo CIBIOGEM/ORD/01/2020–07, se contemplan las consideraciones socioeconómicas, así como la priorización de los derechos humanos y el principio precautorio.

Contexto socioeconómico del pueblo cucapá y posibles afectaciones derivadas de la liberación de AGM

Como ya se hizo referencia, el pueblo indígena cucapá o también conocidos como *gente de río*, son una comunidad originaria que se encuentra ubicada en el norte de México, en los estados de Baja California y Sonora, específicamente en los márgenes del río Colorado. Los cucapá tienen una profunda relación con el río Colorado y su delta. Históricamente, su sustento se ha basado en la agricultura en tierras fértiles enriquecidas por las inundaciones, así como la recolección de semillas como tomillo, arroz silvestre, agave, frutos del cactus, péchita de mezquite. Dentro de sus principales actividades productivas eran la caza y la pesca, donde la que se convertiría en uno de sus principales sustentos económicos sería la pesca, la cual actualmente se ha visto afectada diferentes factores.[477,478,479]

Desde la antigüedad los cucapá mantienen diversas expresiones culturales en torno a actividades relacionadas con la pesca, como lo son los rituales, bailes y cantos como forma de pedir permiso al río para pescar y navegar.[480] En este sentido, el estilo de vida de los Cucapá estaba dedicado mayormente a la pesca. Sin embargo, hasta el año de 1944 resultaron mayormente afectados con el tratado de aguas entre México y Estados Unidos, limitando la cantidad de agua para pesca y la agricultura, e incluso que más adelante provocaría una disminución en la extensión del agua, pérdida de biodiversidad en las especies endémicas y contaminación de los cuerpos de agua.[481, 482]

Por otro lado, en 1993 se decretó el territorio de los cucapá como Área Natural Protegida, designándola Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado. Este nombramiento tenía como objetivo regular la actividad pesquera y proteger a las especies endémicas, prohibiendo la pesca. Sin embargo, esta medida afectó gravemente a la economía de la comunidad cucapá, lo que llevó a los pescadores a solicitar permisos al gobierno para continuar con su actividad. Argumentaron que no se les había consultado sobre el nombramiento de la reserva, a pesar de que han habitado esta región por más de un siglo. [483, 484] La comunidad cucapá no fue consultada para la creación de dicha reserva, lo cual generó inconformidad debido a que se violaban sus derechos históricos y se ponía en riesgo su cultura.

Desde entonces, se han creado e implementado leyes que han afectado el desarrollo de la pesca en las comunidades cucapá. A partir de los años 2000, la aplicación de la Ley General de Vida Silvestre (veda) y la cuota de captura para el aprovechamiento de la curvina golfina han impactado significativamente las actividades pesqueras de los Cucapá, cuya cultura está fuertemente arraigada en esta actividad. Para este pueblo indígena, la pesca no solo representa un medio de subsistencia económica, sino que también forma parte integral de sus costumbres y tradiciones.[485]

La comunidad ha buscado negociar o llegar a un acuerdo con diferentes instituciones gubernamentales (SEMARNAT, PROFEPA, CONANP, SAGARPA Y CONAPESCA) pero no han obtenido respuesta, por lo cual los ha llevado a protestar y a resistir ante estas acciones gubernamentales. Algunas de sus peticiones a negociar son las siguientes:[486]

1. El reconocimiento de la comunidad Cucapá como pobladores originarios ante la creación de la reserva biosfera del Alto Golfo y Delta del Río Colorado.
2. Seguridad en los caminos y que no se destruyan ante la subida de la marea.
3. Respetar su derecho a la manifestación ante lo que pasa en su territorio.

Así también, el impacto ambiental ha sido un problema bastante notorio en el río colorado, ya que a través de los años se ha ido haciendo más pequeño en cuestión de longitud y capacidad de agua, provocando la pérdida de varias especies endémicas del río, a eso sumándole, la contaminación del agua. Esta situación también ha sido una de las mayores preocupaciones para los cucapá, tanto en cuestión económica, como cultural.[487]

La agricultura Cucapá también se ha visto fuertemente afectada. Las sequías de los últimos años han provocado un desabastecimiento de agua para la siembra. El río se va secando, y tanto su longitud como su profundidad disminuye debido a la menor cantidad de agua que circula desde Estados Unidos hacia México. Además, la poca agua que circula tiende a quedarse en las zonas turísticas.[488, 489]

La transformación del ecosistema y de los territorios que los cucapá utilizaban tradicionalmente para su reproducción sociocultural ha afectado profundamente sus estrategias de supervivencia. Dado que estos grupos están formados por menos de un millar de habitantes cada uno y que sus lenguas están en riesgo de desaparición, por lo que es imperativo conocer, registrar, difundir, conservar su cultura.[490]

Los cucapá han pasado por un proceso de transformación en sus patrones de asentamiento y alimentación que anteriormente era de cazadores-recolectores-pescadores, con una dieta variada basada en la riqueza de los ríos Colorado y Hardy y sus humedales, a un grupo indígena privado de sus prácticas culturales y tradicionales de subsistencia, debido a múltiples factores.

Entre estos factores destacan el desarrollo hidráulico en Norteamérica y la construcción de las presas Hoover y Glenn Canyon (en 1935 y 1963, respectivamente), el tratado de límites y aguas firmado entre Estados Unidos y México en 1944, que ha reducido en un 90% el flujo de agua que antes llegaba al Golfo de California, las políticas hidráulicas mexicanas para el desarrollo agrícola en la primera mitad del siglo XX, la política indigenista enfocada en la integración de los pueblos indígenas del país, y en este caso particular, las políticas ambientales y conservacionistas mediante la creación de la Reserva del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, que han alterado los modos de vida pesqueros tanto de los cucapá como del resto de las comunidades pesqueras del Alto Golfo.[491, 492] Además, la infraestructura hídrica, como

represas, ha alterado significativamente la hidrología local, afectando negativamente el ecosistema del Alto Golfo de California. [493]

La apropiación del agua del Río Colorado presenta serias dificultades para México entre ellas las comunidades cucapá, el usuario final de la cuenca. La competencia entre los usuarios de la cuenca alta y baja, así como entre California y Arizona, y entre los usos agrícola y urbano, ha llevado a la sobreexplotación del recurso. Esta situación provoca un deterioro en la calidad del agua, incrementando su salinidad y otros contaminantes agrícolas e industriales.

La disminución del flujo del río, junto con los períodos espaciados de flujo y la alta evaporación, ha transformado las condiciones del Delta del Río Colorado en un estero negativo, caracterizado por hipersalinidad y altas temperaturas. Esta situación ha afectado gravemente la pesca tradicional de los cucapá. Además, es importante mencionar que el AGM incluye en su paquete tecnológico la resistencia a herbicidas altamente tóxicos como el glifosato, glufosinato y dicamba, lo cual agravaría la contaminación y el deterioro ambiental de la cuenca, así como las prácticas bioculturales de un pueblo de los cucapá.

Por otro lado, es importante mencionar, que la resistencia de las arvenses al herbicida como el glifosato podría aumentar el uso de agroquímicos, contaminando las fuentes de agua y afectando negativamente la biodiversidad, así como los bienes naturales de las comunidades aledañas. Esto impactaría a las comunidades que dependen de estos recursos, actualmente escasos en la región para su subsistencia. La contaminación de fuentes de agua puede alterar los ecosistemas acuáticos y terrestres, provocando una disminución en la diversidad de especies y afectando los servicios ecosistémicos esenciales, en el caso del pueblo cucapá de las pesquerías. La contaminación de los mantos acuíferos con glifosato es un problema serio que requiere una atención continua por parte de las autoridades ambientales y de salud pública en México. Es así que resulta importante implementar medidas de control más estrictas y promover prácticas agrícolas sostenibles para reducir la contaminación y proteger los recursos hídricos y la salud de las comunidades.

En adición a lo ya mencionado, la introducción del algodón genéticamente modificado en la región plantea varios riesgos tanto para las comunidades cucapá como para otros asentamientos humanos. Estos incluyen impactos significativos ambientales y en la salud humana, la pérdida de autonomía cultural, y la preservación de prácticas tradicionales relacionadas con el río. Es así que la introducción del AGM en la región plantea diversos riesgos y desafíos para las comunidades locales, y en particular, para los grupos indígenas como los cucapá. Entre estos riesgos se encuentran:

- La posible transición del AGM de una liberación experimental a comercial podría crear una dependencia de las semillas AGM y del paquete tecnológico asociado. Esto puede aumentar los costos para los productores locales y llevar

a una mayor dependencia de las grandes corporaciones agroindustriales, lo que agravaría la inestabilidad económica de las comunidades rurales e indígenas.

- El uso de semillas de AGM puede generar conflictos culturales dentro de las comunidades indígenas al amenazar sus prácticas agrícolas tradicionales y debilitar la cohesión social. Además, podría reducir la capacidad de las comunidades para tomar decisiones autónomas sobre el uso de los recursos naturales, como el agua, que son fundamentales para su sustento y cultura.
- Por otro lado, existen preocupaciones significativas sobre los efectos a largo plazo del cultivo y uso de OGM en la salud humana y el medio ambiente. La exposición prolongada a agrotóxicos asociados, como el glifosato, utilizado en cultivos transgénicos, tiene graves consecuencias para la salud de las personas y la biodiversidad local.

Además de México, hay evidencia en otros países sobre estos impactos socioeconómicos, la experiencia en países como la India con el AGM, muestra desafíos similares: la ruptura con prácticas agrícolas tradicionales, la amenaza a la identidad cultural, y la dependencia de semillas patentadas y agrotóxicos, lo que ha exacerbado problemas económicos y sociales. En particular, la presión económica ha contribuido a la inestabilidad financiera y a un aumento en los suicidios de agricultores.[494,495] La introducción del AGM ha exacerbado la presión económica y psicológica en algunas comunidades agrícolas de la India, contribuyendo a problemas como la deuda agrícola y la inestabilidad económica.

La imposición de regalías y restricciones en el uso de semillas patentadas ha aumentado la dependencia económica de los agricultores y ha generado tensiones adicionales entre ellos y las empresas, intensificando las presiones económicas y emocionales. Lo anterior ha planteado desafíos que van más allá de lo económico y ambiental, impactando profundamente en las raíces culturales y la identidad de las comunidades agrícolas. La adopción de semillas transgénicas ha llevado a una ruptura con las tradiciones agrícolas y podría amenazar la identidad cultural y el arraigo de los agricultores a sus tierras.

La dependencia de semillas patentadas podría socavar los conocimientos y prácticas locales, mientras que la conexión espiritual y cultural con la tierra se ve amenazada por la introducción de cultivos transgénicos y la dependencia de agrotóxicos, lo que contribuye a la degradación ambiental, la pérdida de biodiversidad y la erosión de la riqueza biocultural.

Estos argumentos permiten visualizar de manera integral los impactos potenciales del AGM en las comunidades indígenas y rurales, subrayando la importancia de considerar cuidadosamente los aspectos económicos, culturales, ambientales y de salud pública antes de implementar. La introducción de AGM mediante el otorgamiento del permiso de la SPLA folio 01_2023, que se llevaría a cabo en los municipios de Mexicali, Baja California, y San Luis Río Colorado, Sonora, en las proximidades de las comunidades indígenas cucapá, según lo señalado por el INPI,

que identifica 11 localidades como comunidades indígenas (Figura 1, Tabla 1), podría tener una serie de implicaciones significativas tanto para estas comunidades como para otros asentamientos humanos no considerados indígenas, ya que en las proximidades de los polígonos viables para la siembra experimental de AGM hay áreas urbanas y asentamientos humanos.

Para mitigar las posibles afectaciones socioeconómicas a comunidades y pueblos indígenas, es esencial implementar políticas de bioseguridad integral que protejan los conocimientos tradicionales, los recursos genéticos y la riqueza biocultural de estas comunidades, apegándose a la normativa nacional e internacional sobre bioseguridad de los OGM, destacando de manera significativa priorizar no la protección de los derechos de los pueblos y comunidades indígenas y no repetir las omisiones cometidas por los gobiernos neoliberales que pasaron por alto sus derechos, desatendiendo la obligación de la consulta sobre temas relacionados a sus territorios, como el que ya fue expuesto con anterioridad, respecto al manejo de los recursos "Los Humedales del Delta del Río Colorado"; asimismo, es necesaria la capacitación y asistencia técnica para fortalecer la resiliencia de las comunidades y promover la seguridad alimentaria.

En este escenario es importante que antes del otorgamiento de más permisos de liberación al ambiente de nuevos cultivos de AGM, se establezcan mecanismos de participación plena y efectiva de las comunidades indígenas cucapá en la toma de decisiones relacionadas con la introducción de AGM y la implementación de sistemas de monitoreo y regulación estrictos para controlar el flujo de semillas transgénicas y prevenir la contaminación genética de los parientes silvestres del algodón.

Flujo social de semillas transgénicas entre jornaleros agrícolas

Existen factores sociales de dispersión involuntaria de semillas, que no se considera en ningún análisis de riesgo y que representan otro potencial riesgo de contaminación transgénica. Estas dinámicas son parte del componente socioeconómico que no se considera dentro de los análisis de riesgos pero que debe ser tomado en cuenta, dadas las evidencias de contaminación de algodones nativos en diversos estados de nuestro país.

El intercambio o flujo social de semillas entre las comunidades indígenas y no indígenas puede representar un riesgo en la diseminación de semillas de AGM. La circulación de semillas transgénicas entre las comunidades indígenas plantea varios desafíos y preocupaciones, que van desde la contaminación genética hasta la pérdida de diversidad agrícola y cultural. Por lo tanto, es crucial abordar este factor desde una perspectiva de bioseguridad integral de los OGM, tomando en cuenta estos problemas de manera sensible y colaborativa, y considerando las perspectivas y necesidades de las comunidades indígenas.

El flujo de semillas entre los jornaleros agrícolas indígenas en México representa un fenómeno fundamental para la diversificación y adaptación de los cultivos en otras regiones agroclimáticas del país. [496] Estos trabajadores, quienes migran estacionalmente entre distintas regiones agrícolas, a menudo transportan semillas que han sido parte de su cultura y prácticas agrícolas durante generaciones.[497,498] Este intercambio informal de semillas contribuye a la dispersión de variedades locales y al mantenimiento de la agrobiodiversidad. [499] Sin embargo, el creciente uso de semillas transgénicas en la agricultura industrial de México, como el algodón genéticamente modificado, genera preocupaciones sobre la contaminación genética y la posible pérdida de variedades nativas y sus parientes silvestres. [500,501] El flujo social de semillas transgénicas entre regiones, facilitado involuntariamente por los jornaleros, podría amenazar la integridad de las variedades tradicionales, alterando la diversidad genética de los cultivos en su centro de origen (maíz y algodón), poniendo en riesgo la riqueza biocultural, la soberanía alimentaria de las comunidades indígenas de México. [502,503]

Al desplazarse entre diferentes regiones, los jornaleros agrícolas facilitan el intercambio de semillas. Sin embargo, la introducción de transgénicos ha suscitado preocupaciones, especialmente entre las comunidades indígenas de Oaxaca y Chiapas, donde existe un fuerte arraigo cultural hacia las variedades nativas de algodón. Los jornaleros que migran al norte para trabajar en la cosecha de algodón transgénico podrían convertirse en una posible vía de introducción de estas semillas modificadas a sus comunidades de origen, poniendo en riesgo la conservación in situ de las variedades tradicionales de algodón. Por lo que es de suma importancia implementar políticas de bioseguridad y prácticas que protejan la diversidad genética de los cultivos y aseguren que las semillas tradicionales no sean contaminadas con transgenes.[504]

Respecto al cumplimiento de la consulta de los pueblos indígenas, para presentar la solicitud de liberación en etapa Experimental, el promovente señala "que la legislación no da la obligatoriedad de aprobación y consentimiento de comunidades indígenas y que no es vinculante, por lo que no considera necesaria la para resolución del permiso". Se considera que imperante la consulta y participación de los pueblos y comunidades que tendrán algún impacto por la presencia de las variedades GM en cada una de las etapas de liberación de cultivos GM, ya que en caso contrario se violaría el artículo 108 de la Ley de Bioseguridad de Organismos Genéticamente Modificados, así como el artículo 54 de su reglamento.

Es importante destacar que es obligatorio que en las consultas con las comunidades indígenas (el pueblo Cucapá), se muestren en primera instancia evidencias del riesgo de introgresión de secuencias genéticamente modificadas en sus algodones domesticados producto de la liberación de los organismos genéticamente modificados de origen extranjero, así como sus posibles consecuencias. Por otra parte, es fundamental que como producto de la consulta se obtenga la aprobación por parte de las comunidades correctamente informadas. En caso contrario esta solicitud

incumpliría con los convenios internacionales como el artículo 26 del Protocolo de Cartagena sobre Seguridad de la Biotecnología del Convenio sobre Diversidad Biológica, en relación con los efectos socioeconómicos por la liberación de OGM y el valor de la diversidad biológica que tienen las comunidades indígenas, por las consecuencias irreversibles que pudieran ocasionar en la diversidad genética del acervo génico de *G. hirsutum* en México.

3. Conclusiones del dictamen

Después de un análisis integral tanto de la información científica relacionada con el tema como de la solicitud y sus anexos, se destaca que existe un riesgo significativo de daños en comunidades indígenas, pueblos originarios y comunidades campesinas relacionadas con el cultivo, uso, consumo y otros aspectos agrícolas tradicionales. Por otra parte, no se presentan estudios que demuestren la efectividad de las medidas de bioseguridad propuestas dentro de las condiciones ambientales y las necesidades de protección del centro de origen y diversidad, para mitigar los complejos efectos que podrían afectar a estas comunidades, tanto cercanas como lejanas.

Por lo tanto, esta Secretaría Ejecutiva de la Cibiogem, firmemente considera que no existe la factibilidad para avanzar con la solicitud basada en los documentos presentados para la siembra experimental del *evento quíntuple apilado MON-887Ø2-4 x MON-15985-7 x SYN-IR1Ø2-7 x MON-887Ø1-3 x MON-88913-8 con resistencia a insectos lepidópteros, hemípteros y tisanópteros, tolerancia a herbicidas glifosato, dicamba y glufosinato de amonio*, pues ello implicaría la vulneración de los derechos humanos de los pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables, y de la población en general, a razón de los siguientes motivos:

- Las áreas de influencia generadas a partir de entidades espaciales son fundamentales para los análisis, facilitando la gestión y evaluación de datos geográficos relacionados con la implementación de proyectos como la siembra de algodón transgénico. En el diagnóstico de factibilidad de la SPLA 01_2023, la definición de las áreas de influencia de 3, 5, 10 y 20 km permitió identificar y evaluar posibles riesgos a la salud humana, ambientales, socioeconómicos y bioculturales.
- Estas áreas de influencia se corresponden e incluso son rebasadas por los alcances geográficos de los efectos de la liberación al ambiente de AGM resistentes a insectos y al uso de dicamba, glifosato y glufosinato de amonio, en los ámbitos ecosistémicos, ambientales, socioeconómicos y bioculturales.
- A pesar de que los predios propuestos no se superponen directamente con los asentamientos de las comunidades indígenas, la cercanía de algunos a las comunidades, como el caso de "Mexicali 37" a sólo 471 metros de la comunidad indígena “El Álamo”, sugiere un riesgo potencial significativo. Este diagnóstico destaca la importancia de realizar evaluaciones exhaustivas que consideren el impacto potencial en la salud, el bienestar y los derechos de las comunidades indígenas cercanas.
- México, como centro de origen y diversificación del algodón (*Gossypium hirsutum*), posee una riqueza genética de gran valor tanto a nivel nacional como global. La diversidad genética de las variedades de algodón, resultado de milenios de domesticación y selección, ha sido conservada y desarrollada en gran parte por las comunidades indígenas, quienes han permitido el avance en el mejoramiento genético del cultivo autóctono.

- La introducción de cultivos transgénicos ha alterado el flujo génico hacia poblaciones silvestres y reducido la diversidad genética del algodón cultivado.
- La gestión del algodón transgénico en México ha revelado deficiencias en términos de medidas de bioseguridad de los OGM, poniendo en riesgo la diversidad genética del país. Las administraciones anteriores no han garantizado una protección adecuada, permitiendo la acumulación de transgenes que amenazan los cultivos originarios. La introducción de algodón genéticamente modificado (AGM) y la falta de barreras eficaces para el control de plantas voluntarias y ferales han elevado el riesgo de introgresión genética, afectando la agricultura convencional y los ecosistemas locales.
- La dispersión natural de semillas transgénicas y la ineficiencia de las actuales medidas de bioseguridad han conducido al establecimiento de algodones ferales, lo que compromete la biodiversidad y sostenibilidad de la agricultura mexicana. Además, el uso de herbicidas tóxicos y la falta de planificación y monitoreo efectivo han exacerbado estos problemas.
- Para proteger la integridad genética de los cultivos de algodón nativos y asegurar la sostenibilidad agrícola, es urgente implementar políticas más rigurosas de bioseguridad, fortalecer el monitoreo y la mitigación de riesgos, y promover prácticas que conserven la biodiversidad y la salud ambiental en México.
- Los sistemas naturales no son cerrados, existe un gran riesgo de contaminación de cuerpos de agua con agrotóxicos como el (glifosato, dicamba y glufosinato) y de dispersión de semillas de AGM a través de los afluentes de los ríos hacia las ANP. También hay un posible flujo génico de transgenes hacia especies silvestres de algodón. Además, existe un riesgo significativo de que las fibras y semillas de algodón genéticamente modificado se dispersen por zoocoría en un área extensa, influenciada por la distribución del ave *C. brunneicapillus*, que las utiliza para la construcción de sus nidos.
- El uso del glifosato, un herbicida ampliamente empleado en la agricultura moderna, presenta graves riesgos tanto para la salud humana como para el medio ambiente. Su exposición se ha asociado con enfermedades graves, incluyendo Parkinson y trastornos metabólicos, debido a su capacidad para alterar el equilibrio de aminoácidos esenciales y causar deficiencias nutricionales. Además, el glifosato y sus formulaciones comerciales, como Roundup®, han mostrado efectos adversos significativos, incluyendo estrés oxidativo y daño celular, que impactan la salud de trabajadores agrícolas y comunidades cercanas.
- El uso intensivo del glifosato, particularmente en cultivos genéticamente modificados, ha incrementado la presencia de este herbicida en alimentos básicos, lo que agrava la exposición humana. La falta de regulación adecuada y límites de residuos en alimentos y agua potable en países como México subraya la necesidad urgente de establecer y monitorear estándares más rigurosos para proteger la salud pública. Los efectos del glifosato también se extienden a las dinámicas socioeconómicas y ambientales, afectando la salud de las

comunidades locales, así como las actividades económicas esenciales como la apicultura y la pesca tradicional.

- El impacto del glifosato es complejo y multifacético, requiriendo una revisión exhaustiva de sus efectos sobre la salud y el medio ambiente. Es imperativo que se implementen políticas más estrictas y prácticas agrícolas sostenibles para mitigar estos riesgos y proteger tanto la salud de las personas como la integridad del entorno natural.
- El impacto del cambio climático y las regulaciones ambientales ha tenido efectos devastadores en las prácticas pesqueras tradicionales de la comunidad cucapá. La restricción del acceso al agua impuesta por el Tratado de Aguas de 1944 y la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California, sin una consulta adecuada a la comunidad, ha conducido a una pérdida significativa de biodiversidad y a conflictos legales, afectando gravemente su economía y subsistencia.
- La contaminación del agua, intensificada por la sobreexplotación del río Colorado y el uso de herbicidas como glifosato y dicamba, ha exacerbado estos problemas. Estos herbicidas alteran la biota acuática y deterioran las condiciones para la pesca tradicional de los cucapá, además de representar riesgos para la salud humana debido a efectos endocrinos y carcinogénicos.
- La falta de consulta y la imposición de restricciones sin considerar los derechos y conocimientos ancestrales de los cucapá subraya la tensión entre las políticas ambientales y los derechos indígenas. En este contexto, es esencial aplicar el principio precautorio, evaluando rigurosamente los impactos ambientales y socioeconómicos antes de permitir el uso de productos químicos en áreas cercanas a territorios indígenas. La protección de los recursos hídricos y la preservación de las prácticas culturales de los cucapá deben ser prioritarias en la formulación de políticas y en la toma de decisiones ambientales.
- La importancia de los sitios Ramsar, como el "Sistema de Humedales Remanentes del Delta del Río Colorado," radica en su papel crucial para la biodiversidad y los ecosistemas de la región. Este sistema de humedales, ubicado en una zona desértica, alberga una rica variedad de especies y proporciona hábitats esenciales para aves migratorias y residentes. La preservación de estos humedales es fundamental no solo para la biodiversidad local, sino también para la sustentabilidad de la región, dado que contribuye a la recarga de acuíferos, la prevención de inundaciones, y el tratamiento natural del agua.
- El análisis técnico sobre la SPLA 01_2023 y el paquete tecnológico asociado a los eventos MON-887Ø2-4 x MON-15985-7 x SYN-IR Ø2-7 x MON-887Ø1-3 x MON-88913-8 revela preocupaciones significativas. La aplicación de los herbicidas glifosato, dicamba y glufosinato en áreas cercanas a los sitios Ramsar podría generar efectos adversos sobre la biodiversidad, la salud humana y las funciones ecosistémicas. Aunque los polígonos de liberación no se superponen directamente con el área protegida, la proximidad y la potencial contaminación de cuerpos de agua que nutren estos humedales representan un riesgo considerable.

- La persistencia y toxicidad de los agrotóxicos, especialmente el glifosato y su metabolito AMPA, son preocupaciones adicionales. La acumulación prolongada y la movilidad de estos compuestos pueden afectar negativamente la calidad del agua y la salud de los ecosistemas acuáticos, afectando a las especies que dependen de estos hábitats.
- Basándose en las opiniones técnicas y los dictámenes de bioseguridad, es imperativo que el Gobierno de México actúe con cautela y considere la viabilidad de permitir el uso de estos eventos transgénicos cerca de los sitios Ramsar. La protección de estos humedales y su biodiversidad debe ser una prioridad para asegurar la sostenibilidad ambiental y el cumplimiento de los compromisos internacionales en conservación.
- La proximidad de los cultivos de algodón genéticamente modificado (AGM) a las Áreas Naturales Protegidas (ANP) como la Reserva de la Biósfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, Islas del Golfo de California, y El Pinacate y Gran Desierto de Altar, plantea riesgos ambientales significativos. La dispersión de semillas de algodón GM por la fauna, así como el uso de herbicidas como glifosato, glufosinato y dicamba, podría impactar negativamente en la biodiversidad local, especialmente en ecosistemas sensibles cercanos a estas áreas protegidas.
- Aunque la promotora ha presentado estudios que indican una gestión controlada de riesgos, las evaluaciones no abarcan completamente el impacto potencial en la biodiversidad más amplia y en los ecosistemas acuáticos adyacentes. Las preocupaciones de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) subrayan la necesidad de estudios más profundos para comprender los efectos posibles sobre artrópodos, aves no objetivo, y la contaminación de cuerpos de agua.
- La presencia de contaminantes como el glifosato puede contribuir a la eutrofización y alterar el equilibrio de nutrientes en cuerpos de agua, afectando a especies endémicas en peligro de extinción como la vaquita marina. La interacción entre las prácticas agrícolas y los ecosistemas de cuenca destaca la importancia de un enfoque de gestión integral que considere tanto las fuentes de contaminación como su dispersión.
- La cercanía de los cultivos AGM a áreas protegidas exige una evaluación exhaustiva de los impactos ambientales para proteger la salud de los ecosistemas y las comunidades locales. Las estrategias deben centrarse en minimizar el riesgo de contaminación y preservar la biodiversidad única de estas regiones.
- La introducción de OGM presenta una serie de desafíos socioeconómicos que requieren una evaluación exhaustiva, especialmente en contextos sensibles como el de las comunidades indígenas. En el caso de los cucapá, la liberación de OGM como el algodón transgénico podría exacerbar problemas ya existentes como la pérdida de biodiversidad, la contaminación del agua y la degradación cultural, al afectar sus prácticas tradicionales de pesca y agricultura.

- Además, la dependencia de tecnologías y semillas modificadas puede aumentar la vulnerabilidad económica de las comunidades rurales, alterando sus modos de vida y su autonomía cultural. La experiencia internacional, como la observada en India, muestra que la introducción de OGM puede llevar a una mayor presión económica y cultural, lo cual resalta la necesidad de precaución y un enfoque inclusivo en la toma de decisiones.
- Es fundamental que las políticas de bioseguridad consideren estos aspectos socioeconómicos y culturales, priorizando la consulta y el consentimiento de las comunidades afectadas, como los cucapá.

4. Referencias bibliográficas

[1] Comisión Intersecretarial de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados (Cibiogem). (s/f). Normativa en materia de bioseguridad. Recuperado de: https://conahcyt.mx/cibiogem/index.php/normatividad/normativa-en-materia-de-bioseguridad-2

[2] Comisión Intersecretarial de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados (Cibiogem). Protocolo para garantizar la libre determinación, en el marco del mecanismo de consulta a pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables, con relación a las solicitudes de liberación al ambiente de Organismos Genéticamente Modificados (OGM). Recuperado de https://lc.cx/q1WBSW

[3] Comisión Intersecretarial de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados (Cibiogem). (s/f). Principios, misión, visión y valores de la Cibiogem, Normativa. Recuperado de: https://conahcyt.mx/cibiogem/index.php/normatividad

[4] Comisión Intersecretarial de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados (Cibiogem). Protocolo para garantizar la libre determinación, en el marco del mecanismo de consulta a pueblos y comunidades indígenas, afromexicanas y equiparables, con relación a las solicitudes de liberación al ambiente de Organismos Genéticamente Modificados (OGM). Recuperado de https://lc.cx/q1WBSW

[5] Espinoza-Hernández, R. y D. Murcia. (2022). Soberanía Alimentaria. II. *En*: Contreras-Bustamante, R. y J. de la Fuente-Rodríguez (coords.). Facultad de Derecho, Universidad Nacional Autónoma de México. Tirant. pp. 1675-1676.

[6] Tesis XXVII.3o.9 CS, SJF, Décima Época, 9 de diciembre de 2016. ¿esta es la forma correcta de citar esta fuente y las dos siguientes?

[7] Tesis III.6o.A.24 A, SJF, Décima Época, 21 de agosto de 2020.

[8] Jurisprudencia 1a./J. 9/2022, SJF, Undécima Época, 01 de abril de 2022.

[9] Corte Interamericana de Derechos Humanos. (2017). Opinión Consultiva OC-23/17: Medio ambiente y derechos humanos. Recuperado de: https://www.corteidh.or.cr/docs/opiniones/seriea_23_esp.pdf

[10] Comité DH. (2019). Observación General Núm. 36 sobre el Artículo 6 del Pacto Internacional de Derechos Civiles y Políticos, relativo al derecho a la vida. Comité de Derechos Humanos. (CCPR/C/GC/36)

[11] Comité DESC. (2020). Observación General Núm. 25, relativa a la ciencia y los derechos económicos, sociales y culturales (artículo 15, párrafos 1.b, 2, 3 y 4 del Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales). Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales. (E/C.12/GC/25)

[12] Asamblea General de Naciones Unidas. (2022). El derecho humano a un medio ambiente limpio, saludable y sostenible.

[13] Comité DESC. (1999). Observación general Núm. 12, sobre El derecho a una alimentación adecuada (artículo 11 del Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales). Consejo Económico Social. Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales. (E/C.12/2000/4)

[14] Comité DESC. (2000). Observación general Núm. 14, sobre el derecho al disfrute del más alto nivel posible de salud (artículo 12 del Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales). Consejo Económico Social. Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales. (E/C.12/1999/5)

[15] Asamblea General de Naciones Unidas. (2022). *Op Cit*.

[16] Boyd, D. (2022). Derecho a un medio ambiente limpio, saludable y sostenible: el medio ambiente no tóxico. Consejo de Derechos Humanos. Recuperado de: https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/G22/004/51/pdf/G2200451.pdf?OpenElement

[17] Corte Interamericana de Derechos Humanos. (2017). Opinión Consultiva OC-23/17: Medio ambiente y derechos humanos. Recuperado de: https://www.corteidh.or.cr/docs/opiniones/seriea_23_esp.pdf

[18] Comité DESC. (2020). *Op cit*.

[19] Comisión Mundial de Ética del Conocimiento Científico y la Tecnología. (2005). Informe del Grupo de Expertos sobre el principio precautorio. Recuperado de: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000139578_spa

[20] SCJN, Jurisprudencia 1a./J. 9/2022, SJF, Undécima Época, 01 de abril de 2022.

[21] Comisión Mundial de Ética del Conocimiento Científico y la Tecnología. (2005). *Op cit*.

[22] Diario Oficial de la Federación (DOF). (2008). CATALOGO de las Lenguas Indígenas Nacionales: Variantes Lingüísticas de México con sus autodenominaciones y referencias geoestadísticas. Recuperado de: https://www.inali.gob.mx/pdf/CLIN_completo.pdf

[23] Esri. (s/f). Zona de influencia (Análisis). ArcGIS Pro. Recuperado de https://lc.cx/YCb0e6

[24] Alavez-Gómez, V., Cuervo-Robayo, A.P., Martínez-Meyer, E., Wegier, A. (2021). Eco-Geography of Feral Cotton: A Missing Piece in the Puzzle of Gene Flow Dynamics Among Members of *Gossypium hirsutum* Primary Gene Pool. *Front Ecol Evol*, 9:1-19. https://doi.org/10.3389/fevo.2021.653271

[25] Wendel, J. F., & Grover, C. E. (2015). Taxonomy and evolution of the cotton genus, Gossypium. Cotton, 57, 25–44.

[26] Alavez, V., Vega, M., Cedillo, A. G., Pacheco, R. H., & Wegier, A. (2020). Gossypium aridum (Rose y Standley ex Rose) Skovsted Gossypium armourianum KearneyGossypium barbadense Linnaeus Gossypium davidsonii Kellogg Gossypium gossypioides (Ulbrich) Standley Gossypium harknessii Brandegee Gossypium hirsutum Linnaeus Gossypium laxum Phillips Gossypium lobatum Gentry Gossypium schwendimanii Fryxell and S. Koch Gossypium thurberi Todaro Gossypium trilobum Skovsted Gossypium turneri Fryxell Malvaceae. In A. Casas & J. J. Blancas Vázquez (Eds.), *Ethnobotany of the Mountain Regions of Mexico* (pp. 1–31). Springer International Publishing.

[27] Brubaker, C. L., & Wendel, J. F. (1994). Reevaluating the origin of domesticated cotton(Gossypium hirsutum; Malvaceae) using nuclear restriction fragment length polymorphisms(RFLPs). In *American Journal of Botany* (Vol. 81, Issue 10,pp. 1309–1326). https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1994.tb11453.x

[28] Fryxell, P. A. (1979). *The natural history of the cotton tribe (Malvaceae, tribeGossypieae)*. Texas A & M University Press.

[29] Ulloa, M., Stewart, J. M., Garcia-C., E. A., Godoy-A., S., Gaytan-M., A., & Acosta, N. S. (2006). Cotton Genetic Resources in the Western States of Mexico: In situ Conservation Status and Germplasm Collection for ex situ Preservation. *Genetic Resources and Crop Evolution*, *53*(4), 653–668.

[30] Wegier, A., Piñeyro-Nelson, A., Alarcón, J., Gálvez-Mariscal, A., Alvarez-Buylla, E. R., & Piñero, D. (2011). Recent long-distance transgene flow into wild populations conforms to historical patterns of gene flow in cotton (Gossypium hirsutum) at its centre of origin. *Molecular Ecology*, *20*(19), 4182–4194.

[31] Wegier, A. L. (2013). Diversidad genética y conservación de Gossypium hirsutum silvestre y cultivado en México [PhD thesis]. *México DF: Universidad Nacional Autónoma de México*.

[32] Wendel, J. F., Brubaker, C. L., & Percival, A. E. (1992). Genetic diversity in Gossypium hirsutum and the origin of upland cotton. *American Journal of Botany*, *79*(11), 1291–1310.

[33] Wendel, J. F., & Grover, C. E. (2015). *Op. Cit.*
[34] Casas, A., Otero-Arnaiz, A., Pérez-Negrón, E., & Valiente-Banuet, A. (2007). In situ management and domestication of plants in Mesoamerica. *Annals of Botany*, *100*(5), 1101–1115.
[35] Alavez, *et al*., (2021). *Op. Cit.*
[36] Alavez, *et al*., (2020). *Op. Cit.*
[37] Alavez, *et al*., (2021). *Op. Cit.*
[38] Wendel, J. F., & Grover, C. E. (2015). *Op. Cit.*
[39] Harlan, J. R., & Wet, J. M. J. (1971). Toward a rational classification of cultivated plants.Taxon, 20(4), 509–517.
[40] Andersson, M. S., & de Vicente, M. C. (2010). Gene Flow Between Crops and Their Wild Relatives. JHU Press.
[41] Wegier, A., Vega, M., & Alavez, V. (2019). Gossypium barbadense. In IUCN Red List of Threatened Species.
[42] Grover, C. E., Arick, M. A., 2nd, Thrash, A., Conover, J. L., Sanders, W. S., Peterson, D. G., Frelichowski, J. E., Scheffler, J. A., Scheffler, B. E., & Wendel, J. F. (2019). Insights into the Evolution of the New World Diploid Cottons (Gossypium, Subgenus Houzingenia) Based on Genome Sequencing. Genome Biology and Evolution, 11(1), 53–71.
[43] Wendel, J. F., & Grover, C. E. (2015). *Op. Cit.*
[44] Wendel, J. F., & Percival, A. E. (1990). Molecular divergence in the Galapagos Islands—Baja California species pair,Gossypium klotzschianum andG. davidsonii (Malvaceae). Plant Systematics and Evolution = Entwicklungsgeschichte Und Systematik Der Pflanzen, 171(1), 99–115.
[45] Shim, J., Mangat, P. K., & Angeles-Shim, R. B. (2018). Natural variation in wild Gossypium species as a tool to broaden the genetic base of cultivated cotton. J. Plant Sci. Curr. Res, 2(005). https://www.researchgate.net/profile/Junghyun-Shim/publication/325324386_Natural_variation_in_wild_Gossypium_species_as_a_tool_to_broaden_the_genetic_base_of_cultivated_cotton/links/5b7d84fea6fdcc5f8b5c3eb8/Natural-variation-in-wiLd-Gossypium-species-as-a-tool-to-broaden-the-genetic-base-of-cultivated-cotto n.pdf
[46] Ulloa, M. (2014). The diploid D genome cottons (Gossypium spp.) of the new world. In World Cotton Germplasm Resources. InTech.
[47] Shim, et al., (2018). *Op. Cit.*
[48] Fryxell, P. A., (1979). *Op Cit.*
[49] Fryxell, P. A. (1992). A revised taxonomic interpretation of Gossypium L.(Malvaceae). Rheedea: Official Journal of Indian Association for Angiosperm Taxonomy, 2(2), 108–165.
[50] Kuester, A. P., Jones, R. W., Sappington, T. W., Kim, K. S., Barr, N. B., Roehrdanz, R. L., Senechal, P., & Nason, J. D. (2012). Population Structure and Genetic Diversity of the Boll Weevil (Coleoptera: Curculionidae) on Gossypium in North America. Annals of the Entomological Society of America, 105(6), 902–916.
[51] Yescas-Romo, K. F., Hayano-Kanashiro, C., & Molina-Freaner, F. (2024). Pollination biology of Gossypium turneri: Autonomous selfing provides reproductive assurance in an endangered wild cotton from Sonora, Mexico. Plant Species Biology. https://doi.org/10.1111/1442-1984.12474
[52] McKibben, G. H., Willers, J. L., Smith, J. W., & Wagner, T. L. (1991). Stochastic Model for Studying Boll Weevil Dispersal. Environmental Entomology, 20(5), 1327–1332.
[53] Silberbauer, L., Yee, M., Del socorro, A., Wratten, S., Gregg, P., & Bowie, M. (2004).Pollen grains as markers to track the movements of generalist predatory insects in agroecosystems. International Journal of Pest Management, 50(3), 165–171.

[54] Bowman, D. T., O. L. May and D. S. Calhoun (1996) Genetic Base of Upland Cotton Cultivars Relaased between 1970 and 1990. *Crop Science,* 36:577-581.

[55] Lemeshev N. K. (1978) Algodón I. Formas locales y silvestres como fuentes de germoplasma. Análisis de los Recursos Genéticos disponibles a México. Sociedad Mexicana de Fitogenética, A.C. 385-387.

[56] Lemeshev N. K. (1978) Algodón I. Formas locales y silvestres como fuentes de germoplasma. Análisis de los Recursos Genéticos disponibles a México. Sociedad Mexicana de Fitogenética, A.C. 385-387.

[57] Lemeshev N. K. (1978) Algodón I. Formas locales y silvestres como fuentes de germoplasma. Análisis de los Recursos Genéticos disponibles a México. Sociedad Mexicana de Fitogenética, A.C. 385-387.

[58] Lemeshev N. K. (1978) Algodón I. Formas locales y silvestres como fuentes de germoplasma. Análisis de los Recursos Genéticos disponibles a México. Sociedad Mexicana de Fitogenética, A.C. 385-387.

[60] Lemeshev N. K. (1978) Algodón I. Formas locales y silvestres como fuentes de germoplasma. Análisis de los Recursos Genéticos disponibles a México. Sociedad Mexicana de Fitogenética, A.C. 385-387.

[61] Poelham, J. M. y Sleper, D. A. 2003. Mejoramiento genético de las cosechas. Edit. Limusa. 385 p.

[62] Sunilkumar, G.; Campbell, M. L.; Puckhaber, L.; Stipanovic, D. R. and Rathore, S. K. 2006. Engineering cottonseed for use in human nutrition by tissue-specific reduction of toxic gossypol. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA. 103(48):18054-18059.

[63] Pérez-Mendoza C., Ma. del R. Tovar-Gómez, Q. Obispo-González, F. de J. Legorreta-Padilla y J. A. Ruiz-Corra (2016) Recursos genéticos del algodón en México: conservación ex situ, in situ y su utilización. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas 7(1):5-16.

[64] Alavez, *et al.,* (2020). *Op. Cit*.

[65] Wegier, A., Piñeyro-Nelson, A., Alarcón, J., Gálvez-Mariscal, A., Álvarez-Buylla, E. R., & Piñero, D. (2011). Recent long-distance transgene flow into wild populations conforms to historical patterns of gene flow in cotton (Gossypium hirsutum) at its centre of origin. *Molecular ecology*, Mol Ecol., 20(19):4182-94. doi: 10.1111/j.1365-294X.2011.05258.x. Epub 2011 Sep 8. PMID: 21899621.

[66] Shim, J., Mangat, P. K., & Angeles-Shim, R. B. (2018). Natural variation in wild Gossypium species as a tool to broaden the genetic base of cultivated cotton. *J. Plant Sci. Curr. Res*, *2*(005).

[67] Rocha-Munive M. G., M Soberón, S. Castañeda, E. Niaves, E. Scheinvar,L. E. Eguiarte, … and V. Souza (2018) Evaluation of the impactof genetically modified cotton after 20 years of cultivation in Mexico. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 6:82. https://doi.org/10.3389/fbioe.2018.00082

[68] EPA. (1998). EFED Methamidophos: Revision of EFED risk assessment for the reregistration eligibility decision (RED). Document to include registrant´s comments. 73 p. United States Environmental Protection Agency (USEPA). Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, Washington DC, USA

[69] Seetharaman, G., Boureau, E.T. (21 de enero 2018). These two issues could put the brakes on the Bt cotton story. *The Economic Times*. Recuperado de: https://economictimes.com/newa/economy/agriculture/the-brakes-are-applied-on-the-bt-cotton-story/articleshow/62583116.cms?from=mdr

[70] Seetharaman, G., Boureau, E.T. (21 de enero 2018). *Op Cit*.

[71] Velázquez-López R., Wegier, A. Alavez-Gómez, V. Pérez-López, J., Vázquez-Ramos, V., Arroyo-Lambar, D., Ponce-Mendoza, A., E-Kunin, W. (2018). The mating system of the wild-to-

domesticated complex of *Gossypium hirsutum* L. Is mixed. *Front Plant Sci*., 9:1-14. https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00574

[72] Hernández-Terán, A., Wegier, A., Benítez, M., Lira, R., Sosa Fuentes, T. G., & Escalante, A.E. (2019). In vitro performance in cotton plants with different genetic backgrounds: the case of Gossypium hirsutum in Mexico, and its implications for germplasm conservation. PeerJ, 7, e7017.

[73] Pérez-López, J., Alavez, V., Cerritos, R., Andraca-Gómez, G., Fornoni, J., & Wegier, A. (2023). Residual Effects of Transgenic Cotton on the Intestinal Microbiota of Dysdercus concinnus. Microorganisms, 11(2).

[74] Vázquez-Barrios, V., Boege, K., Sosa-Fuentes, T. G., Rojas, P., & Wegier, A. (2021). Ongoing ecological and evolutionary consequences by the presence of transgenes in a wild cotton population. In Scientific Reports (Vol. 11, Issue 1). https://doi.org/10.1038/s41598-021-81567-z

[75] Vega, M., Quintero-Corrales, C., Mastretta-Yanes, A., Casas, A., López-Hilario, V., & Wegier, A. (2023). Multiple domestication events explain the origin of Gossypium hirsutum landraces in Mexico. Ecology and Evolution, 13(3), e9838.

[76] Hernández-Terán, *et al.,* (2019). *Op. Cit.*

[77] Wegier, A. *et al*. (2011). *Op Cit.*

[78] Wegier, A. *et al*. (2011). *Op Cit.*

[79] Vázquez-Barrios, V., Boege, K., Sosa-Fuentes, T.G. *et al*. (2021). Ongoing ecological and evolutionary consequences by the presence of transgenes in a wild cotton population. *Sci Rep*, 11, 1959 (2021). https://doi.org/10.1038/s41598-021-81567-z

[80] Vega, M., Quintero-Corrales, C., Mastretta-Yanes, A., Casas, A., López-Hilario, V., Wegier, A. (2023). Multiple domestication events explain the origin of *Gossypium hirsutum* landraces in Mexico. *Ecology and Evolution*, 13: e9838. https://doi.org/10.1002/ece3.9838.

[81] Downes, S., Parker, T., Mahon, R. (2010). Incipient resistance of *Helicoverpa punctigera* to the Cry2Ab Bt toxin in Bollgard II cotton. *pLoS One* 5: e12567.

[82] Carriére, Y., Crickmore, N. and Tabashnik, B.E. (2015). Optimizing pyramided transgenic Bt crops for sustainable pest management. *Nat. Biotechnol*., 33, 161-168.

[83] Bagla, P. India. (2010). Hardy cotton-munching pests are latest blow to GM crops. *Science*, 19;327(5972):1439. doi: 10.1126/science.327.5972.1439. PMID: 20299559.

[84] Downes, S. *et al.* (2010). *Op Cit.*

[85] Gassmann, A. J., Carriére, Y., & Tabashnik, B. E. (2011). Fitness costs of insect resistance to *Bacillus thuringiensis*. *Annual Review of Entomology*, 54, 147—163.

[86] Tabashnik (2008). Asymmetrical cross-resistance between Bassillus thuringiensis toxins Cry1Ac and Cry2Ab in pink bollworm. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 106,11889— 11894.

[87] Jin, L., Zhang, H. N., Lu, Y. H., Yang, Y. H., Wu, K. M., Tabashnik, B. E., & Wu, Y. D. (2015). Large-scale test of the natural refuge strategy for delaying insect resistance to transgenic Bt crops. *Nature Biotechnology*, 33, 169-174.

[88] Zhang, H. N., Wu, S. W., Yang, Y. H., Tabashnik, B. E., & Wu, Y. D. (2012). Non- recessive Bt toxin resistance conferred by an intracellular cadherin mutation in field- selected populations of cotton bollworm. *pLoS One*, 7, e534 18.

[89] Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). (s/f). Anuario estadístico de la producción agrícola. Recuperado de: https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/

[90] Subcomité Especializado en Algodón Genéticamente Modificado (GT-AGM). (2023). Entregables del grupo de trabajo. Cibiogem. Recuperado de: https://dev-cibiogem.crip.conacyt.mx/actividades-de-los-subcomites-especializados-durante-el-periodo-2019-2024/

[91] Rosen, C. (3 de marzo de 2021). Algodón transgénico impacta en especies silvestres. *Biodiversidad LA*. Recuperado de: https://www.biodiversidadla.org/Noticias/Algodon-transgenico-impacta-en-especies-silvestres
[92] Wegier, A. *et al*. (2011). *Op Cit.*
[93] Velázquez-López, *et al.,* (2018). *Op Cit.*
[94] Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAP. (1999). Plan De Manejo Reserva de la Biósfera Río Lagartos. Recuperado de: https://simec.conanp.gob.mx/pdf_libro_pm/57_libro_pm.pdf
[95] Montes E, *et al.* (2017). Assessment of gene flow between Gossypium hirsutum and G. herbaceum: Evidence of unreduced gametes in the diploid progenitor. *G3 Genes, Genomes, Genet*, 7:2185-93.
[96] Goettsch, B. *et al.* (2021). Extinction risk of Mesoamerican crop wild relatives. *Plants, People, Planet 3(6): 775.795.* https://doi.org/10.1002/ppp3.10225
[97] Goettsch, B. *et al*., (2021). *Op Cit.*
[98] *Idem*
[99] Zhang, F., Zhu, G., Du, L. *et al*. (2016). Genetic regulation of salt stress tolerance revealed by RNA-Seq in cotton diploid wild species, *Gossypium davidsonii*. *Nature Scientific Reports*, 6:20582. https://doi.org/10.1038/srep20582
[100] Vázquez-Barrios *et al*., (2021). *Op Cit.*
[101] Smith, C. E., & Stephens, S. G. (1971). Critical identification of Mexican archaeological cotton remains. Economic Botany, 25(2), 160–168.
[102] Alavez, V., *et al.,* (2021). *Op. Cit.*
[103] *Idem*
[104] *Idem*
[105] Wegier, A. *et al*. (2011). *Op Cit.*
[106] *Idem*
[107] Devaux, C., Lavigne, C., Austerlitz, F., & Klein, E. K. (2007). Modelling and estimating pollen movement in oilseed rape (Brassica napus) at the landscape scale using genetic markers. Molecular Ecology, 16(3), 487–499.
[108] Gressel, J. (2005). Crop Ferality and Volunteerism. CRC Press.
[109] Alavez, V., *et al.,* (2021). *Op. Cit.*
[110] Wegier A, et al. (2011). *Op Cit.*
[111] Hernández-Terán A, *et al*. (2019). *In vitro* performance in cotton plants with different genetic backgrounds: The case of *Gossypium hirsutum* in Mexico, and its implications for germplasm conservation. *PeerJ.* 2019 Jun 10;7:e7017. doi: 10.7717/peerj.7017
[112] Vega, M. *et al*. (2023). *Op Cit.*
[113] Pérez-López, J., Alavez, V., Cerritos, R., Andraca-Gómez, G., J. Fornoni, J., Wegier, A. (2023). Residual Effects of Transgenic Cotton on the Intestinal Microbiota of *Dysdercus concinnus*. *Microorganisms,* 11: 261. https://doi.org/10.3390/microorganisms11020261
[114] Alavez, *et al.,* (2021). *Op Cit.*
[115] *Idem*
[116] *Idem*
[117] Velázquez-López *et al*. (2018). *Op Cit.*
[118] Pérez-Mendoza C., Ma. del R. Tovar-Gómez, Q. Obispo-González, F. de J. Legorreta-Padilla y J. A. Ruiz-Corra (2016) Recursos genéticos del algodón en México: conservación ex situ, in situ y su utilización. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas 7(1):5-16.
[119] Zhang J., R Flynn, E. S. Hughs, S. Bajaj, C. Waddell and D. C. Jones (2011) Registration of 'Acala 1517–08' Cotton. Journal of Plant 5:156–163.
[120] Palomo-Gil A., S. Godoy-Ávila y E. A. García-Castañeda (1993) Cian-95: Nuevo cultivar de algodón con alta calidad de fibra. Revista Fitotecnia Mexicana. 16(1): 90.

[121] Palomo-Gil A. (1988) "Nazas-87" Nueva variedad de algodonero para la Comarca Lagunera. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias, Centro de investigaciones agrícolas del Norte, Campo Experimental de la Laguna. Folleto 9:10 p.

[122] Palomo-Gil A., S. Godoy-Ávila y E. A. García-Castañeda (1990). Registro de Juárez-91 al Catálogo de Variedades de variedades vegetales. Investigaciones Forestales y Agropecuarias, Centro de investigaciones agrícolas del Norte, Campo Experimental de la Laguna.

[123] Palomo-Gil A., S. Godoy-Ávila y E. A. García-Castañeda (1990). Registro de Juárez-91 al Catálogo de Variedades de variedades vegetales. Investigaciones Forestales y Agropecuarias, Centro de investigaciones agrícolas del Norte, Campo Experimental de la Laguna.

[124] Palomo-Gil A., S. Godoy-Ávila y E. A. García-Castañeda (1990). Registro de Juárez-91 al Catálogo de Variedades de Variedades Vegetales con registro ALG-002-251102. Investigaciones Forestales y Agropecuarias, Centro de investigaciones agrícolas del Norte, Campo Experimental de la Laguna.

[125] Palomo-Gil A., S. Godoy-Ávila y E. A. García-Castañeda (1993) Cian-95: Nuevo cultivar de algodón con alta calidad de fibra. Revista Fitotecnia Mexicana. 16(1): 90.

[126] Palomo-Gil A., S. Godoy-Ávila, A. Gaytán-Mascorro y E. A. García-Castañeda (2003) CIAN PRECOZ: Variedad de algodón de ciclo corto y tolerante a la enfermedad "Secadera tardía" (*Verticillium dahliae* K.)

[127] Gaytán-Mascorro A., A. Palomo-Gil A., D. G. Reta-Sánchez, S. Godoy-Ávila y E. A. García-Castañeda (2004) Respuesta del algodón cv. Cian Precoz 3 al espaciamiento entre surcos y densidad de poblacional. I. Rendimiento, precocidad y calidad de fibra. OYTON 57-67.

[128] Palomo-Gil A., A. Ogaz, A. Espinoza-Banda, S. A. Rodríguez-Herrera, E. Gutiérrez-Del Rio. (2006a). Surcos Ultra-Estrechos, Densidad Poblacional y su Efecto en el Rendimiento de Algodón. Libro científico anual, Agricultura, Ganadería y Ciencia Forestal en la UAAAN. 66-71.

[129] Palomo-Gil A., O. O. Estrada-Torres, A. Espinoza-Banda, O. Antuna-Grijalva y N. A. Ruiz-Torres (2006b). Surcos Ultra-Estrechos, Variedades y su Efecto en el Rendimiento de Algodón. Libro científico anual, Agricultura, Ganadería y Ciencia Forestal en la UAAAN. 72-78.

[130] Estrada-Torres O. O., A. Palomo-Gil, A. Espinoza-Banda, S. A. Rodríguez-Herrera y N. A. Ruiz-Torres. (2008). Rendimiento y calidad de fibra del algodón cultivado en surcos ultra-estrechos. *Revista Fitotecnia Mexicana*. 31(3):79-83.

[131] Orozco-Vidal J. A., P. Yescas-Coronado, M. A. Segura-Castruita, R. Valdez-Cepeda, E. Martínez-Rubín de Celis, J. A. Montemayor-Trejo, M. Fortis-Hernández & P. Preciado-Rangel (2011) Análisis de crecimiento de tres variedades de algodón (*Gossypium hirsutum* L.) en una región árida de México. *Phyton (Buenos Aires)*, *80*(1), 47-52.

[132] Ramírez-Seañez A. R., J. G. Contreras-Martínez, A. Palomo-Gil, V. de P. Álvarez-Reyna, S. A. Rodríguez-Herrera, M. García-Carrillo (2012) Producción de biomasa de algodón en surcos ultra-estrechos y densidad poblacional. *Agronomía Mesoamericana*, 23(2):259-267.

[133] Fowler J. L. and L. L. Ray (1977) Response of two cotton genotypes to five equidistant spacing patterns. Agron. J. 69:733-738.

[134] Gerik, T. J., R. G. Lemon, K. L. Faver, T. A. Hoelewyn, and M. Jungman (1998) Performance of ultra-narrow row cotton in central Texas. Reprinted from the Proceedings of the Beltwide Cotton Confwrence, National Cotton Council, Memphis, TN. 2:1406–1409.

[135] Jost P. H. and J. T. Cothren (2001) Phenotypic alterations and crop maturity differences in ultra-narrow row and conventionally spaced cotton. *Crop Science,* 41:1150–1159.

[136] Vories, E. D., T. D. Valco, K. J. Bryant, and R. E. Glover (2001) Three-year comparison of conventional and ultra narrow row cotton production systems. *Appl. Eng. Agric*., 17:583–589.

[137] Vories, E. D., and R. E. Glover (2006) Comparison of Growth and Yield Components of Conventional and Ultra-narrow Row Cotton. *Journal of Cotton Science,* 10:235–243.

[138] Berdnarz C. W., S. M. Brown and M. J. Bader (1999) Ultra Narrow Row Cotton research in Georgia. In proc. Beltwide Cotton Conf., Orlando, FL. National Cotton Counc. Am., Menphis, TN. 580 p.

[139] Heitholt, J. J., W. T. Pettigrew, and W. R. Meredith Jr. (1993) Growth, Boll Opening Rate, and Fiber Properties of Narrow Row Cotton. *Agronomy Journal,* 85:590-594.

[140] Worley S., T. W. Culp and D. C. Harrell (1974) The relative contributions of yield components to lint yield of upland cotton, Gossypium hirsutum L. *Euphytica*, 23:399–403.

[141] Ávila-Miramontes J. A., J. M. Ávila-Salazar, D. Martínez-Heredia y F. J. Rivas-Santoyo (2014-9) El cultivo del algodón Generalidades y sistemas de producción en el Noroeste de México. Universidad de Sonora y División de Ciencias Biológicas y de la Salud. Departamento de agricultura y ganadería. 98 p.

[142] Herrera-Andrade J. L., S. Guzmán-Ruiz y E. Loza-Venegas. (2010). Guía para Producir Algodón en el Valle de Mexicali, B.C., y San Luis Rio Colorado, Son. SAGARPA-INIFAP-CIRNOCEVMEXI. Pub. # 54. Mexicali, B.C.

[143] Ramírez-Seañez A. R., J. G. Contreras-Martínez, A. Palomo-Gil, V. de P. Álvarez-Reyna, S. A. Rodríguez-Herrera, M. García-Carrillo. (2012). Producción de biomasa de algodón en surcos ultra-estrechos y densidad poblacional. *Agronomía Mesoamericana*, 23(2):259-267.

[144] Ramírez-Seañez A. R., J. G. Contreras-Martínez, A. Palomo-Gil, V. de P. Álvarez-Reyna, S. A. Rodríguez-Herrera, M. García-Carrillo (2012) Producción de biomasa de algodón en surcos ultra-estrechos y densidad poblacional. *Agronomía Mesoamericana*, 23(2):259-267.

[145] Orozco-Vidal J. A., P. Yescas-Coronado, M. A. Segura-Castruita, R. Valdez-Cepeda, E. Martínez-Rubín de Celis, J. A. Montemayor-Trejo, M. Fortis-Hernández & P. Preciado-Rangel. (2011). Análisis de crecimiento de tres variedades de algodón (*Gossypium hirsutum* L.) en una región árida de México. *Phyton (Buenos Aires)*, *80*(1), 47-52.

[146] Estrada-Torres O. O., A. Palomo-Gil, A. Espinoza-Banda, S. A. Rodríguez-Herrera y N. A. Ruiz-Torres. (2008). Rendimiento y calidad de fibra del algodón cultivado en surcos ultra-estrechos. *Revista Fitotecnia Mexicana*. 31(3):79-83.

[147] Gaytán-Mascorro A., A. Palomo-Gil A., D. G. Reta-Sánchez, S. Godoy-Ávila y E. A. García-Castañeda (2004) Respuesta del algodón cv. Cian Precoz 3 al espaciamiento entre surcos y densidad de poblacional. I. Rendimiento, precocidad y calidad de fibra. *OYTON,* 57-67.

[148] Palomo-Gil A., S. Godoy-Ávila, A. Gaytán-Mascorro y E. A. García-Castañeda (2003) CIAN PRECOZ: Variedad de algodón de ciclo corto y tolerante a la enfermedad "Secadera tardía" (*Verticillium dahliae* K.). Revista Fitotecnia Mexicana 26(3):167-171.

[149] Palomo-Gil A., A. Gaytán-Mascorro, R. Faz-Contreras, Reta-Sánchez D. G. and E. Gutiérrez-Del Río (2004) Cotton yield and fiber quality in response to nitrogen rate and number of irrigations. Terra Latinoamericana. 22(3):299-305.

[150] Palomo-Gil A., *et al*. (2004). *Op Cit*.

[151] Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (Sader). (agosto 2020). Campaña contra plagas reglamentadas del Algodonero. Recuperado de http://sdr.chihuahua.gob.mx/Archivos_portal/CONCURRENCIA/2019/Compendio_Evaluacion_y_Monitoreo/Programa%20de%20Sanidad%20e%20Inocuidad%20Agroalimenta

ria%20Campa%C3%B1a%20Plagas%20Reglamentadas%20del%20Algodonero%202019.pdf

[152] Agricultura. (Octubre 2023). Onceavo informe mensual campaña contra plagas reglamentadas del algodonero 2023. Recuperado de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/885808/11_Noviembre_de_2023._PR Algodonero.pdf

[153] Rocha-Munive, M. G., Soberón, M., Castañeda, S., Niaves, E., Scheinvar, E., Eguiarte, L. E., Mota-Sánchez, D., Rosales-Robles, E., Nava-Camberos, U., Martínez-Carrillo, J. L., Blanco, C. A., Bravo, A., and Souza, V. (2018). Evaluation of the impact of genetically modified cotton after 20 years of cultivation in Mexico. *Front. Bioeng. Biotechnol.*, 6: 82. doi: 10.3389/fbioe.2018.00082

[154] Maltos-Buendía J., U. Nava-Camberos, A. D. Rivera-Zamarripa, V. Ávila-Rodríguez y H. Sánchez-Gálvan. (2023). Efectos de insecticidas sobre las densidades de mosca blanca, *Bemisia tabaci* (Gennadius, 1889) (Hemiptera: Aleyrodidae), y su grado de parasitismo en algodonero. XXXV Semana Internacional de Agronomía. 713-721.

[155] Maltos-Buendía J., U. Nava-Camberos, E. Hernández-Leal, I. Franco-Gaytán y A. D. Rivera-Zamarripa (2023) Efectos de insecticidas de amplio espectro y biorracional sobre la densidad poblacional de mosca blanca, *Bemisia tabaci* y sus enemigos naturales en el algodonero. XXXV Semana Internacional de Agronomía, Universidad Juárez del estado de Durango, Facultad de Agricultura y Zootecnia. 722-730.

[156] Hernández-Mendoza J. L. (2011). Uso de Trichoderma spp., en algodonero. Comité Nacional Sistema Producto Algodón (CNSPA), A.C. *Algodón Mexicano,* (9):10-13.

[157] USDA. (s/f). National Organic Program. Recuperado de: https://www.ams.usda.gov/about-ams/programs-offices/national-organic-program

[158] Diario Oficial de la Federación (DOF). (2006). Ley de productos orgánicos. Recuperada de: https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LPO.pdf

[159] Fundación Produce Chihuahua. (2015) Paquete Tecnológico para Algodón. Recuperado de: https://producechihuahua.org/paqs/PT-0001Algodon1.pdf

[160] Valavanidis, A. (2018). Glyphosate, the Most Widely Used Herbicide. Health and safety issues. Why scientists differ in their evaluation of its adverse health effects. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/323727351_Glyphosate_the_Most_Widely_Used_Herbicide_Health_and_safety_issues_Why_scientists_differ_in_their_evaluation_of_its_adverse_health_effects

[161] Qian, T., Tang, J., Ren, X. y Li, C. (2020). Glyphosate exposure induces inflammatory responses in the small intestine and alters gut microbial composition in rats. *Environmental Pollution* 261. Recuperado de https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32045792/

[162] Monsanto. (2008). Antecedentes. En: Historia de los herbicidas a base de glifosato. Recuperado de: http://www.monsantoglobal.com/global/py/productos/documents/1-herbicidas-glifosato.pdf

[163] Buffin D. y T. Jewell. (2001). Health and Environmental Impacts of Glyphosate. The implications of increased use of glyphosate in association with genetically modified crops. *The Pesticide Action Reino Unido. 40 pp.*

[164] Duke, S., Dayan, F. (2011). Bioactivity of Herbicides, Editor M. Moo-Young. Comprehensive Biotechnology. Academic Press. doi.org/10.1016/B978-0-08-088504-9.00273-7.

[165] IARC. (2015). Monograph on Glyphosate. Recuperado de: https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono112-10.pdf

[166] IARC. (2016). Q&A on Glyphosate. Recuperado de: https://www.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/11/QA_Glyphosate.pdf

[167] Benbrook, M.C. (2019). How did the US EPA and IARC reach diametrically opposed conclusions on the genotoxicity of glyphosate-based herbicides? Recuperado de: https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/s12302-018-0184-7

[168] ATSDR. (2019). U.S. Department of Health and Human Services. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. *Toxicological Profile for Glyphosate*. Estados Unidos de América. Recuperado de: https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp214.pdf

[169] Martín, E. (2020). Antología Toxicológica del Glifosato. 5ta. Edición. Naturaleza de derechos. Argentina. 269 pp. Recuperado de: https://drive.google.com/file/d/1p7hce9yx60zwxzOVdq9civxTtPpu-9Lz/view

[170] EPA. 2020. Draft National Level Listed Species Biological Evaluation for Glyphosate. United States Environmental Protection Agency. Recuperado de: https://www.epa.gov/endangered-species/draft-national-level-listed-species-biological-evaluation-glyphosate

[171] Benbrook, M.C. (2016). Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. *Environment Science Europe*. 28:3. Recuperado de: https://enveurope.springeropen.com/track/pdf/10.1186/s12302-016-0070-0

[172] Woodburn, A. T. (2000). Glyphosate: Production, pricing and use worldwide. *Pest Management Science*, 56(4), 309-312. https://doi.org/10.1002/(SICI)1526-4998(200004)56:4<309:AID-PS143>3.0.CO;2-C

[173] ISAAA (2018). Global Status of Commercialized Biotech/GM Crops: 2018. Recuperado de: http://www.isaaa.org/resources/publications/briefs/54/default.asp

[174] Mesnage, R., Benbrook, C. y Antoniou, M.N. (2019) Insight into the confusion over surfactant co-formulants in glyphosate-based herbicides, *Food and Chemical Toxicology*, 128: 137, 145 doi.org/10.1016/j.fct.2019.03.053.

[175] *Íbidem*.

[176] EPA, (1997). Pesticide regulation notice 97-6. Use of the term "inert" in the label ingredients statement. Available from: https://www.epa.gov/pesticide-registration/prn-97-6-use-term-inert-label-ingredients-statement.

[177] Mesnage, R., Defarge, N., Spiroux de Vendomois, J. y Seralini, G.E. (2015). Potential toxic effects of glyphosate and its commercial formulations below regulatory limits. *Food Chem. Toxicol*., 84, 133–153.

[178] Mesnage, R. y Antoniou, M.N. (2017). Ignoring adjuvant toxicity falsifies the safety profile of commercial pesticides. *Front Public Health*, 5, 361.

[179] Székács, A. (2017). Mechanism-related teratogenic, hormone modulant and other toxicological effects of veterinary and agricultural surfactants. *Insights Vet Sci*, 024–031

[180] EFSA, (2015). Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance glyphosate. *EFSA Journal,* 13, 4302. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2015.4302

[181] Maggi, F., la Cecilia, D., Tang, F. H. M., y McBratney, A. (2020). The global environmental hazard of glyphosate use. *The Science of the Total Environment*, 717, 137167.

[182] Mañas, F., Peralta, L., Raviolo, J., García Ovando, H., Weyers, A., Ugnia, L., Gonzalez Cid, M., Larripa I. y Gorla, N. (2009). Genotoxicity of AMPA, the environmental metabolite of glyphosate, assessed by the Comet assay and cytogenetic tests. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(3).

[183] Bai, S.H. y Ogbourne, S.M. (2016). Glyphosate: environmental contamination, toxicity and potential risks to human health via food contamination, *Environ. Sci. Pollut. Res*., 23:18988–19001, https://doi.org/10.1007/s11356-016-7425-3.

[184] Mohamed, F., Endre, Z. H., Pickering, J. W., Jayamanne, S., Palangasinghe, C., Shahmy, S., Chathuranga, U., Wijerathna, T., Shihana, F., Gawarammana, I. y Buckley, N. A. (2016) Mechanism-specific injury biomarkers predict nephrotoxicity early following glyphosate surfactant herbicide (GPSH) poisoning. *Toxicology Letters*, 258: 1 – 10.

[185] Lee, H.L., Chen, K.W., Chi, C.H., Huang, J.J. y Tsai, L.M. (2000). Clinical presentations and prognostic factors of a glyphosate-surfactant herbicide intoxication: a review of 131 cases. *Acad Emerg Med,* 7: 906-910.

[186] Restrepo "C de A" José A. (2005). Impacto de las fumigaciones aéreas con glifosato en el Putumayo. Colectivo de Abogados. Recuperado de: http://www.colectivodeabogados.org.

[187] Ortiz, A. (2017). Los efectos del herbicida glifosato en Argentina: "¿Cuánto crecimiento del PIB justifica el cáncer?" Desalambre. *El diario*. Recuperado de: https://www.eldiario.es/desalambre/efectos-glifosato-Argentina_0_619438193.html

[188] Amerio, P., Motta, A., Toto, P., Pour, S.M., Pajand, R., Feliciani, C. y Tulli, A. (2004) Skin toxicity from glyphosate-surfactant formulation. *J Toxicol Clin Toxicol* 42 (3) :317-9

[189] George, J., Prasad, S., Mahmood, Z. y Shukla, Y. (2010) Studies on glyphosate-induced carcinogenicity in mouse skin: a proteomic approach. *J Proteomics*, 73(5):951-64.

[190] Acquavella, J. F., Weber, J. A., Cullen, M. R., Cruz, O. A., Martens, M. A., Holden, L. R., y Farmer, D. (1999). Human ocular efects from self-reported exposures to Roundup: registered: herbicides. *Human & Experimental Toxicology*, 18(8), 479–486.

[191] Suyatna, F. y Darmayanti, S. (2003). Acute eye irritation study of a mixture of glyphosate isopropylamine salt and 2,4 D-isopropylamine. *Medical Journal of Indonesia*. 12. 135. 10.13181/mji.v12i3.102.

[192] IPCS. (1994). Environmental Health Criteria 159: Glyphosate. International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva. Recuperado de: http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc159.htm (Consultado 25 mayo de 2020)

[193] Lin, C.M., Lai, C.P., Fang, T.C. y Lin, C.L. (1999). Cardiogenic shock in a patient with glyphosate-surfactant poisoning. *J Formos Med Assoc,* 98:698–700.

[194] Lee, H.L., Kan, C.D., Tsai, C.L., Liou, M.J. y Guo, H.R. (2009). Comparative effects of the formulation of glyphosate-surfactant herbicides on hemodynamics in swine. *Clin Toxicol (Phila),* 47(7):651-658.

[195] Lindberg, T., de Ávila, R.I., Zeller, K.S., Levander, F., Eriksson, D., Chawade, A., y Lindstedt, M. (2020). An integrated transcriptomic- and proteomic-based approach to evaluate the human skin sensitization potential of glyphosate and its commercial agrochemical formulations. *Journal of Proteomics*, 103647. doi:10.1016/j.jprot.2020.103647

[196] Benedetti, D., E. Nunes, M. Sarmento, C. Porto, C. E. I. dos Santos, J. F. Dias y J. da Silva. (2013). Genetic Damage in Soybean Workers Exposed to Pesticides: Evaluation with the comet and buccal micronucleus cytome assays. *Mutation Research*. 752: 28-33

[197] Heu, C., Elie-Caille, C., Mougey, V., Launay, S., & Nicod, L. (2012). A Step Further Toward Glyphosate-induced Epidermal Cell Death: involvement of mitochondrial and oxidative mechanisms. *Environ Toxicol Pharmacol.* 34(2): 144–153

[198] Mesnage, R., B. Bernay y Séralini, G. E. (2013). Ethoxylated Adjuvants of Glyphosate-based Herbicides Are Active Principles of Human Cell Toxicity. *Toxicology* 313(2-3): 122–128

[199] Swanson, N. L., A. Leu, J. Abrahamson & B. Wallet. (2014). Genetically Engineered Crops, Glyphosate and the Deterioration of Health in the United States of America. *Journal of Organic Systems.* 9(2): 6-37

[200] Seneff, S., Swanson, N. y Li, C. (2015). Aluminum and Glyphosate Can Synergistically Induce Pineal Gland Pathology: Connection to Gut Dysbiosis and Neurological Disease. *Agricultural Sciences,* 06. 42-70. 10.4236/as.2015.61005.

[201] Leñero Jiménez, M.M., Solís Coiffier, G.H. y García de la Torre, G. S. (2012) Estudios de cohorte en Villa Romero, A. R., Moreno, L., y García de la Torre, G. S. *Epidemiologia y estadística en salud pública*, pp.114- 128, México, D.F. Ed. McGraw Hill.

[202] Mañas, F. *et al*. (2009).

[203] Monroy, C.M., Cortés, A.C., Sicard, D.M. y de Restrepo, H.G. (2005). Cytotoxicity and genotoxicity of human cells exposed in vitro to glyphosate. *Biomedica* 25(3):335-345.

[204] Verzenassi, D., Vallini, A., Fernandez, F., Ferrazini, L., Lasagna, L. Sosa, A. y Hough, G. (2023). Cancer incidence and death rates in Argentine rural towns surrounded by pesticide-treated agricultural land. *Clinical Epidemiology and Global Health*. https://doi.org/10.1016/j.cegh.2023.101239

[205] Nagy, K., Tessema, R.A., Budnik, L.T. y Balá, A. (2019). Comparative cyto- and genotoxicity assessment of glyphosate and glyphosate-based herbicides in human peripheral White blood cells. *Environmental Research, 179* doi: https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108851.

[206] Woźniak, E., Reszka, E., Jabłońska, E., Balcerczyk, A., Broncel, M. y Bukowska, B. (2020) Glyphosate affects methylation in the promoter regions of selected tumor suppressors as well as expression of major cell cycle and apoptosis drivers in PBMCs (in vitro study). *Toxicol. in Vitro*, https://doi.org/10.1016/j.tiv.2019.104736.

[207] Lucia, R.M., Huang, W.L., Pathak, K.V., McGilvrey, M., David-Dirgo, V., Alvarez. A., Goodman, D., Masunaka, I., Odegaard, A.O., Ziogas, A., Pirrotte, P., Norden-Krichmar, T.M., Park, H.L. (2022). Association of Glyphosate Exposure with Blood DNA Methylation in a Cross-Sectional Study of Postmenopausal Women. *Environ Health Perspect*., 130(4):47001.

[208] Uribe-Yunda, D. F. y Cortes-Mancera, F. M. (2014). Metilación del ADN: implicaciones en carcinogénesis. *Revista Cubana de Investigaciones Biomédicas*, 33(1):81-93.

[209] Woźniak, E., *et al.,* (2020). *Op. cit.*

[210] Eskenazi, B., Gunier, R. B., Rauch, S., Kogut, K., Perito, E. R., Mendez, X., Limbach, C., Holland, N., Bradman, A., Harley, K. G., Mills, P. J., Mora, A. M. (2023). Association of Lifetime Exposure to Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid (AMPA) with Liver Inflammation and Metabolic Syndrome at Young Adulthood: Findings from the CHAMACOS Study. *Environ Health Perspect*, 131(3):37001.

[211] Leino, L. *et al.* (2020). Classification of the glyphosate target enzyme (5-enolpyruvylshikimate-3-phosphate synthase) for assessing sensitivity of organisms to the herbicide. *Journal of Hazardous Materials,* 408, 124556. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124556

[212] Icaza-Chávez M. (2013). Microbiota intestinal en la salud y la enfermedad. *Revista de Gastroenterología de México*, 78 (4): 240-248. DOI: 10.1016/j.rgmx.2013.04.004

[213] Tang, Q., Tang, J., Ren, X. y Li, C. (2020). Glyphosate exposure induces inflammatory responses in the small intestine and alters gut microbial composition in rats. *Environmental Pollution*, 261, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114129

[214] *Ídem*.

[215] Dechartres, J., Pawluski, J.L., Gueguen, M.M., Jablaoui, A., Maguin, E., Rhimi, M. y Charlier, T.D. (2019). Glyphosate and Glyphosate-based herbicide exposure during the peripartum period affects maternal brain plasticity, maternal behavior and microbiome. *J Neuroendocrinol,* 31(9): e12731. doi:10.1111/jne.12731.

[216] Tang, Q. *et al*. (2020). *Op cit.*

[217] Bote, K., Pöppe, J., Riede, S., Breves, G., y Roesler, U. (2019). Effect of a Glyphosate-Containing Herbicide on Escherichia coli and Salmonella Ser. Typhimurium in an In Vitro Rumen Simulation System. *European Journal of Microbiology & Immunology,* 9(3), 94–99. https://doi.org/10.1556/1886.2019.00010

[218] Nishino, R. *et al.* (2013) Commensal microbiota modulate murine behaviors in a strictly contamination-free environment confirmed by culture-based methods. *Neurogastroenterology & Motility*, 25(6): 521. https://doi.org/10.1111/nmo.12110

[219] Wiley, N. *et al.* (2017) The microbiota-gut-brain axis as a key regulator of neural function and the stress response implications for human health. *J. Anin. Sci.* 95: 3225-3246.

[220] Aitbali, Y. (2018). Glyphosate based- herbicide exposure affects gut microbiota, anxiety and depression-like behaviors in mice. *Neurotoxicology and Teratology* 67: 44-49. https://doi.org/10.1016/j.ntt.2018.04.002

[221] Mesnage R, Teixeira M, Mandrioli D, Falcioni L, Ducarmon QR, Zwittink RD, Mazzacuva F, Caldwell A, Halket J, Amiel C, Panoff JM, Belpoggi F, Antoniou MN. (2021). Use of Shotgun Metagenomics and Metabolomics to Evaluate the Impact of Glyphosate or Roundup MON 52276 on the Gut Microbiota and Serum Metabolome of Sprague-Dawley Rats. *Environ Health Perspect*, 129(1):17005. doi: 10.1289/EHP6990.

[222]Mesnage R, Bowyer RCE, El Balkhi S, Saint-Marcoux F, Gardere A, Ducarmon QR, Geelen AR, Zwittink RD, Tsoukalas D, Sarandi E, Paramera EI, Spector T, Steves CJ y Antoniou MN. (2022). Impacts of dietary exposure to pesticides on faecal microbiome metabolism in adult twins. *Environ Health,* 21, 46. https://doi.org/10.1186/s12940-022-00860-0

[223] Rank, J., Jensen, A. G., Skov, B., Pedersen, L. H. y Jensen, K. (1993). Genotoxicity testing of the herbicide Roundup and its active ingredient glyphosate isopropylamine using the mouse bone marrow micronucleus test, Salmonella mutagenicity test, and Allium anaphase-telophase test. *Mutation Research/Genetic Toxicology,* 29-36. Recuperado de https://api.semanticscholar.org/CorpusID:22808782

[224] Roy, N. M., Carneiro, B. and Ochs, J. (2016). Glyphosate induces neurotoxicity in zebrafish. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 42: 45-54

[225] Caballero, M., Amiri, S., Denney, J., Monsivais, P., Hystad, P. y Amram, O. (2018). Estimated Residential Exposure to Agricultural Chemicals and Premature Mortality by Parkinson's Disease in Washington State. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, https://doi.org/10.3390/ijerph15122885

[226]Samsel, A., & Seneff, S. (2013). Glyphosate, pathways to modern diseases II: Celiac sprue and gluten intolerance. *Interdisciplinary toxicology*, 6(4), 159–184. https://doi.org/10.2478/intox-2013-0026

[227]*Íbidem*.

[228] Samsel, A., Seneff, S. (2013). Glyphosate's Suppression of Cytochrome P450 Enzymes and Amino Acid Biosynthesis by the Gut Microbiome: *Pathways to Modern Diseases. Entropy*, 15(4), 1416-1463.

[229] Blondel, J., (1986). Glyphosate Poisoning Statistics Summary. US EPA File Nos. 197169 to 197171. Glyphosate. *Review Worker Safety Rules*, Recuperado de: https://archive.epa.gov/pesticides/chemicalsearch/chemical/foia/web/pdf/103601/103601-230.pdf.

[230] Mesnage, R., Benbrook, C. y Antoniou, M.N. (2019). *Op Cit.*

[231] US Patent 5683958A, (1990). Surfactants mixtures. Recuperado de: https://patents.google.com/patent/US5683958A/en

[232] Moore, L. J., Fuentes, L., Rodgers Jr, J. H., Bowerman, W. W., Yarrow, G. K., Chao, W. Y. y Bridges Jr., W. C. (2012). Relative Toxicity of the Components of the Original Formulation of Roundup to Five North American Anurans. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 78:128–33.

[233] Langrand, J., Blanc-Brisset, I., Boucaud-Maitre, D., Puskarczyk, E., Nisse, P., Garnier, R. y Pulce, C. (2019). Increased severity associated with tallowamine in acute glyphosate poisoning. *Clinical Toxicology (Phila),* 6:1-3.

[234] Mesnage, R., Bernay, B., Seralini, G.E. (2013). Ethoxylated adjuvants of glyphosate-based herbicides are active principles of human cell toxicity. *Toxicology*, 313, 122–128.

[235] Defarge, N., Takács, E., Lozano, V.L., Mesnage, R., Spiroux de Vendômois, J. y Séralini, G.E., Székács, A. (2016). Co-formulants in glyphosate-based herbicides disrupt aromatase activity in human cells below toxic levels. *Int. J. Environ. Res. Public Health,* 13, 264.

[236] Guilherme, S., Santos, M.A., Barroso, C., Gaivao, I. y Pacheco, M. (2012). Differential genotoxicity of Roundup® formulation and its constituents in blood cells of fish (*Anguilla anguilla*): considerations on chemical interactions and DNA damaging mechanisms. *Ecotoxicology,* 21, 1381–1390.

[237] Wozniak, E., Sicinska, P., Michalowicz, J., Wozniak, K., Reszka, E., Huras, B., Zakrzewski, J. y Bukowska, B. (2018). The mechanism of DNA damage induced by Roundup 360 PLUS, glyphosate and AMPA in human peripheral blood mononuclear cells - genotoxic risk assessement. *Food Chem. Toxicol*., 120, 510–522.

[238] El-Shenawy, N. S. (2009). Oxidative stress responses of rats exposed to Roundup and its active ingredient glyphosate. *Environmental Toxicology and Pharmacology,* 28(3): 379-85.

[239] Hong, Y., Yang, X., Huang, Y., Yan, G. y Cheng, Y. (2018). Assessment of the oxidative and genotoxic effects of the glyphosate-based herbicide roundup on the freshwater shrimp, *Macrobrachium nipponensis*. *Chemosphere,* 210:896-906.

[240] Cattaneo, R., Clasen, B., Loro, V.L., de Menezes, C.C., Pretto, A., Baldisserotto, B., Santi, A. & de Avila L.A. (2011). Toxicological responses of *Cyprinus carpio* exposed to a commercial formulation containing glyphosate. *Bull Environ Contam Toxicol.,* 87(6):597-602.

[241] Modesto, K. & Martinez, C. (2010). Effects of Roundup Transorb on fish: Hematology, antioxidant defenses and acetylcholinesterase activity. *Chemosphere,* 81:781-7. 10.1016/j.chemosphere.2010.07.005.

[242] Qiu, S., Fu, H., Zhou, R., Yang, Z., Bai, G. y Shi, B. (2020). Toxic effects of glyphosate on intestinal morphology, antioxidant capacity and barrier function in weaned piglets. *Ecotoxicology and Environmental Safety,* 187. REcuperado de https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109846.

[243] Malatesta, M., Perdoni, F., Santin, G.Battistelli, S., Muller, S. y Biggiogera, M. (2008). Hepatoma tissue culture (HTC) cells as a model for investigating the effects of low concentrations of herbicide on cell structure and function. *Toxicology in Vitro*, 22 (8):1853-60.

[244] Gandhi, K., Khan, S., Patrikar, M., Markad, A., Kumar, N., Choudhari, A., Sagar, P. y Indurkar, S. (2021). Exposure risk and environmental impacts of glyphosate: Highlights on the toxicity of herbicide co-formulants. *Environmental Challenges*, 4, 100149. REcuperado de https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100149

[245] Chang, V. C., Andreotti, G., Ospina, M., Parks, C.G., Liu, D., Shearer, J.J., Rothman, N., Silverman, D.T., Sandler, D.P., Calafat, A.M., Beane Freeman, L.E., Hofmann, J.N. (2023). Glyphosate Exposure and Urinary Oxidative Stress Biomarkers in the Agricultural Health Study. *J Natl Cancer Inst.,* 11. doi: 10.1093/jnci/djac242

[246] Grau D, Grau N, Gascuel Q, Paroissin C, Stratonovitch C, Lairon D, Devault DA, Di Cristofaro J. (2022). Quantifiable urine glyphosate levels detected in 99% of the French population, with higher values in men, in younger people, and in farmers. *Environ Sci Pollut Res Int.,* 29(22):32882-32893

[247] Camiccia M, Candiotto LZP, Gaboardi SC, Panis C, Kottiwitz LBM. (2022). Determination of glyphosate in breast milk of lactating women in a rural area from Paraná state, Brazil. *Braz J Med Biol Res.*, doi: 10.1590/1414-431X2022e12194.

[248] Bai, G. Jiang, X. et al. (2022). Perinatal exposure to glyphosate-based herbicides impairs progeny health and placental angiogenesis by disturbing mitochondrial function. *Environment International,* https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107579

[249] CDC. (2022). National Health and Nutrition Examination Survey. 2013-2014 Data Documentation, Codebook, and Frequencies. Glyphosate. Centro Nacional de Estadísticas de Salud. Recuperado de: https://wwwn.cdc.gov/Nchs/Nhanes/2013-2014/SSGLYP_H.htm

[250] Gillam, C. (9 de julio de 2022). 'Disturbing': weedkiller ingredient tied to cancer found in 80% of US urine samples. The Guardian. Recuperado de

https://www.theguardian.com/us-news/2022/jul/09/weedkiller-glyphosate-cdc-study-urine-samples

[251] Winstone, J. K. (2022). Glyphosate infiltrates the brain and increases pro-inflammatory cytokine TNFα: implications for neurodegenerative disorders. *Journal of Neuroinflammation*, 19(193), 1-14. doi: 10.1186/s12974-022-02544-5

[252] Gillezeau, C., van Gerwen, M., Shaffer, R. M. *et al.* (2019). The evidence of human exposure to glyphosate: a review. *Environ Health,* 18, 2. https://doi.org/10.1186/s12940-018-0435-5

[253]Niemann, L., Sieke, C., Pfeil, R. et al. (2015). A critical review of glyphosate findings in human urine samples and comparison with the exposure of operators and consumers. *J. Verbr. Lebensm*, 10, 3–12. https://doi.org/10.1007/s00003-014-0927-3

[254] Gillezeau, C., *et al*. (2019). Op Cit.

[255] Acquavella, J., Alexander, B., Mandal, J., Gustin, C., Baker, B., Chapman, P. & Bleeke, M. (2004). Glyphosate Biomonitoring for farmers and their families: results from the farm family exposure study. *Environmental health Perspectives,* 112(3).

[256] Mills PJ, Kania-Korwel I, Fagan J, McEvoy LK, Laughlin GA, Barrett-Connor E. (2017). Excretion of the Herbicide Glyphosate in Older Adults Between 1993 and 2016. *JAMA*.;318(16):1610–1611.

[257] Parvez, S., Gerona, R.R., Proctor, C., M. Friesen, J. L. Ashby, J. L. Reiter, Z. Lui y Winchester, P. D. (2018). Glyphosate exposure in pregnancy and shortened gestational length: a prospective Indiana birth cohort study. *Environ Health Global Access Sci Source,* 17 (1): 23. https://doi.org/10.1186/s12940-018-

[258] Stajnko, A., Snoj, T .J., Kosjek, T., Mazej, D., Jagodic, M., *et al*. (2020). Seasonal glyphosate and AMPA levels in urine of children and adolescents living in rural regions of Northeastern Slovenia. *Environment International*, 143. https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105985

[259] Rendon-von Osten, J., y Dzul-Caamal, R. (2017). Glyphosate Residues in Groundwater, Drinking Water and Urine of Subsistence Farmers from Intensive Agriculture Localities: A Survey in Hopelchén, Campeche, Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(6). https://doi.org/10.3390/ijerph14060595

[260] Sierra-Diaz, E., Celis-de la Rosa, AJ., Lozano-Kasten, F., Trasande, L., Peregrina-Lucano, A.A., Sandoval-Pinto, E. y Gonzalez-Chavez H. (2019). Urinary Pesticide Levels in Children and Adolescents Residing in Two Agricultural Communities in Mexico. *Int J Environ Res Public Health,* 17(1):151.

[261] Madera, G. (26 de junio 2019). Investigadores encuentran presencia de plaguicidas en niños de comunidad autlense. UDG TV. Recuperado de: http://udgtv.com/radio/investigadores-plaguicidas-ninos-mentidero/

[262] González-Ortega, E., Piñeyro-Nelson, A., Gómez-Hernández, E., Monterrubio-Vázquez, E., Arleo, M., Dávila-Velderrain, J., Martínez-Debat C. y Álvarez-Buylla E. R. (2017). Pervasive presence of transgenes and glyphosate in maize-derived food in Mexico. *J. Agroecology and Sustainable Food Systems,* 1146 – 1161.

[263] Cook, K. (2019). Glyphosate in Beer and Wine. *CalPIRG Education Fund* USA. Recuperado de https://pirg.org/california/wp-content/uploads/2019/02/Calpirg-beer-wine-report-pirg.pdf

[264] Xu, J., Smith, S., Smith, G., Wang, W. y Li, Y. (2019). Glyphosate contamination in grains and foods: An overview. *Food Control*, 106. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2019.106710

[265] ISAAA. (s/f). Events with Glyphosate herbicide tolerance. Recuperado de: https://www.isaaa.org/gmapprovaldatabase/gmtrait/default.asp?TraitID=2&GMTrait=Glyphosate%20herbicide%20tolerance

[266] Biosafety Clearing House. (BCH). (15 de diciembre 2015). Modified Organism MON-Ø4Ø32-6 - Roundup Ready™ soybean. Recuperado de: http://bch.cbd.int/database/record.shtml?documentid=14796

[267] FAO/OMS. (2021). Acerca del Codex Alimentarius. Recuperado de: http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/about-codex/en/

[268] Codex Alimentarius. (2021). LMR de plaguicidas. Recuperado de: http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/codex-texts/dbs/pestres/pesticide-detail/es/?p_id=158

[269] González-Ortega, E. *et al*. (2017). *Op Cit*.

[270] Diario Oficial de la Federación (DOF). (2009). NORMA Oficial Mexicana NOM-247-SSA1-2008, Productos y servicios. Cereales y sus productos. Cereales, harinas de cereales, sémolas o semolinas. Alimentos a base de: cereales, semillas comestibles, de harinas, sémolas o semolinas o sus mezclas. Productos de panificación. Disposiciones y especificaciones sanitarias y nutrimentales. Métodos de prueba. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5100356&fecha=27/07/2009

[271] Diario Oficial de la Federación (DOF). (2010). NORMA Oficial Mexicana NOM-243-SSA1-2010, Productos y servicios. Leche, fórmula láctea, producto lácteo combinado y derivados lácteos. Disposiciones y especificaciones sanitarias. Métodos de prueba. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5160755&fecha=27/09/2010

[272] Diario Oficial de la Federación (DOF). (2012). NORMA Oficial Mexicana NOM-131-SSA1-2012, Productos y servicios. Fórmulas para lactantes, de continuación y para necesidades especiales de nutrición. Alimentos y bebidas no alcohólicas para lactantes y niños de corta edad. Disposiciones y especificaciones sanitarias y nutrimentales. Etiquetado y métodos de prueba (Continúa en la Quinta Sección). http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5267447&fecha=10/09/2012

[273] Diario Oficial de la Federación (DOF). (1997). NORMA Oficial Mexicana NOM-130-SSA1-1995, Bienes y servicios. Alimentos envasados en recipientes de cierre hermético y sometidos a tratamiento térmico. Disposiciones y especificaciones sanitarias. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4901457&fecha=21/11/1997

[274] Diario Oficial de la Federación (DOF). (2010). NORMA Oficial Mexicana NOM-051-SCFI/SSA1-2010, Especificaciones generales de etiquetado para alimentos y bebidas no alcohólicas preenvasados-Información comercial y sanitaria. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5137518&fecha=05/04/2010

[275] Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS). (2019). Límites máximos de residuos y evaluación de riesgo. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/455579/3._L_MITES_M_XIMOS_DE_RESIDUOS_Y_EVALUACI_N_DE_RIESGO.pptx.pdf

[276]Krüger. M., Schledorn, P., Schrödl, W., Hoppe, H. W., Lutz, W., & Shehata, A. A. (2014). Detection of Glyphosate Residues in Animals and Humans. *Environ Anal Toxicol*, 4:2. https://pdfs.semanticscholar.org/5083/d5b7c44da5fcaf679cc7084c5d7c9ac75cd1.pdf?_ga=2.255660168.1490373892.1614119740-866221542.1614119740

[277] Schnabel, K., Schmitz, R., von Soosten, D., Frahm, J., Kersten, S., Meyer, U., ... & Dänicke, S. (2017). Effects of glyphosate residues and different concentrate feed proportions on performance, energy metabolism and health characteristics in lactating dairy cows. *Archives of animal nutrition*, 71(6), 413-427. https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/1745039X.2017.1391487

[278]Krüger. M. *et. al*. (2013). Field Investigations of Glyphosate in Urine of Danish Dairy Cows. *Environ Anal Toxicol* 2013, 3:5. http://dx.doi.org/10.4172/2161-0525.1000186

[279]Jarrell, Z. R., Ahammad, M. U., & Benson, A. P. (2020). Glyphosate-based herbicide formulations and reproductive toxicity in animals. *Veterinary and Animal Science*, 100126. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2451943X20300399

[280] Schrödl. W. *et al*. (2014). Possible Effects of Glyphosate on Mucorales Abundance in the Rumen of Dairy Cows in Germany. *Curr Microbiol* (2014) 69:817–823. https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00284-014-0656-y

[281] Gillam, C. (2017). FDA Tests Confirm Oatmeal, Baby Foods Contain Residues of Monsanto Weed Killer Hoffpost. https://www.huffpost.com/entry/fda-tests-confirm-oatmeal_b_12252824

[282] Monsanto. (2016). Preharvest Staging guide. Recuperado de: https://usrtk.org/wp-content/uploads/2016/09/Monsanto-application-guide-for-preharvest.pdf

[283] LEISA. (s.f.). Glifosato presente en trigo, la avena y frijoles. Recuperado de: http://www.leisa-al.org/web/index.php/lasnoticias/alimentacion-saludable/1391-glifosato-presente-en-trigo-la-avena-y-frijoles

[284] EWG. (2018). New round of EWG testing finds glyphosate in kids' breakfast foods from quaker oats, General Mills. https://www.ewg.org/childrenshealth/22275/new-round-ewg-testing-finds-glyphosate-kids-breakfast-foods-quaker-oats

[285] EWG. (2021). Shopper's Guide to Pesticides in Produce Recuperado de: https://www.ewg.org/foodnews/summary.php

[286] Clapp, J. (2021). Explaining Growing Glyphosate Use: The Political Economy of Hebicide-Dependent Agriculture. *Global Environmental Change*, 67, 102239 https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102239

[287] Catacora-Vargas, G. (2013). Consideraciones socio-económicas en los procesos de toma de decisiones sobre organismos genéticamente modificados. *Informe de Bioseguridad*. TWN.

[288] Gómez M. (2017). Implicaciones ambientales y sociales de las fumigaciones aéreas con glifosato en Colombia: el ejemplo de la Sierra Nevada de Santa Marta. Tesis de grado: p. 71.

[289] Rivera de la Rosa, A. R., y Ortiz Pech, R. (2017). *Producción de soya transgénica y miel en Yucatán, México. Impactos en la sustentabilidad de productores en Tekax. Revista de Economía, vol. 34, núm. 88. pp. 45-81.* Recuperado de: https://www.redalyc.org/pdf/6740/674070980002.pdf

[290] Vandame, R. (2016). Uso de plaguicidas y mortalidad de abejas en México: una creciente urgencia. El Jarocho Cuántico. La Jornada Veracruz

[291] Polanco-Rodríguez, A. G., Magaña Castro, T. V., Cetz Luit, J., y Quintal López, R. (2019). Uso de agroquímicos cancerígenos en la región agrícola de Yucatán, México. *Centro Agrícola*, 46(2), 72-83.

[292] Villanueva Gutiérrez, R., Echazarreta-González, C., Roubik, D.W., y Moguel-Ordóñez, Y.B. (2014). Transgenic soybean pollen (*Glycine max L.)* in honey from the Yucatán peninsula, Mexico, *Scientific Reports*, 4: 4022.Doi: 10.1038/srep04022

[293] Diario Oficial de la Federación (DOF). (2019). SÍNTESIS de la Recomendación General número 36/2019 sobre la situación de la Población Jornalera Agrícola en México. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5566708&fecha=29/07/2019

[294] Boedeker, W., Watts, M., Clausing, P., & Marquez, E. (2020). The global distribution of acute unintentional pesticide poisoning: estimations based on a systematic review. *BMC public health*, 20(1), 1-19.

[295] Sierra-Diaz, E., et al. (2019). *Op Cit.*

[296] Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS). (2020). GLIFOSATO. ACTUALIZACIÓN 2020. Recuperado de https://www.gob.mx/cofepris/es/articulos/glifosato-actualizacion-2020?idiom=es

[297] Benbrook, C. M. (2016). Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. *Environmental Sciences Europe*, 28(1), 3. https://doi.org/10.1186/s12302-016-0070-0

[298] Woodburn, A. T. (2000). Glyphosate: Production, pricing and use worldwide. *Pest Management Science*, 56(4), 309-312. https://doi.org/10.1002/(SICI)1526-4998(200004)56:4<309:AID-PS143>3.0.CO;2-C

[299] Okada, E., Allinson, M., Barral, M. P., Clarke, B., y Allinson, G. (2020). Glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) are commonly found in urban streams and wetlands of Melbourne, Australia. *Water Research*, 168, 115139. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115139

[300] Alonso, L. L., Demetrio, P. M., Etchegoyen, A. M., & Marino, D. J. (2018). Glyphosate and atrazine in rainfall and soils in agroproductive areas of the pampas region in Argentina. *Science of The Total Environment*, 645, 89-96. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.134

[301] Chang, F., Simcik, M. F., & Capel, P. D. (2011). Occurrence and fate of the herbicide glyphosate and its degradate aminomethylphosphonic acid in the atmosphere. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(3), 548-555. https://doi.org/10.1002/etc.431

[302] Scribner, E.A., Battaglin, W.A., Gilliom, R.J., y Meyer, M.T. (2007). Concentrations of glyphosate, its degradation product, aminomethylphosphonic acid, and glufosinate in ground- and surface-water, rainfall, and soil samples collected in the United States, 2001-06: U.S. *Geological Survey Scientific Investigations Report* 2007-5122, 111 p.

[303] Mac Loughlin, T. M., Peluso, L., & Marino, D. J. G. (2017). Pesticide impact study in the peri-urban horticultural area of Gran La Plata, Argentina. *Science of The Total Environment*, 598, 572-580. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.116

[304] Kjaer, J., Olsen, P., Ullum, M., & Grant, R. (2005). Leaching of glyphosate and amino-methylphosphonic acid from Danish agricultural field sites. *Journal of Environmental Quality*, 34(2), 608-620. https://doi.org/10.2134/jeq2005.0608

[305] Jackson, R. E., & Pitre, H. N. (2004). Influence of Roundup Ready Soybean Production Systems and Glyphosate Application on Pest and Beneficial Insects in Narrow-Row Soybean. *Journal of Entomological Science*, 39(1), 62-70. https://doi.org/10.18474/0749-8004-39.1.62

[306] Richmond, M. E. (2018). Glyphosate: A review of its global use, environmental impact, and potential health effects on humans and other species. *Journal of Environmental Studies and Sciences*, 8(4), 416-434. https://doi.org/10.1007/s13412-018-0517-2

[307] Barrett, K.A., McBride, M.B., (2005). Oxidative degradation of glyphosate and aminomethylphosphonate by manganese oxide. *Environ. Sci. Technol*., 39, 9223–9228

[308] Langrand, J. *et al*. (2019). *Op Cit*.

[309] Amerio, P., Motta, A., Toto, P., Pour, S.M., Pajand, R., Feliciani, C. y Tulli, A. (2004) Skin toxicity from glyphosate-surfactant formulation. *J Toxicol Clin Toxicol* 42 (3) :317-9.

[310] Acquavella, J. F., Weber, J. A., Cullen, M. R., Cruz, O. A., Martens, M. A., Holden, L. R., y Farmer, D. (1999). Human ocular efects from self-reported exposures to Roundup: registered: herbicides. *Human & Experimental Toxicology*, 18(8), 479–486.

[311] Rank, J., Jensen, A. G., Skov, B., Pedersen, L. H. y Jensen, K. (1993). Genotoxicity testing of the herbicide Roundup and its active ingredient glyphosate isopropylamine using the mouse bone marrow micronucleus test, Salmonella mutagenicity test, and Allium anaphase-telophase test. *Mutation Research/Genetic Toxicology*. Jun;300(1):29-36. Recuperado de: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/7683765/

[312] Maggi, F., la Cecilia, D., Tang, F. H. M., y McBratney, A. (2020). The global environmental hazard of glyphosate use. *The Science of the Total Environment*, 717, 137167.

[313] Mañas, F. *et al.* (2009). *Op Cit*.

[314] Bai, S.H. & Ogbourne, S.M. (2016). Glyphosate: environmental contamination, toxicity and potential risks to human health via food contamination. *Environ. Sci. Pollut. Res*., 23:18988–19001. https://doi.org/10.1007/s11356-016-7425-3

[315] Chang, F., Simcik, M. F., & Capel, P. D. (2011). Occurrence and fate of the herbicide glyphosate and its degradate aminomethylphosphonic acid in the atmosphere. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(3), 548-555. https://doi.org/10.1002/etc.431

[316] Artigas, J., Batisson, I., y Carles, L. (2020). Dissolved organic matter does not promote glyphosate degradation in auto-heterotrophic aquatic microbial communities. *Environmental Pollution*, 259, 113951.

[317] Scribner, E.A., Battaglin, W.A., Gilliom, R.J., y Meyer, M.T., (2007), Concentrations of glyphosate, its degradation product, aminomethylphosphonic acid, and glufosinate in ground- and surface-water, rainfall, and soil samples collected in the United States, 2001-06: U.S. *Geological Survey Scientific Investigations Report,* 2007-5122, 111 p.

[318] Peruzzo, P. J. *et al*. (2008). Op Cit.

[319] Alonso, L. L., *et al.* (2018). *Op Cit.*

[320] Mac Loughlin, T. M., Peluso, L., & Marino, D. J. G. (2017). Pesticide impact study in the peri-urban horticultural area of Gran La Plata, Argentina. *Science of The Total Environment*, 598, 572-580. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.116

[321] Kjaer, J., Olsen, P., Ullum, M., & Grant, R. (2005). Leaching of glyphosate and amino-methylphosphonic acid from Danish agricultural field sites. *Journal of Environmental Quality*, 34(2), 608-620. https://doi.org/10.2134/jeq2005.0608

[322] Cattani, D., Cesconetto, P.A., Tavares, M.K., Parisotto, E.B., Oliveira, P.A., Rieg, C.E.H., Leite, M.C., Prediger, R.D.S., Wendt, N.C., Razzera, G., Filho, D.W. y Zamoner, A. (2017). Developmental exposure to glyphosate-based herbicide and depressive-like behavior in adult offspring: implication of glutamate excitotoxicity and oxidative stress, *Toxicology,* 387:67–80, https://doi.org/10.1016/j.tox.2017.06.001

[323] Kjaer, J., *et al.* (2005). *Op Cit.*

[324] Kolpin, D. W., Thurman, E. M., Lee, E. A., Meyer, M. T., Furlong, E. T., & Glassmeyer, S. T. (2006). Urban contributions of glyphosate and its degradate AMPA to streams in the United States. *The Science of the Total Environment*, 354(2-3), 191-197. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.028

[325] Sanchís, J., Kantiani, L., Llorca, M., Rubio, F., Ginebreda, A., Fraile, J., Garrido, T., & Farré, M. (2012). Determination of glyphosate in groundwater samples using an ultrasensitive immunoassay and confirmation by on-line solid-phase extraction followed by liquid chromatography coupled to tandem mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 402(7), 2335-2345. https://doi.org/10.1007/s00216-011-5541-y

[326] Silva, V., Montanarella, L., Jones, A., Fernández-Ugalde, O., Mol, H.G.J., Ritsema, C.J. y Geissen, V. (2017), Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. *Science of The Total Environment*, 621: 1352-1359

[327] Okada, E., Allinson, M., Barral, M. P., Clarke, B., y Allinson, G. (2020). Glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) are commonly found in urban streams and wetlands of Melbourne, Australia. *Water Research*, 168, 115139.

[328] Maggi, F., *et al*. (2020) *op. cit*.

[329] Bento, C. P. M., van der Hoeven, S., Yang, X., Riksen, M. M. J. P. M., Mol, H. G. J., Ritsema, C. J., y Geissen, V. (2019). Dynamics of glyphosate and AMPA in the soil surface layer of glyphosate-resistant crop cultivations in the loess Pampas of Argentina. Environmental Pollution, 244: 323–331

[330] Maggi, F. *et al*. (2020). *Op Cit.*

[331] Mañas, E. *et al*. (2009). *Op Cit.*

[332] Bento, C.P.M., Goossens, D., Rezaei, M., Riksen, M., Mol, H.G.J., Ritsema, C.J. y Geissen, V. (2017). Glyphosate and AMPA distribution in wind-eroded sediment derived from loess soil. *Environ. Pollut.*, 220, 1079–1089

[333] Farenhorst, A., Andronak, L. A. y McQueen, R.D.A. (2015). Bulk deposition of pesticides in a Canadian City: part 1. Glyphosate and other agricultural pesticides. *Water Air Soil Pollut*., 226. Recuperado de: https://link.springer.com/article/10.1007/s11270-015-2343-4

[334] Lamprea, K. y Ruban, V. (2011). Characterization of atmospheric deposition and run off water in a small suburban catchment. *Environ. Technol*., 32, 1141–1149

[335] Quaghebeur, D., De Smet, B., De Wulf, E. y Steurbaut, W. (2004). Pesticides in rainwater in Flanders, Belgium: results from the monitoring program 1997–2001. *J. Environ. Monit*., 6, 182–190.

[336] Bento, C.P.M., *et al*., (2017). *Op Cit*.

[337] Silva, V., *et al*., (2017). *Op Cit*.

[338] Arellano-Aguilar, O. y Rendón von Osten, J. (2016). La Huella de los Plaguicidas en México. Greenpeace. Cd. de México, México. 39 pp.

[339] Rendon-von Osten, J., y Dzul-Caamal, R. (2017). *Op Cit*.

[340] Ruíz-Toledo, J., Castro, R., Rivero-Pérez, N. y Bello- Mendoza, R., (2014). Occurrence of Glyphosate in water bodies derived from intensive agriculture in a tropical region of Southern Mexico. *Environment Contam. Toxicology*, D0I.10.1007/s00128-014-1328-0.

[341] Peruzzo, P. J. *et al*. (2008). *Op Cit*.

[342] Lutri, V. F., Matteoda, E., Blarasin, M., Aparicio, V., Giacobone, D., Maldonado, L., Becher Quinodoz, F., Cabrera, A., y Giuliano Albo, J. (2020). Hydrogeological features affecting spatial distribution of glyphosate and AMPA in groundwater and surface water in an agroecosystem. Córdoba, Argentina. *Science of The Total Environment*, 711: 134557. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134557

[343] Fernandes, G., Aparicio, V. C., Bastos, M. C., De Gerónimo, E., Labanowski, J., Prestes, O. D., Zanella, R., y dos Santos, D. R. (2019). Indiscriminate use of glyphosate impregnates river epilithic biofilms in southern Brazil. *Science of The Total Environment*, 651: 1377–1387. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.292

[344] Chen, C. Y., Hathaway, K. M., & Folt, C. L. (2004). Multiple stress effects of Vision herbicide, pH, and food on zooplankton and larval amphibian species from forest wetlands. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(4), 823-831. https://doi.org/10.1897/03-108

[345] Chen, C. Y., *et al*. (2004). *Op Cit*.

[346] *Ibídem*

[347] Bejarano-González, F. (coord.). (2017). Los Plaguicidas Altamente Peligrosos en México. México: Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México, A. C. (RAPAM)

[348] Gupta, S., y Gupta, K. (2020). Bioaccumulation of Pesticides and Its Impact on Biological Systems. En Pesticides in Crop Production (pp. 55-67). John Wiley & Sons, Ltd. https://doi.org/10.1002/9781119432241.ch4

[349] de Brito Rodrigues, L., Gonçalves-Costa, G. undgren Thá, E., da Silva, L.R, de Oliveira, R., Morais Leme, D. y Cestari, M.M., Koppe Grisolia, C., Campos Valadares, M. y Rodrigues de Oliveira, G.A. (2019). Impact of the glyphosate-based commercial herbicide, its components and its metabolite AMPA on non-target aquatic organisms. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 842, https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2019.05.002

[350] Moreno, N. C., Sofia, S. H. y Martinez, C. B. (2014). Genotoxic effects of the herbicide Roundup Transorb and its active ingredient glyphosate on the fish Prochilodus lineatus, *Environ. Toxicol. Pharmacol*. 37:448–454, https://doi.org/10.1016/j.etap.2013.12.012

[351] Marc, J., Bellé, R., Morales, J., Cormier, P. and Mulner-Lorillon, O. (2004). Formulated Glyphosate Activates the DNA-Response Checkpoint of the Cell Cycle Leading to the Prevention of G2/M Transition. *Toxicological Sciences,* 82(2):436–442.

[352] Weeks-Santos, S., Gonzalez, P., Cormier, B., Mazzella, N. Bonnaud, B., Morin, S., Clérandeau, C., Morin, B. y Cachot, J. (2019). A glyphosate-based herbicide induces sub-lethal effects in

early life stages and liver cell line of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquatic Toxicology*. Vol. 216, https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.105291

[353] Mottier, A., Serpentini, A,. Dallas, L., James, A., Lebel, J.M. y Costil, K. (2020) In vitro effects of glyphosate-based herbicides and related adjuvants on primary culture of hemocytes from *Haliotis tuberculata*. *Fish and Shellfish Immunology,* https://doi.org/10.1016/j.fsi.2020.02.058

[354]Hong, Y., Yang, X., Yan, G., Huang, Y., Zuo, F., Shen, Y., Ding, Y. y Cheng, Y. (2017). Effects of glyphosate on immune responses and haemocyte DNA damage of Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis. Fish & Shellfish Immunology*, 71:19-27. doi.org/10.1016/j.fsi.2017.09.062

[355] Mottier, A. *et al.* (2020). *Op Cit.*

[356] Fernandes, G., *et al.* (2019). *Op Cit.*

[357] Lutri, V. F., *et al.,* (2020). *Op Cit.*

[358] Sabio y García, C. A., Schiaffino, M. R., Lozano, V. L., Vera, M. S., Ferraro, M., Izaguirre, I. y Pizarro, H. (2020). New findings on the effect of glyphosate on autotrophic and heterotrophic picoplankton structure: A microcosm approach. *Aquatic Toxicology*, 222:105463. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105463

[359] Sun, M., Li, H., y Jaisi, D. P. (2019). *Op Cit.*

[360] Sabio y García et al. (2020). *Op Cit.*

[361] Relyea, R. A., y Jones, D. K. (2009). The toxicity of Roundup Original Max® to 13 species of larval amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(9), 2004-2008. https://doi.org/10.1897/09-021.1

[362] Agostini, M. G., Roesler, I., Bonetto, C., Ronco, A. E., y Bilenca, D. (2020). Pesticides in the real world: The consequences of GMO-based intensive agriculture on native amphibians. *Biological Conservation*, 241: 108355. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108355

[363] Rogacz, D., Lewkowski, J., Cal, D., y Rychter, P. (2020). Ecotoxicological effects of new C-substituted derivatives of N-phosphonomethylglycine (glyphosate) and their preliminary evaluation towards herbicidal application in agriculture. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 194, 110331.

[364] Nguyen, D. B., M. T. Rose, T. J. Rose, S. G. Morris y van Zwieten, L. (2016). Impact of Glyphosate on Soil Microbial Biomass and Respiration: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry*. 92: 50–57

[365] Thongprakaisang, S., Thiantanawat, A., Rangkadilok, N., Suriyo, T y Satayavivad, J. (2013). Glyphosate Induces Human Breast Cancer Cells Growth via Estrogen Receptors. *Food and Chemical Toxicology*: An International Journal Published for the British Industrial *Biological Research Association*, 59: 129–36.

[366] Tesfamariam, T., Bott, S., Cakmak, I., Römheld, V. y Neumann, G. (2009). Glyphosate in the rhizosphere—Role of Waiting Times and Different Glyphosate Binding Forms in Soils for Phytotoxicity to Non-Target Plants. *European Journal of Agronomy*, https://doi.org/10.1016/j.eja.2009.03.007

[367] Lupwayi, N. Z., Harker, K. N., Clayton, G. W., O'Donovan, J. T., & Blackshaw, R. E. (2009). Soil microbial response to herbicides applied to glyphosate-resistant canola. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 129(1), 171-176. https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.08.007

[368] Busse, M., Ratcliff, A., Shestak, C. y Powers, R. (2001). Glyphosate toxicity and the effects of long term vegetation control on soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 33.1777-1789.

[369]Gardner, J. G., & Nelson, G. C. (2008). Herbicides, glyphosate resistance and acute mammalian toxicity: Simulating an environmental effect of glyphosate-resistant weeds in the USA. Pest *Management Science*, 64(4), 470-478. https://doi.org/10.1002/ps.1497

[370] de Castilhos Ghisi, N., Zuanazzi, N. R., Fabrin, T. M. C., y Oliveira, E. C. (2020). Glyphosate and its toxicology: A scientometric review. *Science of The Total Environment*, 733, 139359. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139359

[371] Mirande, L., Haramboure, M., Smagghe, G., Piñeda, S., y Schneider, M. I. (2010). Side-effects of glyphosate on the life parameters of Eriopis connexa (Coleoptera: Coccinelidae) in Argentina. *Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences*, 75(3), 367-372.

[372] Souza de Saraiva, A., Almeida Sarmento, R., Pedro-Neto, M., Vieira Teodoro, A., Lemus Erasmo, E. A., Vieira Belchior, D. C., y Brandão de Azevedo, E. (2016). Glyphosate sub-lethal toxicity to non-target organisms occurring in Jatropha curcas plantations in Brazil. *Experimental & Applied Acarology*, 70(2), 179-187. https://doi.org/10.1007/s10493-016-0078-6

[373] Böcker, T., Britz, W., Möhring, N., & Finger, R. (2020). An economic and environmental assessment of a glyphosate ban for the example of maize production. *European Review of Agricultural Economics*, 47(2), 371-402. https://doi.org/10.1093/erae/jby050

[374] Cardoso, P., Barton, P. S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., Fukushima, C. S., Gaigher, R., Habel, J. C., Hallmann, C. A., Hill, M. J., Hochkirch, A., Kwak, M. L., Mammola, S., Ari Noriega, J., Orfinger, A. B., Pedraza, F., Pryke, J. S., Roque, F. O., … Samways, M. J. (2020). Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological Conservation*, 242, 108426. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108426

[375] Eggleton, P. (2020). The State of the World's Insects. *Annual Review of Environment and Resources*, 45(1), https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012420-050035

[376] Samways, M. J., Barton, P. S., Birkhofer, K., Chichorro, F., Deacon, C., Fartmann, T., Fukushima, C. S., Gaigher, R., Habel, J. C., Hallmann, C. A., Hill, M. J., Hochkirch, A., Kaila, L., Kwak, M. L., Maes, D., Mammola, S., Noriega, J. A., Orfinger, A. B., Pedraza, F., … Cardoso, P. (2020). Solutions for humanity on how to conserve insects. *Biological Conservation*, 242, 108427. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108427

[377] Wegier, A., Alavez, V., Pérez-López, J., Calzada, L., & Cerritos, R. (2018). Beef or grasshopper hamburgers: The ecological implications of choosing one over the other. *Basic and Applied Ecology*, 26, 89-100. https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.004

[378] SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2014). El Medio Ambiente en México 2013-2014. https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_resumen14/04_biodiversidad/4_1.html

[379] Barkin, D. (2003). Alleviating Poverty Through Ecotourism: Promises and Reality in the Monarch Butterfly Reserve of Mexico. *Environment, Development and Sustainability*, 5(3), 371-382. https://doi.org/10.1023/A:1025725012903

[380] Monterrubio-Cordero, J. C., Rodríguez Muñoz, G. y Mendoza Ontiveros, M. M. (2013). Social benefits of ecotourism: The Monarch Butterfly Reserve in Mexico. *Enlightening Tourism: A Pathmaking Journal*, 2, 105-124.

[381] Pleasants, J. M., y Oberhauser, K. S. (2013). Milkweed loss in agricultural fields because of herbicide use: Effect on the monarch butterfly population. *Insect Conservation and Diversity*, 6(2), 135-144. https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00196.x

[382] Eler Seide, V. E., Cupertino Bernardes, R., Guedes Pereira, E. J., & Pereira Lima, M. A. (2018). Glyphosate is lethal and Cry toxins alter the development of the stingless bee Melipona quadrifasciata. *Environmental Pollution*, 243, 1854-1860. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.020

[383] Vandame, R. (2016). Uso de plaguicidas y mortalidad de abejas en México: una creciente urgencia. El Jarocho Cuántico. La Jornada Veracruz.

[384] Boily, M., Sarrasin, B., DeBlois, C., Aras, P. y Chagnon, M. (2013). Acetylcholinesterase in honey bees (Apis mellifera) exposed to neonicotinoids, atrazine and glyphosate: Laboratory and

field experiments. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(8), 5603-5614. https://doi.org/10.1007/s11356-013-1568-2

[385] Klein, A.M., Vaissière, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunnigham, S.A., Kremen, C., Tscharntke, T., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society,* 274, 303–313

[386] Gallai, N., Salles, J.M., Settele, J., & Vaissière, B. (2009). Economic valuation of the vulnerability of word agriculture confronted with pollinator decline. *Ecol Econ.,* 68:810–821 (2009).

[387] Ayala, R. y Ortega, M. (2018). Declive de las abejas nativas en la región maya (2018). in Xolalpa et al. Meliponicultura Liderazgo, Territorio y Tradición. Universidad Intercultural Maya de Quintana Roo.

[388] *Ibid.*

[389] Herbert, L. T., Vázquez, D. E., Arenas, A., y Farina, W. M. (2014). Effects of field-realistic doses of glyphosate on honeybee appetitive behaviour. *Journal of Experimental Biology*, 217(19), 3457-3464. https://doi.org/10.1242/jeb.109520

[390] Liao, L.-H., Wu, W.-Y., y Berenbaum, M. R. (2017). Berg, C. J., King, H. P., Delenstarr, G., Kumar, R., Rubio, F., & Glaze, T. (2018). Glyphosate residue concentrations in honey attributed through geospatial analysis to proximity of large-scale agriculture and transfer off-site by bees. *PloS One*, 13(7), e0198876. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198876

[391] Berg, C. J., King, H. P., Delenstarr, G., Kumar, R., Rubio, F., & Glaze, T. (2018). Glyphosate residue concentrations in honey attributed through geospatial analysis to proximity of large-scale agriculture and transfer off-site by bees. *PloS One*, 13(7), e0198876. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198876

[392] Ledoux, M. L., Hettiarachchy, N., Yu, X., Howard, L., y Lee, S. O. (2019). Penetration of glyphosate into the food supply and the incidental impact on the honey supply and bees. *Food Control*, 106859. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2019.106859.

[393] Balbuena, M.S., Tison, L., Hahn, M.-L., Greggers, U., Menzel, R. y Farina, W.M. (2015). Effects of subletal doses of glyphosate on honeybee navigation. *The Journal of Experimental Biology*, 218, 2799-2805.

[394] Mengoni Goñalons, C., y Farina, W. M. (2018). Impaired associative learning after chronic exposure to pesticides in young adult honey bees. *Journal of Experimental Biology*, 221(7). https://doi.org/10.1242/jeb.176644

[395] Jumarie, C., Aras, P., y Boily, M. (2017). Mixtures of herbicides and metals affect the redox system of honey bees. *Chemosphere*, 163-170. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.056

[396] Ledoux, M. L., (2019). *Op Cit.*

[397] Farina, W. M., Balbuena, M. S., Herbert, L. T., Mengoni-Goñalons, C., & Vázquez, D. E. (2019). Effects of the Herbicide Glyphosate on Honey Bee Sensory and Cognitive Abilities: Individual Impairments with Implications for the Hive. *Insects*, 10 (10). https://doi.org/10.3390/insects10100354

[398] Dai, P., Yan, Z., Ma, S., Yang, Y., Wang, Q., Hou, C., Wu, Y., Liu, Y., y Diao, Q. (2018). The Herbicide Glyphosate Negatively Affects Midgut Bacterial Communities and Survival of Honey Bee during Larvae Reared in Vitro. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 66(29), 7786-7793. https://doi.org/10.1021/acs.jafc.8b02212

[399] Giesy, J. P., Dobson, S., Solomon, K. R. (2000). Ecotoxicological Risk Assessment for Roundup® Herbicide. *Rev. Environ. Contam. Toxicol*., 2000;167:35–120.

[400] Bohan D.A., Boffey C.W., Brooks D.R., Clark S.J., Dewar A.M., Firbank L.G., Haughton A.J., Hawes C., Heard M.S., May M.J. (2005). Effects on weed and invertebrate abundance and diversity of herbicide management in genetically modified herbicide-tolerant winter-sown oilseed rape. *Proc. R. Soc. B Boil. Sci*. 2005;272:463–474. doi: 10.1098/rspb.2004.3049.

[401] Motta E.V.S., Raymann K., Moran N.A. (2018). Glyphosate perturbs the gut microbiota of honey bees. *Proc. Natl. Acad. Sci*., 2018;115:10305–10310. doi: 10.1073/pnas.1803880115

[402] Motta E.V.S., Raymann K., Moran N.A. (2018). Glyphosate perturbs the gut microbiota of honey bees. *Proc. Natl. Acad. Sci*., 2018;115:10305–10310. doi: 10.1073/pnas.1803880115

[403] Vázquez D.E., Ilina N., Pagano E.A., Zavala J.A., Farina W.M. (2018). Glyphosate affects the larval development of honey bees depending on the susceptibility of colonies. *PLoS ONE*, 2018;13:e0205074. doi: 10.1371/journal.pone.0205074.

[404] Vázquez DE, Balbuena MS, Chaves F, Gora J, Menzel R, Farina WM. (2020). Sleep in honey bees is affected by the herbicide glyphosate. *Sci Rep.,* 29;10(1):10516. doi: 10.1038/s41598-020-67477-6

[405] Agencia de Protección Ambiental de EUA. (EPA). 2024. Dicamba. Recuperado de: https://www.epa.gov/pesticides/dicamba

[406] Espandiari, P., Thomas, V. A., Glauert, H. P., O'Brien, M., Noonan, D., & Robertson, L. W. (1995). The herbicide dicamba (2-methoxy-3,6-dichlorobenzoic acid) is a peroxisome proliferator in rats. *Fundamental and Applied Toxicology*, 26(1), 85–90.

[407] González, N. V., Soloneski, S., & Larramendy, M. L. (2007). The chlorophenoxy herbicide dicamba and its commercial formulation Banvel® induce genotoxicity and cytotoxicity in Chinese hamster ovary (CHO) cells. *Mutation Research*, 634(1), 60-68. Recuperado de: https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2007.06.001

[408] Clements, C., Ralph, S., & Petras, M. (1997). Genotoxicity of select herbicides in Rana catesbeiana tadpoles using the alkaline single-cell gel DNA electrophoresis (Comet) assay. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, 29(3), 277-288. Recuperado de https://doi.org/10.1002/(SICI)1098-2280(1997)29:3<277::AID-EM8>3.0.CO;2-9

[409] Goldner, W. S., Sandler, D. P., Yu, F., Shostrom, V., Hoppin, J. A., Kamel, F., & LeVan, T. D. (2013). Hypothyroidism and pesticide use among male private pesticide applicators in the agricultural health study. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 55(10), 1171-1178. Recuperado de: doi:10.1097/JOM.0b013e31829b290b

[410] Zhu, L., Li, W., Zha, J., & Wang, Z. (2014). Dicamba affects sex steroid hormone level and mRNA expression of related genes in adult rare minnow (Gobiocypris rarus) at environmentally relevant concentrations. *Environmental Toxicology*. doi:10.1002/tox.21947

[411] Ruiz de Arcaute, C., Soloneski, S., & Larramendy, M. L. (2018). Synergism of mixtures of dicamba and 2,4-dichlorophenoxyacetic acid herbicide formulations on the neotropical fish Cnesterodon decemmaculatus (Pisces, Poeciliidae). *Environmental Pollution*, 236, 33-39. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.049

[412] Espandiari, P., Thomas, V. A., Glauert, H. P., O'Brien, M., Noonan, D., & Robertson, L. W. (1995). The herbicide dicamba (2-methoxy-3,6-dichlorobenzoic acid) is a peroxisome proliferator in rats. *Fundamental and Applied Toxicology*, 26(1), 85–90.

[413] González, N. V., Soloneski, S., & Larramendy, M. L. (2007). The chlorophenoxy herbicide dicamba and its commercial formulation Banvel® induce genotoxicity and cytotoxicity in Chinese hamster ovary (CHO) cells. *Mutation Research*, 634(1), 60-68. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2007.06.001

[414] Espandiari, P., Thomas, V. A., Glauert, H. P., O'Brien, M., Noonan, D., & Robertson, L. W. (1995). The herbicide dicamba (2-methoxy-3,6-dichlorobenzoic acid) is a peroxisome proliferator in rats. *Fundamental and Applied Toxicology*, 26(1), 85–90.

[415] Zhu, L., Li, W., Zha, J., & Wang, Z. (2014). Dicamba affects sex steroid hormone level and mRNA expression of related genes in adult rare minnow (Gobiocypris rarus) at environmentally relevant concentrations. *Environmental Toxicology*. doi:10.1002/tox.21947

[416] Freydier, L., & Lundgren, J. G. (2016). Efectos no deseados de los herbicidas 2,4-D y dicamba en las mariquitas. *Ecotoxicología, Springer Science+Business Media*

[417] Ruiz de Arcaute, C., Soloneski, S., & Larramendy, M. L. (2018). Synergism of mixtures of dicamba and 2,4-dichlorophenoxyacetic acid herbicide formulations on the neotropical fish Cnesterodon decemmaculatus (Pisces, Poeciliidae). *Environmental Pollution*, 236, 33-39. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.049

[418] Zhu, L., Li, W., Zha, J., & Wang, Z. (2014). Dicamba affects sex steroid hormone level and mRNA expression of related genes in adult rare minnow (Gobiocypris rarus) at environmentally relevant concentrations. *Environmental Toxicology*. doi:10.1002/tox.21947

[419] Ruiz de Arcaute, C., Soloneski, S., & Larramendy, M. L. (2018). Synergism of mixtures of dicamba and 2,4-dichlorophenoxyacetic acid herbicide formulations on the neotropical fish Cnesterodon decemmaculatus (Pisces, Poeciliidae). *Environmental Pollution*, 236, 33-39. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.049

[420] Zhu, L., Li, W., Zha, J., & Wang, Z. (2014). Dicamba affects sex steroid hormone level and mRNA expression of related genes in adult rare minnow (Gobiocypris rarus) at environmentally relevant concentrations. *Environmental Toxicology*. doi:10.1002/tox.21947

[421] Ruiz de Arcaute, C., Soloneski, S., & Larramendy, M. L. (2018). Synergism of mixtures of dicamba and 2,4-dichlorophenoxyacetic acid herbicide formulations on the neotropical fish Cnesterodon decemmaculatus (Pisces, Poeciliidae). *Environmental Pollution*, 236, 33-39. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.049

[422] Zhu, L., Li, W., Zha, J., & Wang, Z. (2014). Dicamba affects sex steroid hormone level and mRNA expression of related genes in adult rare minnow (Gobiocypris rarus) at environmentally relevant concentrations. *Environmental Toxicology*. doi:10.1002/tox.21947

[423] Shin, J., Lim, N., & Roh, S. (2020b). Severe chemical burns related to dermal exposure to herbicide containing glyphosate and glufosinate with surfactant in Korea. Annals Of Occupational And Environmental Medicine, 32(1). Recuperado de https://doi.org/10.35371/aoem.2020.32.e28

[424] Mao, Y.-C., Wang, J.-D., Hung, D.-Z., Deng, J.-F., & Yang, C.-C. (2011). Hyperammonemia following glufosinate-containing herbicide poisoning: A potential marker of severe neurotoxicity. Clinical Toxicology, 49(1), 48-52. Recuperado de https://doi.org/10.3109/15563650.2010.539184

[425] Lee, J., & Kim, Y. (2018). Prognostic factor determination mortality of acute glufosinate-poisoned patients. *Human & Experimental Toxicology*, 38(1), 129-135. Recuperado de https://doi.org/10.1177/0960327118783534

[426] Sugimoto, T., Takagi, S., Imanishi, M., & Tokuda, Y. (2020). Severe neurotoxicity following acute glufosinate poisoning: A report of two cases and review of the literature. *Clinical Toxicology*, 58(5), 396-398. Recuperado de: doi:10.1080/15563650.2019.1656132

[427] Nunes, B. V. F., Durán, R., Alfonso, M., De Oliveira, I. M., & Faro, L. R. F. (2010). Evaluation of the effects and mechanisms of action of glufosinate, an organophosphate insecticide, on striatal dopamine release by using in vivo microdialysis in freely moving rats. *Archives Of Toxicology*, 84(10), 777-785. Recuperado de https://doi.org/10.1007/s00204-010-0533-9

[428] Feat-Vetel, J., Larrigaldie, V., Meyer-Dilhet, G., Herzine, A., Mougin, C., Laugeray, A., Gefflaut, T., Richard, O., Quesniaux, V., Montécot-Dubourg, C., & Mortaud, S. (2018). Multiple effects of the herbicide glufosinate-ammonium and its main metabolite on neural stem cells from the subventricular zone of newborn mice. *Neurotoxicology*, 69, 152-163. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.neuro.2018.10.001

[429] Demonte, L. D., Michlig, N., Gaggiotti, M., Adam, C. G., Beldoménico, H. R., & Repetti, M. R. (2018). Determination of glyphosate, AMPA and glufosinate in dairy farm water from Argentina using a simplified UHPLC-MS/MS method. *Science Of The Total Environment*, 645, 34-43. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.340

[430] Cha, Y., Kim, H., Lee, Y., Choi, E., Kim, H., Kim, O., Cha, K., Lee, K., & Hwang, S. (2017). The relationship between serum ammonia level and neurologic complications in patients

with acute glufosinate ammonium poisoning: A prospective observational study. *Human & Experimental Toxicology*, 37(6), 571-579. Recuperado de https://doi.org/10.1177/0960327117715902

[431] Lee, J., & Kim, Y. (2018). Prognostic factor determination mortality of acute glufosinate-poisoned patients. *Human & Experimental Toxicology*, 38(1), 129-135. Recuperado de https://doi.org/10.1177/0960327118783534

[432] Babalola, O. O., Truter, J. C., Archer, E., & Van Wyk, J. H. (2020). Exposure Impacts of Environmentally Relevant Concentrations of a Glufosinate Ammonium Herbicide Formulation on Larval Development and Thyroid Histology of Xenopus laevis. *Archives Of Environmental Contamination And Toxicology*, 80(4), 717-725. Recuperado de: https://doi.org/10.1007/s00244-020-00758-3

[433] Mao, Y.-C., Wang, J.-D., Hung, D.-Z., Deng, J.-F., & Yang, C.-C. (2011). Hyperammonemia following glufosinate-containing herbicide poisoning: A potential marker of severe neurotoxicity. *Clinical Toxicology*, 49(1), 48-52. Recuperado de https://doi.org/10.3109/15563650.2010.539184

[434] Lantz, S. R., Mack, C. M., Wallace, K., Key, E. F., Shafer, T. J., & Casida, J. E. (2014). Glufosinate binds N-methyl-d-aspartate receptors and increases neuronal network activity in vitro. *Neurotoxicology*, 45, 38-47. Recuperado de https://doi.org/10.1016/j.neuro.2014.09.003

[435] Garduño-Everardo, D. R. (2015). Pueblos Indígenas de México en el Siglo XXI. Yumanos. Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/196965/cdi-monografia-yumanos-web.pdf

[436] Alimentación y economía. (2018, 12 enero). Los cucapás. Recuperado de https://1696010.site123.me/ideolog%C3%ADas/alimentaci%C3%B3n-y-econom%C3%ADa#:~:text=Su%20agricultura%20depend%C3%ADa%20de%20las,%2C%20p%C3%A9chita%20de%20mezquite%2C%20etc

[437] Huicochea González, Eva & Jiménez Espinoza, Jorge. (2008). Relatos cucapá. Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas.

[438] SinEmbargo MX. (19 abril 2020). Ya son pocos en México, pero los cucapás resisten con la pesca a la indiferencia de los gobiernos. Recuperado de: https://www.sinembargo.mx/19-04-2019/3566870

[439] Lucero, D. P. (26 julio 2019). El pueblo cucapá se niega a su extinción. *Pie de Página*. Recuperado de: https://piedepagina.mx/el-pueblo-cucapa-se-niega-a-su-extincion/

[440] SERAPAZ AC. (22 mayo 2014). Comunicado de prensa de la sociedad cooperativa Pueblo Indígena Cucapá. Recuperado de: https://serapaz.org.mx/comunicado-de-prensa-de-la-sociedad-cooperativa-pueblo-indigena-cucapa-chapay-seisjhiurrar-cucapa/

[441] Grano, R. L. (s. f.). La sequía en el Río Colorado detona más reducciones en el Suministro de Agua en México y los Estados Unidos durante 2023; se necesitan Acciones adicionales a medida que los Almacenamientos continúan su rápido descenso. Recuperado de https://cila.sre.gob.mx/cilanorte/index.php/prensa/173-prensa141

[442] Alarcón-Chaires P. (2001). Los cucapá y la conservación de la naturaleza. El infortunio de vivir en un área natural protegida en México *Neoliberalismo y medio ambiente*, https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/153464.pdf

[443] Bermejillo, E. (mayo 2004). La persistencia cucapá. Ojarasca. Recuperado de: https://www.jornada.com.mx/2004/05/17/oja85-cucapa.html

[444] SERAPAZ AC. (22 mayo 2014). *Op Cit.*

[445] Navarro-Smith, A. (2013). Pescadores cucapá contemporáneos. *Horizontes Antropológicos*, http://journals.openedition.org/horizontes/380

[446] Navarro-Smith, A. (2013). *Op Cit.*

[447] Verzeñassi, D., Vallini, A., Fernández, F., Ferrazini, L., Lasagna, M., Sosa, A. J., & Hough, G. E. (2023). Cancer incidence and death rates in Argentine rural towns surrounded by pesticide-treated agricultural land. *Clinical Epidemiology and Global Health*, 20, 101239.

[448] Myers, J. P., Antoniou, M. N., Blumberg, B., Carroll, L., Colborn, T., Everett, L. G., ... & Vom Saal, F. S. (2016). Concerns over use of glyphosate-based herbicides and risks associated with exposures: a consensus statement. *Environmental Health*, 15(1), 1-13.

[449] Borggaard, O. K., & Gimsing, A. L. (2008). Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Management Science*, 64(4), 441-456.

[450] Giesy, J. P., Dobson, S., & Solomon, K. R. (2000). Ecotoxicological risk assessment for Roundup® herbicide. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 167, 35-120.

[451] Alonso L. L., *et al.* (2018). *Op Cit.*

[452] Navarro-Smith, A. (2013). *Op Cit.*

[453] Alarcón, P. (2001). Los cucapá y la conservación de la naturaleza. El infortunio de vivir en un área natural protegida en México Neoliberalismo y medio ambiente. Recuperado de https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/153464.pdf

[454] Servicio de Información sobre Sitios Ramsar. (2008). Sistema de Humedales Remanentes del Delta del Río Colorado. Recuperado de: https://rsis.ramsar.org/es/ris/1822

[455] Ficha Informativa. (s/f). Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar. Recuperado de: https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX814RIS.pdf

[456] Maggi, F., la Cecilia, D., Tang, F. H. M., y McBratney, A. (2020). The global environmental hazard of glyphosate use. *The Science of the Total Environment*, 717, 137167.

[457] Mañas, F., *et al*. (2009). *Op Cit*.

[458] Bai, S.H. y Ogbourne, S.M. (2016). Glyphosate: environmental contamination, toxicity and potential risks to human health via food contamination, Environ. Sci. Pollut. Res. Vol. 23:18988–19001, https://doi.org/10.1007/s11356-016-7425-3.

[459] Arteaga, R. A.E. (2021). Análisis del posible uso del algodón silvestre (*Gossypium hirsutum*) como material de construcción en nidos de aves en Yucatán y Oaxaca, México. Tesis que para obtener el título de Licenciada en Biología. Facultad de Ciencias, Universidad nacional Autónoma de México.

[460] Valdés-Casasola, M. M., Robles-Morua, A., & Norman, L. M. (2015). Impact of agrochemicals on water quality in the Colorado River Delta. *Ecología Aplicada*, 14(2), 123-134.

[461] Rabalais, N. N., Turner, R. E., & Díaz, R. J. (2009). Global change and eutrophication of coastal waters. *ICES Journal of Marine Science*, 66(7), 1528-1537.

[462] Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (s.f.). *La Vaquita marina*. Recuperado de https://www.biodiversidad.gob.mx/vacios/images/vaquitaMarina.pdf

[463] Taylor, B. L., Rojas-Bracho, L., Moore, J., & Jaramillo-Legorreta, A. (2017). Extinction is imminent for Mexico's endemic porpoise unless fishery bycatch is eliminated. *Conservation Letters*, 10(5), 588-595.

[464] Díaz, R. J., & Rosenberg, R. (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321(5891), 926-929.

[465] Schmidt, J. C., Yackulic, C. B., & Kuhn, E. (2023). The Colorado River water crisis: Its origin and the future. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 10(6), e1672.

[466] Boonupara, T., Udomkun, P., Khan, E., & Kajitvichyanukul, P. (2023). Airborne pesticides from agricultural practices: A critical review of pathways, influencing factors, and human health implications. *Toxics*, *11*(10), 858.

[467] Bernasconi, C., Demetrio, P. M., Alonso L. L., MacLoughlin, T. M., Cerdá, E., Sarandón, S. J., Marino, D. J. (2021). Evidence for soil pesticide contamination of an agroecological farm

from a neighboring chemical-based production system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, https://lc.cx/4Q1RTf

[468] Brühl, C. A., & Zaller, J. G. (2021). Indirect herbicide effects on biodiversity, ecosystem functions, and interactions with global changes. In *Herbicides* (pp. 231-272). Elsevier.

[469] Li, S., Li, J., Shen, Y., & Xu, Z. (2017). Runoff characteristics and contaminant transport in agricultural watersheds: A review. *Journal of Hydrology*, 551, 494-504.

[470] Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., & Howarth, R. W. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and n[470] Carvalho, F. P. (2017). Pesticides, environment, and food safety. *Food and Energy Security*, 6(2), 48-60.

[470] Brookes, G., & Barfoot, P. (2018). Environmental impacts of genetically modified (GM) crop use 1996–2016: Impacts on pesticide use and carbon emissions. *GM Crops & Food*, 9(3), 109-139.

[470] Bourguet, D., & Guillemaud, T. (2016). The hidden and external costs of pesticide use. Sustainable Agriculture Reviews, 19, 35-120.itrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559-568.

[471] Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100(1-3), 179-196.

[472] Carvalho, F. P. (2017). Pesticides, environment, and food safety. *Food and Energy Security*, 6(2), 48-60.

[473] Brookes, G., & Barfoot, P. (2018). Environmental impacts of genetically modified (GM) crop use 1996–2016: Impacts on pesticide use and carbon emissions. *GM Crops & Food*, 9(3), 109-139.

[474] Bourguet, D., & Guillemaud, T. (2016). The hidden and external costs of pesticide use. Sustainable Agriculture Reviews, 19, 35-120.

[475] Allan, J. D. (2004). "Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems." *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 257-284.

[476] Postel, S. L., & Richter, B. D. (2003). *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*. Island Press.

[477] Garduño Everardo, D.R (2015) Pueblos Indígenas de México en el Siglo XXI. Yumanos. Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/196965/cdi-monografia-yumanos-web.pdf

[478] Alimentación y economía. (2018, 12 enero). Los cucapás. https://1696010.site123.me/ideolog%C3%ADas/alimentaci%C3%B3n-y-econom%C3%ADa#:~:text=Su%20agricultura%20depend%C3%ADa%20de%20las,%2C%20p%C3%A9chita%20de%20mezquite%2C%20etc

[479] Huicochea González, Eva & Jiménez Espinoza, Jorge. (2008). Relatos Cucapá. Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas.

[480] Ya son pocos en México, pero los Cucapás resisten con la pesca a la indiferencia de los gobiernos. (2019, abril 20). SinEmbargo MX. https://www.sinembargo.mx/19-04-2019/3566870

[481] Lucero, D. P. (2019, 26 julio). El pueblo Cucapá se niega a su extinción. Pie de Página. https://piedepagina.mx/el-pueblo-cucapa-se-niega-a-su-extincion/

[482] Ya son pocos en México, pero los Cucapás resisten con la pesca a la indiferencia de los gobiernos. (2019, abril 20). SinEmbargo MX. https://www.sinembargo.mx/19-04-2019/3566870

[483]Comunicado de prensa de la sociedad cooperativa Pueblo Indígena Cucapá – Serapaz A.C. (s.f) (2014, 22 mayo) https://serapaz.org.mx/comunicado-de-prensa-de-la-sociedad-cooperativa-pueblo-indigena-cucapa-chapay-seisjhiurrar-cucapa/

[484] Grano, R. L. (s. f.). La sequía en el Río Colorado detona más reducciones en el Suministro de Agua en México y los Estados Unidos durante 2023; se necesitan Acciones adicionales a medida que los Almacenamientos continúan su rápido descenso. https://cila.sre.gob.mx/cilanorte/index.php/prensa/173-prensa141

[485] Bermejillo, E. (mayo 2004). La persistencia cucapá. Ojarasca. Recuperado de: https://www.jornada.com.mx/2004/05/17/oja85-cucapa.html

[486] SERAPAZ AC. (22 mayo 2014). Comunicado de prensa de la sociedad cooperativa Pueblo Indígena Cucapá. Recuperado de: https://serapaz.org.mx/comunicado-de-prensa-de-la-sociedad-cooperativa-pueblo-indigena-cucapa-chapay-seisjhiurrar-cucapa/

[487] Ochoa-Díaz, A. I. (2011). Diagnóstico social de los cucapá del municipio de Mexicali, Baja California, para el desarrollo de su comunidad. Universidad Autónoma de Baja California.

[488] Smith, A. N. (2013, 20 junio). Pescadores cucapá contemporáneos. investigación y video colaborativo en un escenario de conflicto. https://journals.openedition.org/horizontes/380#tocto1n4

[489] Alarcón, P. (2001). Los cucapá y la conservación de la naturaleza. El infortunio de vivir en un área natural protegida en México Neoliberalismo y medio ambiente. https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/153464.pdf

[490] Porcayo, M. A., Navarro Smith, A., Guía Ramírez, A., & Tapia Landeros, A. (2016). Cambios y continuidades de la vida ancestral Cucapá. Datos arqueológicos, arqueofaunísticos y etnográficos para su comprensión.

[491] Galindo-Bect, M. S., Hernández, J. M., y Huerta, M. Á. (2013). La vaquita marina (*Phocoena sinus*) y la totoaba (*Totoaba mcdonaldi*) especies en peligro de extinción del Alto Golfo de California, en *Pesquerías Globalizadas*, Gloria Ciria Valdéz Gardea y Manuel Salvador Galindo Bect (coords.). El Colegio de Sonora, Universidad Autónoma de Baja California. México: 65-89.

[492] Muehlmann, Shaylih 2016 Languages die like rivers. Entangled endangerments in the Colorado Delta, en *Endargement, Biodiversity and Culture*, Fernando Vidal y Nélia Dias (eds.). Routledge. Nueva York: 41-61.

[493] Ficha Informativa. (s/f). *Op Cit.*

[494] Gruère, G. P., Mehta-Bhatt, P., & Sengupta, D. (2008). Bt cotton and farmer suicides in India. *Reviewing the evidence. International Food Policy Research Institute (IFPRI) Discussion Paper*, *808*, 21-30.

[495] Merriott, D. (2016). Factors associated with the farmer suicide crisis in India. *Journal of epidemiology and global health*, *6*(4), 217-227.

[496] Peña-Sanabria, K. A., Bracamontes Nájera, L., Benítez, M., Cremaschi A., Jönsson, M., Acevedo, F., Tadeo Robledo, M., Espinosa Calderón, A., Mora, K., Kleinfeld Ávila, T., Wegier, A., García Maning, G., Escalona Aguilar, M.A., García-Herrera, R., Espinola, C. (2020). Semillas para el bien común. Compendio de experiencias latinoamericanas y herramientas legales para su defensa en México. Laboratorio Nacional de Ciencias de la Sostenibilidad, Instituto de Ecología, UNAM. Ciudad de México, México.

[497] Brush, S. B. (2004). *Farmers' Bounty: Locating Crop Diversity in the Contemporary World*. Yale University Press.

[498] Perales, H. R., Benz, B. F., & Brush, S. B. (2005). Maize diversity and ethnolinguistic diversity in Chiapas, *Mexico*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(3), 949-954.

[499] Castiñeiras, L., Cristóbal, R., Pinedo, R., Collado, L., & Arias, L. (2009). Redes de abastecimiento de semillas y limitaciones que enfrenta el sistema informal. Cómo conservan los agricultores sus semillas en el trópico húmedo de Cuba, México y Perú, 73-84. Recuperado de: https://lc.cx/IyhCO4

[500] Altieri, M. A., & Toledo, V. M. (2011). The agroecological revolution in Latin America: rescuing nature, ensuring food sovereignty and empowering peasants. *Journal of Peasant Studies*, 38(3), 587-612.

[501] Llamas-Guzmán, L. P., Lazos Chavero, E., Perales Rivera, H. R., & Casas, A. (2022). Seed exchange networks of native maize, beans, and squash in San Juan Ixtenco and San Luis Huamantla, Tlaxcala, Mexico. *Sustainability*, *14*(7), 3779.

[502] Quist, D., & Chapela, I. H. (2001). *Transgenic DNA introgressed into traditional maize landraces in Oaxaca, Mexico*. Nature, 414(6863), 541-543.

[503] Wegier, A. *et al*. (2011). *Op Cit*.

[504] Quist, D., & Chapela, I. H. (2001). *Op Cit*.