



## LAS ACTIVIDADES AGROPECUARIAS EN JALISCO, MÉXICO EN LA PRIMERA DÉCADA DEL SIGLO XXI

The farmer activities in Jalisco, Mexico during the first decade of 21st century

*José Juan P. Rojas<sup>1\*</sup> & Ramiro Vallejo<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Centro Universitario de Tonalá, Universidad de Guadalajara, <sup>2</sup>Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C. Correo electrónico: jpablo.rojas@cutonala.udg.mx

\*Autor correspondiente/corresponding author: Correo electrónico/E-mail: jpablo.rojas@cutonala.udg.mx

### RESUMEN

La competencia internacional por posicionar productos agropecuarios en mercados altamente redituables y demandantes llevó a que productores jaliscienses, en el occidente del país de México, a que cambiaran sus pautas de producción y en algunos casos hasta el patrón de cultivo y crianza a tecnificada produciendo con esto una intensificación de los impactos ambientales negativos entre los que destaca el desgaste del recurso hídrico y la erosión del suelo por verter contaminantes químicos y sobre nutrición del mismo.

*Palabras claves:* sector agropecuario, contaminación, recurso hídrico, impacto ambiental, Jalisco.

### ABSTRACT

The high competition among farmer products in profits markets cause the acceleration and change of technologies, farming patron and intensification of livestock's. Such changing provokes negative environmental impacts in the Jalisco fields. Mainly cause water pollution and erosion of lands farmer because the farm worker put contaminants and over nutrients in both natural components.

*Keywords:* Agriculture sector, pollution, water resources, environmental impact, Jalisco state.

## INTRODUCCIÓN

Ante los problemas asociados a la contaminación ambiental y su afectación potenciadora en el recurso hídrico, en lo que concierne al presente artículo se expone la situación que guardan las empresas agropecuarias en las regiones con vocación agropecuaria del estado federado de Jalisco. Para el trabajo de campo que involucró el análisis de aguas para determinar los contaminantes y cotejar si los parámetros resultantes del estudio de contaminantes se ajustaba a los máximos permisibles legalmente por las Normas Oficiales Mexicanas (NOM) en suelos, para conocer la sobre nutrición del suelo al interior de las unidades de producción y en las excretas del aganado para conocer el balance alimenticio (Atwill 1995, Miller 2001, Steinfeld et al. 2009) y poder proponer, (tomando como referencia la literatura, tanto clásica como actual) criterios de gestión ambiental además de realizar un proceso de auditoría ambiental a beneficio de quienes accedieron a participar e inscribirse ante procesos de autorregulación propuestos por el gobierno del estado de Jalisco (Del Real & López 2015).

Para el análisis del contexto agropecuario de la entidad política en su conjunto se procedió a tomar como referencia la información de las solicitudes de la Licencia Ambiental Única (LAU) que el gobierno estatal exige a los productores de todos los sectores económicos en su jurisdicción para regular las actividades productivas en el estado. Dicha solicitud presenta información esencial respecto al tipo de producción, la intensidad y los parámetros de contaminación que una empresa origina (Del Real & López 2015).

Una de las principales conclusiones del estudio fue que existe una diferencia sustancial para el cumplimiento de los parámetros ambientales normados en las leyes y normas oficiales tanto del ámbito federal como del

estatal entre productores agropecuarios con diferentes capacidades económicas; esto debido a la complejidad técnica de las disposiciones legales en materia ambiental a la que se enfrentan los productores con menor capacidad económica, puesto que en la mayoría de los casos no pueden acceder a técnicos ambientales o abogados ambientalistas que puedan resolver las problemáticas de incumplimiento. Las observaciones e incógnitas de los productores con menor capacidad económica es de desconcierto ante las medidas regulatorias que los gobiernos de los diferentes ámbitos operan ante la problemática ambiental.

Dicha situación dio la pauta para la realización de un diagnóstico sobre la gestión ambiental en los sectores productivos del estado de Jalisco (Del Real & López 2015). El presente documento expone una reflexión sobre la problemática que impacta las actividades agropecuarias a los recursos hídricos a través de la contaminación de los componentes físicos agua, aire, suelo y riesgo en la pérdida de flora y fauna nativa.

Los productores con capacidad económica buscan la participación de las instituciones para la capacitación y un mayor apoyo financiero para la adquisición de tecnologías que contribuyan a la remediación o en el mejor de los casos, la mitigación de los efectos negativos de su actividad. Biodigestores, geomembranas, trenes de tratamiento primario para aguas residuales, biomembrana de adsorción de olores y en algunos otros casos cultivos modificados genéticamente entran como palabras novedosas que les libran de “la intromisión del gobierno”; pese a que la capacitación para el manejo de dichas tecnologías sea el nuevo punto de debate y conflicto entre autoridades y el sector productivo agropecuario.

Actualmente el tratamiento de agua en el sector pecuario, por ser éste el que mayor im-

pacto ejerce en el recurso hídrico, se limita en el mejor de los casos a la instauración de un tren de tratamiento primario o se destinan sus descargas de agua residual a la red del servicio municipal correspondiente, con el fin de cumplir el parámetro mínimo de calidad requerido en la normas oficiales mexicanas (NOM): el último reducto concurrente es la inobservancia de dichas normas o el maquillaje de información presentada a las instituciones encargadas del desarrollo ambiental de las actividades, pese a los efectos mostrados a lo largo del trabajo de investigación del cual se desprende el presente documento y en el cual se muestra una metodología de medición de los contaminantes a partir del balance de alimento suministrado al ganado y la cantidad de excretas resultantes lo cual muestra los criterios de engorda e hidratación.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó la búsqueda, el análisis e integración de la información disponible tanto de aspectos del medio físico, biótico y humano en torno al sector agropecuario en Jalisco y se confrontó información procedente de diversas dependencias de gobierno que recaban datos relacionadas a dichas actividades productivas del estado y el trabajo de campo el cual consistió en análisis de laboratorio para la caracterización de aguas y la observación participativa a unidades agropecuarias realizado por los presentes investigadores.

El cotejo entre la información proporcionada por diferentes dependencias públicas de Jalisco y la federación en algunos casos muestra discrepancias entre datos estadísticos; esta situación quizás se deba a los instrumentos estadísticos y metodológicos utilizados por cada dependencia para el procesamiento de la información y la construcción de los datos. otra causa es porque los datos declarados por

los agro-productores ante la autoridad ambiental sólo reflejan rangos de contaminación mínimos o máximos permisibles de acuerdo a las normas medioambientales; pero nunca los excedentes producidos realmente por las actividades agropecuarias de las unidades productivas, esto como estrategia para seguir operando sin obstrucciones legales o multas, hasta que la inspección y vigilancia del sector público atiende las anomalías declaradas en la información institucional.

Se efectuó un análisis, confrontación de fuentes y síntesis de información institucional frente a información científica, censal y de campo mediante el método inductivo en el estudio de casos reales elegidos de manera aleatoria y que presentaban problemáticas ambientales.

A partir de la realización del diagnóstico del impacto, afectación y riesgo del sector agropecuario en Jalisco a solicitud de la Secretaría de Medio Ambiente y Territorio (SEMADET), se realizó un análisis de los resultados obtenidos y se seleccionaron los indicadores ambientales para las diferentes matrices propuestas (agua, suelo, aire, recursos bióticos, actividades productivas, población, etc.) en el sector agropecuario. Para efectos del presente trabajo se enfocó el impacto de la actividad agropecuaria sobre el recurso hídrico sin abandonar su interrelación con los componentes suelo y aire. El análisis parte de la visión de que el deterioro y agotamiento de un recurso natural como es el agua genera impactos tanto sociales (conflictos sociales, externalidades económicas, transgresión sociocultural, etc.) como ambientales (entorno ambientales como contaminación de los otros elementos naturales: aire, suelo, flora y fauna) se toma como referencia las Normas Oficiales Mexicanas: en materia de agua se tomaron los rangos permisibles en las NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes

en las descargas de agua de aguas residuales en aguas y bienes nacionales en materia de aire se toma como referencia los parámetros de los máximos permisibles de emisión de los equipos de combustión de calentamiento indirecto y su medición propuestos en la NOM-085-SEMARNAT-2011. En materia de suelos agrícolas se tomó como referencia la NOM-232-SSA1-2009, Plaguicidas: que establece los requisitos del envase, embalaje y etiquetado de productos grado técnico y para uso agrícola, forestal, pecuario, jardinería, urbano, industrial y doméstico, la NOM-021-SEMARNAT-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de los suelos; estudio muestreo y análisis, finalmente la NOM-062-SEMARNAT-1994, que establece las especificaciones para mitigar los efectos adversos sobre la biodiversidad que se ocasiona por el cambio de uso del suelo de terrenos forestales a suelo agropecuario.

## RESULTADOS

### *Impacto ambiental del sector agropecuario sobre agua, suelo y aire como un sistema natural interrelacionado*

El impacto ambiental se define de manera convencional como la alteración del medioambiente, provocada directa o indirectamente por un proyecto o actividad en un área determinada; en términos simples, es la modificación del ambiente por acciones humanas o de la naturaleza. Existen diversos tipos de impactos ambientales, pero fundamentalmente se pueden clasificar, de acuerdo a su origen: impacto ambiental provocado por el aprovechamiento de recursos naturales ya sean renovables, tales como el aprovechamiento forestal o la pesca; o no renovables, tales como la extracción del petróleo o del

carbón. Impacto ambiental provocado por la contaminación. Todos los proyectos que producen algún residuo (peligroso o no), emiten gases a la atmósfera o vierten líquidos al ambiente. Impacto ambiental provocado por la ocupación del territorio. Los proyectos que al ocupar un territorio modifican las condiciones naturales por acciones tales como tala rasa, compactación del suelo, entre otros.

De acuerdo con Echaniz (1995), se entiende como impacto ambiental los efectos resultantes de una actuación determinada de la que puede ser efecto directo o indirecto una o múltiples causas que devienen en cadenas de efectos; el impacto emanará como consecuencia automática. El impacto ambiental, se deduce, es una cadena causal de eventos que conforme a la clasificación anterior intervienen en el curso habitual del entorno.

Las actividades agropecuarias del estado de Jalisco son trascendentales en la economía local y nacional. De acuerdo a los datos presentados por la SAGARPA (2012) el estado de Jalisco se ubica como productor principal nacional de maíz de grano de temporal con el 7,7% de la superficie y 13,8% de la producción total; como segundo productor nacional de caña de azúcar con el 9,6% de la superficie sembrada y el 11% de la producción; como segundo productor nacional de sandía de riego con el 9,3% de la superficie sembrada y 15,6% de la producción y en primer lugar como productor nacional de maíz forrajero de temporal con el 29,8% de la superficie sembrada y el 26,9% de la producción total. Los principales cultivos de riego, de temporal y perennes se indican en el Tabla 1.

Por la magnitud de su impacto, la ganadería es una de las actividades del sector agropecuario que origina más problemas medioambientales entendidos estos como el conjunto de afectaciones.

En países desarrollados las afectaciones son atendidas de manera ineficiente por lo

TABLA 1. CULTIVOS PRINCIPALES DEL ESTADO DE JALISCO, MÉXICO. Fuente: Cifras preliminares Estimaciones DGEAP (Dirección General de Estudios Agropecuarios y Pesqueros) con datos del SIAP Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera de la SAGARPA (2014).

Main crops in Jalisco state, Mexico.

	Volumen de Producción (miles de toneladas)			
	2008a	2009	Variación	Lugar
			Anual %	Nacional 2007
RIEGO				
Jitomate	108,7	122,4	12,6	4°
Maíz	248,1	231,2	-6,8	10°
Chile verde	63,9	76,7	20,0	6°
Trigo	179,4	165,7	-7,6	5°
Sandía	135,9	131,2	-3,5	2°
Maíz forrajero	590,9	774,8	31,1	3°
TEMPORAL				
Maíz	2,871,2	2,957,4	3,0	1°
Avena Forrajera	115,1	119,2	3,6	7°
PERENNES				
Caña de azúcar	6,202,7	6,251,9	0,8	2°
Mango	53,0	49,6	-6,4	9°
Agave	1,137,9	1,153,7	1,4	1°
Alfalfa verde	792,2	838,8	5,9	10°
Papaya	28,2	29,3	3,9	7

que la reducción de dichas es significativa., las afectaciones a partir de los aspectos ambientales significativos son alarmantes debido a que la afectación excede la capacidad de atención de los generadores de los contaminantes, en especial en la región Hidrológica del sistema Lerma-Chapala-Santiago, en México.

En el mismo orden de ideas, el sector agropecuario es uno de los sectores productivos que aporta repercusiones graves al medioambiente en todos los niveles, desde el ámbito local hasta el mundial (Steinfeld et al. 2009). Se caracteriza por aglutinar actividades intensivas y expansivas en la explotación de recursos como el suelo y el agua, las ac-

tividades agrícolas y pecuarias se presentan en la actualidad en forma conjunta debido a múltiples variables en la forma de vida globalizada y de libre mercado, en donde los cambios de cultivo a productos más rentables y demandantes de recursos, aunado al cambio de vocación de suelos agrícolas a urbanos y de ecosistemas naturales a superficies de explotación agropecuaria son la premisa frente a la problemática del cambio de cultivos tradicionales que por efectos antropológicos y culturales ya se habían adaptado a la realidad social y ante la competencia de mercado. Los efectos, además de la degradación ambiental, incluyen la migración tanto de especies faunísticas como humanas en busca de un medio más favorable ante la invasión de animales de crianza y vegetación cultivada para responder a la necesidad alimenticia (Shiva 2003).

La expansión de los pastos de consumo pecuario y los cultivos rentables dentro de los ecosistemas naturales contribuyen al crecimiento intensificado de la producción agropecuaria, de forma colateral y directamente proporcional al desgaste de suelos y sobreutilización de agua. Es probable que esta tendencia continúe a nivel mundial, regional y local si no se presentan modificaciones sustanciales que contribuyan a la regulación o concientización sobre la preservación de espacios naturales como estrategia paliativa a los problemas medioambientales presentes.

Independientemente del propósito, la destrucción de los hábitats naturales para su conversión en tierra agrícola implica una pérdida directa y considerable de biodiversidad (Steinfeld et al. 2009). La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM) afirma que los cambios en el uso de la tierra son la principal causa de pérdida de biodiversidad (EM 2005). La destrucción de la cubierta vegetal, también origina la liberación de carbono, contribuyendo así al cambio climático.

Además, la deforestación afecta el ciclo del agua, reduciendo la infiltración y el almacenamiento y aumentando la escorrentía por la remoción de la cubierta forestal y la hojarasca, así como por la reducción de la capacidad de infiltración del suelo provocada por la disminución en el contenido de humus (Ward & Robinson 2000).

La fauna nativa frente al cambio de vocación del suelo busca nuevos entornos a los cuales pueda adaptarse, de no lograr el reto deviene la desaparición de la población en el espacio geográfico y de ser una especie endémica del lugar la extinción llega; situaciones análogas pueden suceder con los humanos al momento de migrar tanto de territorio como de actividades ocupacionales.

Ante dichos fenómenos, los seres vivos se enfrentan a las premisas de, en primer lugar vencer los principios de irritabilidad y resiliencia, en el mejor de los casos para adaptarse a nuevos medios ambientales o realidades de cambio climático, al cual las actividades agropecuarias aportan una contribución importante. En segundo, los humanos por sus actividades transformadoras del medio natural se ven en la necesidad de implementar medidas de prevención, mitigación y remediación de las externalidades negativas al ambiente.

Méndez & Cazarín et al. (2000) comentan que las excretas animales al degradarse emiten olores que pueden provocar molestias, sobre todo a las personas que no viven en contacto de los animales productivos (Taiganides 1992). También se generan problemas ambientales de tipo global, generados por la emisión de bióxido de carbono y metano, provenientes del metabolismo y digestión de las vacas lecheras. El gas metano se forma además cuando se apilan excretas; ambos gases cooperan al efecto de invernadero y el segundo también afecta a la capa de ozono (Sánchez & Gerón 1992). Las ex-

cretas expuestas al ambiente emiten amonio. El amonio arrastrado por la lluvia o los líquidos hacia las capas más profundas del suelo puede ser desnitrificado o bien puede llegar a convertirse en nitritos y posteriormente en nitratos por la acción microbiana de esos estratos. Si este último producto no es captado por las plantas se convierte en contaminante de los mantos fríaticos (Taiganides 1992).

#### *Impactos al suelo: degradación de pastizales y desertización*

En otro orden de ideas, la degradación de los pastizales asociada al sobrepastoreo es un problema frecuente que es ampliamente estudiado. Esta degradación puede darse en todos los sistemas de producción y en todos los climas, y generalmente está asociada a un desfase entre la densidad de los animales y la capacidad de los pastizales para servir de alimento y para resistir al pisoteo. El problema se asocia con frecuencia a la mala ordenación de los pastizales (Steinfeld et al. 2009).

Los suelos compactados y/o impermeables pueden presentar una disminución en la tasa de infiltración y, por consiguiente, incrementar el volumen y la velocidad de las escorrentías (Steinfeld et al. 2009). Asner et al. (2004) sugiere tres tipos de síndrome de degradación de los ecosistemas relacionado con el pastoreo: desertificación (en climas áridos); aumento de la cobertura de plantas leñosas en praderas subtropicales y semiáridas; deforestación (en climas húmedos).

La extensión de la degradación de los pastizales en los climas semiáridos y áridos es motivo de preocupación y objeto de importantes debates debido a la complejidad de su cuantificación. No hay indicadores fiables y de fácil medición sobre la calidad de la tierra, los ecosistemas también fluctúan, y la vegetación anual de estas zonas áridas ha demostra-

do una gran resiliencia (Herrmann et al. 2005).

En los pastizales de los climas templados y húmedos existe también riesgo de degradación. Cuando la carga animal es demasiado alta, la extracción de nutrientes (especialmente nitrógeno y fósforo) mediante los productos del ganado y los procesos de degradación del suelo puede ser superior a los aportes, dando como resultado un “agotamiento” de los suelos. A largo plazo, esto conduce a la degradación de los pastizales, que se pone de manifiesto en un descenso de la productividad (Bouman et al. 1999).

Al reducirse la fertilidad del suelo, las malezas y especies herbáceas no deseadas compiten con mayor intensidad por la luz y los nutrientes. Para controlarlas, se precisan más herbicidas y mano de obra, lo que genera un impacto negativo sobre la biodiversidad y los ingresos de los productores (Myers & Robbins 1991).

El impacto del sector pecuario en la degradación del suelo es complejo, en tanto que constituye una fuente directa e indirecta de contaminación y tiene influencia directa, a través de la degradación de la tierra, sobre los mecanismos naturales que controlan y mitigan las cargas contaminantes.

La aplicación de estiércol en las tierras agrícolas está motivada por dos razones compatibles. En primer lugar, desde un punto de vista ambiental y/o económico, es un fertilizante orgánico efectivo y disminuye la necesidad de adquirir insumos químicos. En segundo lugar, resulta más barato que tratar el estiércol para cumplir con los estándares fijados para las descargas (Steinfeld et al. 2009). El uso del estiércol como fertilizante no debería considerarse un riesgo potencial de contaminación hídrica sino un medio para reducirla. Cuando se usa apropiadamente, el estiércol del ganado reciclado disminuye la necesidad de fertilizantes minerales (Steinfeld et al. 2009).

El uso de estiércol como fuente de fertili-

zante orgánico tiene otras ventajas con respecto a la contaminación del agua con nutrientes. El hecho de que una elevada proporción del N contenido en el estiércol esté presente en forma orgánica determina que pase a los cultivos de manera gradual. Además, la materia orgánica del estiércol mejora la estructura del suelo y aumenta la retención de agua y la capacidad de intercambio de cationes (De Wit et al. 1997). Sin embargo, el N orgánico también es mineralizado en los períodos en que la absorción de N por los cultivos es baja (Steinfeld et al. 2009).

Cuando se aplica el estiércol como fertilizante orgánico, generalmente se busca un suministro a los cultivos de N más que de P. Sin embargo, los cultivos tienen requerimientos diferentes de extracción de N y de P diferente de la relación N/P presente en los excrementos del ganado; el resultado es un aumento en los niveles de P en los suelos estercolados. Puesto que el suelo no es un sumidero infinito de P, la situación resultante es un proceso de lixiviación de P (Miller 2001). Además, cuando el estiércol se usa como acondicionador del suelo las dosis de P aplicadas en la tierra exceden la demanda agronómica y los niveles de P se acumulan en los suelos (Gerber & Menzi 2005).

La aplicación del estiércol puede tener como propósito el manejo rentable de los desechos, entonces los productores de cultivos tienden a aplicar el estiércol a tasas intensas y frecuentes, realizadas a destiempo y excediendo las demandas de la vegetación. Las causas de la aplicación excesiva son los altos costos del transporte y la mano de obra, que con frecuencia limitan el uso del estiércol como fertilizante orgánico en las áreas vecinas a los sistemas industriales de producción animal. Como consecuencia, se aplica estiércol en exceso, dando lugar a su acumulación en el suelo y a la contaminación del agua a través de la escorrentía y la lixiviación. Se ha

estimado que las pérdidas de P en los cursos de agua generalmente están comprendidas en un intervalo que va del 3 al 20% del P aplicado (Carpenter et al. 1998, Hooda et al. 2000).

Las pérdidas de N en la escorrentía están usualmente por debajo del 5% de la tasa de fertilizante aplicada, si bien esta cifra no refleja el nivel de contaminación real porque no incluye la infiltración ni la lixiviación. De hecho la cantidad total de N que los ecosistemas agrícolas exportan al agua, como porcentaje de los fertilizantes aplicados, va desde un 10-40% en los suelos francos y arcillosos hasta un 25-80% en los suelos arenosos (Carpenter et al. 1998). Estas estimaciones son consistentes con las cifras suministradas por Galloway et al. (2004), quienes estimaron que un 25% del N aplicado escapa y contamina los recursos hídricos.

#### *Impactos a la atmósfera: generación de gases de efecto invernadero*

Un elevado porcentaje de la producción mundial de cultivos se destina a la alimentación del ganado. Los fertilizantes minerales nitrogenados se aplican a la mayor parte de las tierras destinadas a estos cultivos, en particular en el caso de cultivos de alta energía como el maíz. Las emisiones gaseosas procedentes de la elaboración de fertilizantes deben considerarse dentro de las emisiones que produce la cadena alimentaria animal en su conjunto (Steinfeld et al. 2009).

Aproximadamente el 97% de los fertilizantes nitrogenados derivan del amoníaco producido sintéticamente por medio del proceso Haber-Boch (Steinfeld et al. 2009, IFA 2002). Actualmente mediante este proceso se producen aproximadamente 100 millones de toneladas de fertilizantes sintéticos nitrogenados al año. Cerca del 1% de la energía mundial se usa para estos fines (Smith 2002).

El uso de combustibles fósiles en la fabricación de fertilizantes es el potencial responsable de la emisión de 41 millones de toneladas de CO<sub>2</sub> al año (Steinfeld et al. 2009, FAO 2003, 2002).

Por otro lado, a escala mundial, el ganado es la fuente antropogénica más importante de emisiones de metano. Entre los animales domésticos, los rumiantes (bovinos, búfalos, ovejas, cabras y camellos) producen cantidades significativas de metano como parte del normal proceso digestivo. El metano también se produce en cantidades más pequeñas en el proceso digestivo de otros animales, incluidos los humanos (EPA 2005).

El ser humano ha cambiado el ciclo del nitrógeno a través de la fertilización de suelos. Una parte importante del fertilizante aplicado en los campos agrícolas se convierte en formas de nitrógeno reactivo (NO o N<sub>2</sub>O) en el proceso de nitrificación-desnitrificación del suelo mediante bacterias, el cual puede ser un gas de efecto o un contaminante atmosférico. El óxido nitroso es muy persistente en la atmósfera donde puede permanecer hasta 150 años. Además de su función en el calentamiento global, el N<sub>2</sub>O también contribuye al agotamiento de la capa de ozono, que protege la biosfera de los efectos dañinos de las radiaciones solares ultravioletas (Bolin et al. 1981).

La eficiencia de asimilación de N por los cultivos es muy escasa. Esta baja eficiencia se debe en gran medida a factores relacionados con el manejo, tales como la aplicación de cantidades excesivas de fertilizantes o la forma y momento de las aplicaciones (Steinfeld et al. 2009).

La eficiencia del ganado para asimilar N es aún más baja y da lugar a un elevado nivel de desperdicios de N en todas las circunstancias. El nitrógeno entra en el ganado a través del pienso, que contienen de 10 a 40 gramos de N por kilogramo de materia seca (Stein-

feld et al. 2009). Agregando todas las especies pecuarias, Smil (1999) estimó que, a mediados de los años noventa, el ganado excretó unos 75 millones de toneladas de N en todo el mundo. Van der Hoek (1998) calcula que, a escala mundial, los productos pecuarios contenían en el año 1994 unos 12 millones de toneladas de N. Estas cifras sugieren una eficiencia de asimilación de solamente el 14%.

#### *Impactos a los cuerpos de agua: eutrofización y lixiviación de contaminantes*

El agua constituye entre el 60 y el 70% del peso corporal y es esencial para que los animales mantengan sus funciones fisiológicas. El ganado satisface sus necesidades de agua por medio del consumo directo de agua potable, del agua contenida en las sustancias alimenticias y del agua metabólica producida por la absorción de nutrientes (Pallas 1986, National Research Council 1981 1994).

Una amplia variedad de factores interrelacionados determinan las necesidades de agua, entre ellos la especie animal, la condición fisiológica del animal, el nivel de ingestión de materia seca; la forma física de la dieta, la disponibilidad y calidad del agua, la temperatura del agua, la temperatura ambiental y el sistema de producción (National Research Council 1981, Luke 1987). La producción pecuaria, especialmente en las granjas industrializadas, también requiere agua para los servicios: limpieza de las unidades de producción, lavado de los animales, instalaciones de enfriamiento de los animales y sus productos (leche) y eliminación de los desechos (Hutson et al., 2004, Chapagain & Hoekstra 2003). En particular, la cría de cerdos precisa una gran cantidad de agua cuando se utilizan sistemas de lavado a chorro; en este caso las necesidades de agua de servicio pueden ser siete veces superiores a las nece-

sidades de agua para el consumo (Chapagain & Hoekstra 2003).

En el caso de los datos proporcionados por la SEMADET, respecto al tratamiento de mantenimiento del aseo, pese a que se reportan técnicas de recolección en seco de las excretas, la práctica común es utilizar agua a presión para la limpieza. Las granjas de mediano y gran tamaño que cuenta con la posibilidad de establecer sistemas de reciclado y tratamiento primario de aguas son escasas. No obstante, un tratamiento primario no es suficiente para la reutilización del recurso para el uso potable en el ganado y en algunos casos tampoco para el riego, debido a la concentración alta de nutrientes en dicha agua residual.

Los animales pueden tener una ingestión de nutrientes extremadamente alta. Algunos de los nutrientes ingeridos son retenidos en el animal, pero la gran mayoría es devuelta al ambiente y puede representar una amenaza para la calidad del agua. En el caso de una vaca lechera en producción la excreción anual es de 129,6 kg de N (79% del total ingerido) y 16,7 kg de P (73%) (De Wit et al. 1997).

La concentración de nitrógeno es más alta en el estiércol de cerdo (76,2 g N/kg peso seco), seguida de pavos (59,6 g/kg), gallinas ponedoras (49,0), ovejas (44,4), pollos para carne (40,0), ganado lechero (39,6) y ganado vacuno de carne (32,5). El contenido de fósforo es más alto en las gallinas ponedoras (20,8 g/P/kg peso seco), seguido de cerdos (17,6), pavos (16,5), ovejas (10,3) bovinos de carne (9,6) y ganado lechero (6,7) (Sharpley et al. 1998 en Miller 2001). En áreas de producción intensiva estas cifras dan como resultado una excesiva concentración de nutrientes que puede superar la capacidad de absorción de los ecosistemas locales y degradar la calidad de las aguas superficiales y subterráneas (Hooda et al. 2000).

Las altas concentraciones de nutrientes en los recursos hídricos pueden dar lugar a una hiperestimulación del crecimiento de las plantas acuáticas y las algas, lo que produce eutrofización, mal sabor y olor del agua, y excesivo crecimiento bacteriano en los sistemas de distribución. La eutrofización es un proceso natural en los lagos que envejecen y en los estuarios, pero la ganadería y otras actividades relacionadas con la agricultura pueden acelerarla en gran medida, incrementando la tasa de entrada de nutrientes y sustancias orgánicas a los ecosistemas acuáticos que son arrastrados por las cuencas circundantes (Nelson et al. 1996). Globalmente, la deposición de nutrientes (especialmente N) excede la carga crítica de eutrofización de un 7-18 por ciento del área de ecosistemas naturales y seminaturales (Bouwman & van Vuuren 1999).

El crecimiento excesivo de algas y de la actividad microbiana estimulado por la eutrofización puede causar un aumento en el consumo del oxígeno disuelto y alterar el normal funcionamiento de los ecosistemas. Otros efectos adversos de la eutrofización son: (a) transformaciones de las características del hábitat debido a un cambio en la composición de las comunidades de plantas acuáticas; (b) reemplazo de las especies de peces deseables por otras menos deseables, con las consiguientes pérdidas económicas; (c) producción de toxinas por ciertas algas; (d) aumento de los gastos de operación del suministro público de agua; (e) invasión y taponamiento de los canales de irrigación con malezas acuáticas; (f) pérdida de oportunidades de uso recreativo; (g) impedimentos a la navegación debido al crecimiento denso de malezas.

Estos impactos se presentan tanto en ecosistemas de agua dulce como marítimos, donde la proliferación de algas es causa de problemas de amplia difusión al liberar toxi-

nas y causar anoxia (“zonas muertas”), con impactos negativos sobre la acuicultura y la pesca (Belsky et al. 1999, Ongley 1996, Carpenter et al. 1998). Las condiciones de almacenamiento y aplicación del estiércol influyen en gran medida en la transformación biológica de los compuestos nitrogenados y los compuestos resultantes constituyen amenazas diferentes para el medio ambiente. En condiciones anaeróbicas los nitratos se transforman en  $N_2$  inocuo (desnitrificación). Sin embargo, cuando el carbono orgánico es deficiente con relación al nitrato, la producción del subproducto  $N_2O$  nocivo se incrementa. Esta nitrificación por debajo del óptimo se presenta cuando el amoníaco viene lavado directamente del suelo hacia los recursos hídricos (Whitmore 2000, Carpenter et al. 1998).

La lixiviación es otro mecanismo a través del cual se producen pérdidas de N en el agua. En su forma de nitrato ( $NO_3$ -N inorgánico), el nitrógeno tiene una gran movilidad en la solución del suelo y su lixiviación se produce fácilmente al agua subterránea o puede entrar en el flujo subsuperficial. El nitrógeno también puede llegar al agua por medio de la escorrentía (especialmente las formas orgánicas). Cuando se usa el estiércol como fertilizante orgánico, una parte significativa de las pérdidas de nitrógeno después de su aplicación está relacionada con la mineralización de la materia orgánica del suelo en un momento en el que no hay cultivo de cobertura (Gerber & Menzi 2005, Hooda et al. 2000).

Un nivel elevado de nitratos en los recursos hídricos puede ser un peligro para la salud. Los niveles excesivos en el agua potable pueden causar metahemoglobinemia (“síndrome del bebé azul”) y la intoxicación de los bebés. Entre los adultos, la toxicidad del nitrato puede causar abortos y cáncer de estómago. El valor de referencia de la OMS para la concentración de nitrato en el agua potable

es de 45 mg/litro (10 mg/litro para N-NO<sub>3</sub>) (Osterberg & Wallinga 2004, Hooda et al. 2000). El nitrito (NO<sub>2</sub>-) es tan susceptible a la lixiviación como el nitrato y es mucho más tóxico.

El fósforo en el agua no se considera directamente tóxico ni para los humanos ni para los animales y, por esta razón, no se han fijado sus estándares en el agua potable. El fósforo contamina los recursos hídricos cuando se vierte o se descarga directamente en las corrientes o cuando se aplica en dosis excesivas en el suelo. A diferencia del nitrógeno, el fósforo es retenido por las partículas del suelo y es menos propenso a la lixiviación, a menos que su concentración sea excesiva. De hecho la principal vía de pérdida de fósforo es la erosión. La escorrentía superficial arrastra el fósforo en forma de partículas o en forma soluble.

En áreas con alta densidad de ganado los niveles de fósforo pueden acumularse en el suelo y alcanzar los cursos de agua con la escorrentía. En los sistemas en pastoreo la acción de pisoteo del ganado sobre el suelo tiene efectos sobre la infiltración y la macroporosidad y causa pérdidas de sedimento y de fósforo a través del flujo superficial procedente de los suelos cultivados y los pastos (Carpenter et al. 1998, McDowell et al. 2003).

Los desechos orgánicos generalmente contienen una gran proporción de sólidos con compuestos orgánicos que pueden poner en peligro la calidad del agua. La contaminación orgánica puede estimular la proliferación de algas, lo que aumenta su demanda de oxígeno y disminuye la disponibilidad de oxígeno para otras especies. La demanda biológica de oxígeno (DBO) es el indicador que suele utilizarse para medir la contaminación del agua por materia orgánica.

En una revisión de fuentes bibliográficas realizada por Khaleel & Shearer (1980) se encontró una correlación muy estrecha entre

la DBO y una elevada cantidad de animales o las descargas directas de los efluentes de las fincas. La lluvia tiene un papel fundamental en la variación de los niveles de la DBO en las corrientes de agua que drenan las áreas destinadas a la cría de ganado, a menos que los efluentes de las fincas no descarguen directamente en las corrientes (Hooda et al. 2000).

El ganado excreta muchos microorganismos zoonóticos y parásitos multicelulares de relevancia para la salud humana (Muirhead et al. 2004). Los microorganismos patógenos pueden ser transmitidos por el agua o por los alimentos, especialmente cuando los cultivos alimenticios se han irrigado con aguas contaminadas (Atwill 1995). Para que se produzca un proceso de transmisión efectiva es necesaria una descarga directa de grandes cantidades de patógenos.

En el sector pecuario se usan grandes cantidades de fármacos, principalmente antimicrobianos y hormonas. Los antimicrobianos se suministran a los animales con propósitos terapéuticos, pero también se dan a grupos de animales sanos de manera profiláctica. Estos compuestos también se suministran de manera rutinaria en la alimentación y el agua durante largos períodos de tiempo con la finalidad de mejorar los índices de crecimiento y de conversión de piensos (Morse & Jackson 2003, Wallinga 2002). Recientemente, la Organización Mundial de la Salud (OMS) ha hecho un llamamiento para prohibir el uso de antibióticos en animales sanos con el fin de mejorar la productividad (FAO 2003).

Las hormonas se utilizan para incrementar la eficiencia de la conversión alimenticia, en especial en el sector de bovinos de carne y porcinos. Su uso no está permitido en muchos países, sobre todo de Europa (FAO 2003). Gracias al uso de hormonas los animales presentan un aumento en la ganancia de peso diario del 8 al 25%, con un aumento del ín-

dice de conversión de piensos de hasta el 15 por ciento (Canadian Animal Health Institute 2004). A pesar de que no se han demostrado científicamente impactos negativos directos en la salud humana derivados del uso correcto de hormonas, en la UE, en parte como respuesta a la presión de los consumidores, se ha adoptado una postura muy estricta en cuanto al uso de hormonas en la producción pecuaria (FAO 2003).

Una porción importante de los medicamentos utilizados no se degrada en el cuerpo del animal y termina en el ambiente. Se han identificado residuos de medicamentos, incluidos antibióticos y hormonas, en varios ambientes acuáticos como las aguas subterráneas, las aguas superficiales, y el agua de grifo (Morse & Jackson 2003). Los animales pueden ser la fuente potencial de contaminación de esos ambientes acuáticos, en particular en los lugares donde se esparce estiércol en la tierra agrícola (Wallinga 2002).

Las bacterias están desarrollando una resistencia a los antibióticos, incluso bajas concentraciones de antimicrobianos. La resistencia puede transmitirse por medio del intercambio de material genético entre microorganismos y desde organismos no patógenos a organismos patógenos. Las bacterias que adquieren resistencia genética pueden superar y propagarse más rápidamente que las bacterias no resistentes (FAO 2003, Wallinga 2002). Además del potencial para diseminar la resistencia a los antibióticos, este hecho es un importante motivo de preocupación ambiental.

Como se ha visto, los principales factores que provocan la pérdida de biodiversidad y los cambios en los servicios de los ecosistemas son la transformación del hábitat, el cambio climático, las especies exóticas invasivas, la sobreexplotación y la contaminación. Estos factores no son independientes. Por ejemplo, el impacto del cambio climático y gran

parte del impacto de la contaminación en la biodiversidad son impactos indirectos que se producen a través de la modificación del hábitat, mientras que este último factor con frecuencia va acompañado de la introducción de especies invasivas (Steinfeld et al. 2009).

El sector pecuario tiene un rol importante en la crisis actual de la biodiversidad, en tanto que contribuye directa o indirectamente a todos los factores causantes de pérdida de biodiversidad a nivel local y global. Generalmente, la pérdida de biodiversidad tiene su origen en una combinación de varios procesos de degradación ambiental, por lo que resulta muy difícil determinar con exactitud la contribución del sector pecuario. Esto se complica aún más dada la gran cantidad de fases de la cadena de producción de alimentos de origen animal en donde se presentan los impactos. Los usos de la tierra asociados a la producción animal y los cambios en el uso de la tierra modifican o destruyen los ecosistemas que son el hábitat de determinadas especies.

El ganado contribuye al cambio climático, lo que a su vez tiene un impacto en los ecosistemas y las especies. Los ecosistemas terrestres y acuáticos resultan afectados por las emisiones (descargas de nutrientes y de patógenos en ecosistemas marinos y de agua dulce, emisiones de amoníaco, lluvia ácida). El sector también repercute directamente en la biodiversidad con las especies exóticas invasivas (el ganado en sí mismo y las enfermedades de las que puede ser vector) y la sobreexplotación, como en el caso del pastoreo excesivo (Steinfeld et al. 2009).

Se ha documentado que las actividades agrícolas a gran escala, entre ellas la producción de cultivos, la ganadería extensiva y los cultivos permanentes como el café y la palma aceitera, han tenido un impacto en cerca de la mitad de las aves amenazadas a nivel mundial, como consecuencia de la destrucción de

sus hábitats. La explotación forestal selectiva o la tala de árboles y la deforestación general afectan a un 30 por ciento de las especies de aves amenazadas, mientras que la recolección de leña y la extracción de vegetación no leñosa afectarían al 15 por ciento, y la conversión a plantaciones de árboles a un 10 por ciento. En conjunto, se considera que más del 70 por ciento de las aves amenazadas globalmente sufren el impacto de las actividades agrícolas y el 60% de las actividades forestales (Baillie et al. 2004).

Se han descrito anteriormente los impactos ambientales que tiene la ganadería en forma general en el suelo, aire, agua, flora y fauna debido a la generación de residuos o a los efectos propios de la actividad. A nivel local, los residuos más visibles en la actividad pecuaria son la generación de excretas, dados los volúmenes que se manejan, los olores que son claramente perceptibles en la comunidad y las formas de dar disposición a las mismas. Dado lo anterior, hemos estimado los volúmenes de contaminantes de acuerdo a la composición química de las excretas, conforme a lo establecido en la literatura. En base a lo establecido por Cobos et al. 1988, Peláez et al. 1999 y Vera et al. 1999, los montos generados por la poblaciones bovinos, porcinos y aves en el estado de Jalisco durante el 2012. Se utilizaron los montos base de excreta calculados mediante los promedios de la SEMADET y de la literatura. Sin embargo, es de remarcar que la cantidad producida de excretas varía básicamente por los siguientes factores: los ligados a las instalaciones y al equipo y los ligados al animal y al alimento (Dourmand 1991).

Los contaminantes de mayor efecto tanto en aire, agua y suelo son el nitrógeno y el fósforo. Considerando que Jalisco ocupa los primeros lugares en la producción ganadera, así debe considerarse también que ocupa los primeros lugares en montos de contaminan-

tes generados y de impacto ambiental. Hay que recordar que las aplicaciones excesivas de nitrógeno en el suelo pueden contaminar los ecosistemas, alterar su funcionamiento y causar daños a las comunidades de organismos vivos que estos albergan. Los montos totales de nitrógeno generados por los bovinos, porcinos y aves, considerando los montos totales de excretas con respecto a las cifras de SEMADET, alcanzan un monto total de 7.605.711 ton. de nitrógeno y 3,331,306 ton. de fósforo, respectivamente.

Estas cantidades de nitrógeno pueden provocar la contaminación de los mantos freáticos debido a los procesos de lixiviación de sobre-fertilización del suelo. Esto podría reflejarse en los niveles de nitrógeno de las aguas de pozos de las diversas regiones de Jalisco. Una actividad importante como tarea futura sería la revisión de los análisis de calidad de agua que reporta la Comisión Estatal de Agua de Jalisco. Con base en esos datos se puede corroborar la hipótesis que se plantea, que una fuente importante de contaminación de los mantos freáticos sería la actividad ganadera, debido al manejo inadecuado de las excretas. Sin embargo, la disposición y manejo adecuado del estiércol puede traer beneficios en actividades como la agricultura.

Por otro lado, la SEMADET actualmente permite que los productores declaren las aguas residuales del sector pecuario (es especial de las granjas porcícolas) como excretas líquida, lo cual es un vacío en la ley, debido a que la autoridad debería pedirle al productor que se sujete a la NOM-001-SEMARNAT. Sin embargo, actualmente los productores de Jalisco utilizan el agua en las granjas como riego agrícola residual sin previo tratamiento, por lo que es un uso inadecuado. Las aguas residuales que son tratadas lo son de manera inadecuada, ya que no se alcanzan los niveles de degradación necesarios para destinarla al riego agrícola o la descarga a cuerpos de

agua superficiales (arroyos, ríos y lagunas). Las consecuencias son severas, entre ellas la eutrofización de los cuerpos de agua y la alteración de la flora y fauna agrícola hasta su extinción. Otra consecuencia grave es la nitrificación de las aguas subterráneas, disminuyendo la calidad del agua potable.

En el mismo orden de ideas, la Comisión Estatal del Agua del estado de Jalisco (CEA) realiza en forma periódica el análisis de calidad del agua de los pozos que existen en la región. Sin embargo, el acceso a dicha información es restringido, por lo que habrá que esperar a que la información sea del dominio público.

#### *Respuesta del sector productivo ante el discurso institucional sobre el tratamiento del agua*

La revisión efectuada a los archivos de SEMADET arroja resultados inesperados. La gran mayoría de productores ganaderos declaró en su licencia única ambiental (LAU) que la crianza de animales únicamente producía excretas secas, lo cual es contradictorio, pues se necesitan grandes cantidades de agua para hacer limpiezas efectivas en una granja. Por otro lado, algunos productores declararon producir excretas líquidas, cuando en realidad se trata de aguas residuales.

Los productores que cuentan con lagunas de oxidación, tratamiento primario más un tratamiento aerobio, biodigestores u otro tipo de tratamiento son escasos. En visitas realizadas a granjas en las regiones Altos y Cienega se pudo constatar que los tratamientos implementados son ineficientes, dado que los volúmenes de las fosas son pequeños y no se establece el tiempo de residencia mínimo para una degradación aceptable. La calidad visual de los efluentes de estos tratamientos indica una gran cantidad de materia orgáni-

ca suspendida. La mayoría de rastros optan por utilizar el agua residual tratada para riego agrícola. Esta práctica es inconveniente, dado que la materia orgánica, nitrato-nitritos, fósforo, microorganismos zoonóticos y parásitos multicelulares remanentes presentes en el agua residual contamina los cuerpos receptores de los efluentes de tratamiento. Otros rastros aplican directamente las aguas residuales directamente a los cultivos, lo cual incrementa los inherentes riesgos a la salud y los procesos de eutrofización de cuerpos cercanos de agua a través de escorrentías.

Por otro lado, existen granjas en Jalisco que se encuentran en vías de adquisición de créditos del Fideicomiso de Riesgo Compartido (FIRCO) de la SAGARPA para instalar en sus granjas un biodigestor que les permita reducir los montos de las excretas semisólidas y líquidas. El propósito es obtener energía simultáneamente para la operación de la misma granja. Sin embargo, esto resuelve los problemas de las granjas de gran volumen de producción en Jalisco, quedando marginadas las pequeñas granjas dispersas, las cuales por falta de conocimiento de acceso al financiamiento optan por no observar las normas ambientales hasta que inspección y vigilancia de Semadet llega a realizar las observaciones.

Actualmente existen tratamientos adecuados para la disposición de las aguas residuales generadas en una granja. El tratamiento del agua residual, consiste en la implementación de una serie de procesos físicos, químicos y/o biológicos, cuyo objetivo es eliminar o disminuir la carga de contaminantes (físicos, químicos y biológicos) presentes en ella, con el propósito de disponerla sin riesgo de ocasionar daños al medio ambiente ni a la salud humana (de acuerdo a la normatividad vigente) o reutilizar con fines recreativos, de riego agrícola u otra actividad humana.

La elección del método de tratamiento y su operación dependerá de varios factores ta-

les como el clima, la topografía del lugar, las características del efluente a tratar, y de otras variables como son los aspectos económicos (la disposición de terreno y los recursos financieros), técnicos, legales (normativas vigentes aplicables) y ubicación y tamaño del establecimiento. Para poder seleccionar el método de tratamiento será fundamental conocer los volúmenes que se generan y las características físicas, químicas, microbiológicas y parasitológicas de los efluentes que posee la granja. Como parámetros principales a tener en cuenta al momento de realizar la caracterización se deben considerar: demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_5$ ), demanda bioquímica de oxígeno (DQO), nitrógeno total kjendhl (NTK), fósforo (P), sólidos suspendidos totales y volátiles (SST y SSV), sólidos sedimentables (SS), pH, conductividad eléctrica (CE), coliformes fecales totales, *Escherichia coli* y huevos de helmintos.

Los sistemas de tratamientos convencionales se dividen en dos etapas principalmente: (a) tratamiento primario, que tiene como objetivo la eliminación de una fracción de los sólidos en suspensión y de la materia orgánica del efluente; esta eliminación suele llevarse a cabo mediante operaciones físicas tales como el filtrado, el tamizado y la sedimentación (Metcalf & Eddy 1998). (b) Tratamiento Secundario, el cual está orientado a la eliminación de los sólidos en suspensión, los compuestos orgánicos biodegradables y nutrientes (principalmente N y P); incluyendo tratamientos biológicos y/o químicos (Metcalf & Eddy 1998).

## DISCUSIÓN

*Situación prevaleciente en el sector agropecuario en Jalisco: grado de presión hidráulico y efectos derivados*

La disponibilidad de agua per cápita en el año 2010 para la Región hidrológico-administrativa 8 Región Lerma-Santiago-Pacífico ocupa el cuarto lugar en el país con menos disponibilidad, debido a la densidad poblacional. Con el crecimiento poblacional actual, habrá una menor cantidad de agua que puede poner en estrés alto a la región citada (CONAGUA 2015).

Actualmente, el estado de Jalisco tiene concesionado a través del CONAGUA un volumen de 3.170,7 hm<sup>3</sup> para la actividad agrícola (CONAGUA 2011). Por otro lado, la CONAGUA (2015) publicó en el Diario Oficial de la Federación la actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea de 282 acuíferos, entre los que se incluyen los de Jalisco. La Tabla 2 representa la disponibilidad de las regiones hidrológico-administrativas en el estado. Puede observarse que los acuíferos de La Barca y Encarnación de Díaz son los que presentan el mayor déficit de reservas de agua subterránea y estos datos coinciden con la alta actividad agrícola reportada por el INEGI (2013) para dichos municipios, inclusive con el comportamiento del número de beneficiarios del programa de la SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social) del Gobierno Federal denominado "PROCAMPO". A grandes rasgos puede observarse que hasta el 2015 las regiones de Jalisco tienen una disponibilidad media anual de agua subterránea (DAS) muy baja e inclusive nula, en los casos de los acuíferos de Atemajac, Cajititlán, Poncitlán, La Barca y Encarnación.

La información contenida en la tabla anterior indica que los municipios circuns-

TABLA 2. DISPONIBILIDAD MEDIA ANUAL DE AGUA SUBTERRÁNEA DE LOS ACUÍFEROS DEL ESTADO DE JALISCO (ADAPTADO DE CONAGUA 2015). R: recarga media anual; DNCOM: descarga natural comprometida; VCAS: volumen concesionado de agua subterránea; VEXTET: volumen de extracción de agua subterránea consignado en estudios técnicos; DAS: disponibilidad media anual de agua subterránea. Las definiciones de estos términos son las contenidas en los numerales “3” y “4” de la Norma Oficial Mexicana NOM-011-CONAGUA-2000.

Annual averages availability of water-bearing in Jalisco (adapted from CONAGUA, 2015).

CLAVE ACUIFERO	R	DNCOM	VCAS	VEXTET	DAS	DEFICIT	
cifras en millones de metros cúbicos anuales							
1401 <sup>a</sup>	Atemajac	147,3	25,7	127,049903	159,7	0,000000	-5,449903
1403 <sup>b</sup>	Cajititlán	47,5	0,5	48,090467	37,7	0,000000	-1,090467
1404 <sup>c</sup>	Poncitlán	4,4	33,7	29,859586	25,9	0,000000	-0,559586
1449 <sup>d</sup>	Lagunas	178,7	3,0	78,282887	62,8	97,417113	0,000000
1450 <sup>e</sup>	San Isidro	64,2	19,6	43,059329	26,9	1,540671	0,000000
1451 <sup>f</sup>	Huejotitlán	9,6	0,0	6,717759	4,2	2,882241	0,000000
1408 <sup>g</sup>	La Barca	67,0	2,8	102,169870	84,2	0,000000	-37,929870
1409 <sup>h</sup>	Ameca	277,3	20,9	154,952679	110,6	101,463321	0,000000
1410 <sup>i</sup>	Lagos de Moreno	196,0	0,0	133,976676	93,0	62,023324	0,000000
1414 <sup>j</sup>	Tepatitlán	41,1	0,2	34,054785	8,8	6,845215	0,000000
1417 <sup>k</sup>	Autlán	76,0	0,0	37,317404	19,0	38,682596	0,000000
1422 <sup>l</sup>	Encarnación	63,0	0,0	105,967830	72,6	0,000000	-42,967830
1427 <sup>m</sup>	Puerto Vallarta	86,5	17,0	47,400119	37,2	22,099881	0,000000

critos a los acuíferos con déficit no tienen posibilidades de expandir sus actividades agropecuarias, inclusive tienen un déficit de disponibilidad de agua. La consecuencia de la sobreexplotación puede ser un daño ambiental severo en los ecosistemas de donde se extrae el agua. Existen dos casos de acuíferos donde a pesar de la actividad agrícola intensa tienen DAS suficientes. Se trata de los acuíferos de Ameca y Lagos de Moreno; sin embargo, observando las estadísticas de la Tabla 2, es notorio que en dichas zonas la recarga de mantos acuíferos es efectiva (CONAGUA 2015).

El Atlas Digital de la CONAGUA reporta hasta el 2012 cuatro puntos de contaminación, que hasta finales del 2014 se evidenció la misma constante de los parámetros de

contaminación, los cuales se muestran en la Tabla 3. Según indicadores de la CONAGUA tomando como referencia la NOM-001-SEMARNAT-1996, el parámetro que indica un agua contaminada se encuentran en el intervalo de mayor a 30 y menor o igual 120 mg/L de DBO5 (Demanda Bioquímica de Oxígeno al quinto día). Dentro de los puntos de contaminación, destacan los correspondientes a las estaciones PSLSP-050 y SSLSP-035, que corresponden a los municipios de Teocaltiche y Lagos de Moreno, donde existe una actividad agropecuaria altamente activa.

Se ignora si la contaminación proviene de la actividad agropecuaria, pero se supone una posibilidad. Los otros puntos señalados en el cuadro B, los correspondientes a los de Ixtlahuacán del Río y Tamazula de Gordiano,

TABLA 3. CALIDAD DE AGUA SEGÚN INDICADOR DBO5 DE LOS DIVERSOS CUERPOS LACUSTRES EN EL ESTADO DE JALISCO (ADAPTADO DE CONAGUA, 2014).

Water quality DBO5 indicator, on several lakes on Jalisco (adapted from CONAGUA, 2014).

Número de estación	PSLSP-050	SSLSP-035	SSLSP-028	SSLSP-083
Nom. de estación (Río)	La Gloria	Río Lagos abajo de la población	Puente Guadalupe	Descarga del Ingenio Tamazula
Estado	Jalisco	Jalisco	Jalisco	Jalisco
Clave de RHA	VIII	VIII	VIII	VIII
Clave de RH	12	12	12	16
Nombre Región Hidrológica	Lerma-Santiago	Lerma-Santiago	Lerma-Santiago	Armería-Coahuayana
Cuerpo de Agua	Río Jerez-Colotlan	Río Lagos	Río Santiago	Río Tamazula
Municipio	Teocaltiche	Lagos de Moreno	Ixtlahuacán del Río	Tamazula de Gordiano
Clave del municipio	14025	14053	14045	14085
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/l)	52,635	89,04	66,6	69,48

son muy probablemente por la actividad industrial de la zona y urbana para el primero, y el segundo se debe a la descarga del ingenio Tamazula. El resto de la estaciones de monitoreo del Atlas Digital de la CONAGUA en el estado de Jalisco se encuentran dentro de los parámetros de calidad aceptable (DBO5 menor o igual a 30 mg/L).

El porcentaje que representa el agua empleada en usos consuntivos respecto al agua renovable es un indicador del grado de presión que se ejerce sobre el recurso hídrico en un país, cuenca o región. Se considera que si el porcentaje es mayor al 40% se ejerce una fuerte presión sobre el recurso (CONAGUA 2011). El grado de presión para la Región Lerma-Santiago-Pacífico es alto (41.9%), ya que casi la mitad del agua renovable es concesionada. Este indicador es importante, pues

si se incrementan las demandas de consumo de agua, se disminuiría la capacidad de reserva de agua de la Región, incrementando en consecuencia los impactos ambientales. Existe el riesgo potencial de que algunos acuíferos sean sobreexplotados en el futuro, como sucede actualmente con algunos del estado de Jalisco (CONAGUA 2015).

## CONCLUSIONES

A través de la investigación “Diagnostico ambiental sobre las actividades productivas de los sectores productivos de Jalisco y Diseño y aplicación de Modelos de Gestión ambiental para sectores productivos de Jalisco (2015)” se da a conocer cómo las actividades agropecuarias inciden en la situación actual

de los recursos hídricos de Jalisco. En el presente documento se expone una síntesis del trabajo de la investigación citada. Se ha dado a conocer que los abatimientos de los mantos freáticos por las actividades agropecuarias son notorios, poniendo en riesgo la sustentabilidad de dicha actividad económica en la región. Así también hemos dado a conocer que los impactos ambientales generados por los aspectos del sector agropecuario en Jalisco tienen una causa de origen local, pero sus efectos tienen repercusiones de tipo global.

Actualmente existen deficiencias evidentes a corregir por parte de las autoridades de los tres niveles de gobierno (local, estatal y nacional) en el ámbito normativo del sector agropecuario en la región occidental de México. Sin embargo, el reto de las autoridades es convencer de manera consciente a los productores agropecuarios se ajusten sus procesos de producción a las normatividades ambientales y sanitarias vigentes.

Se ha descrito la serie de procesos de tratamiento a los que puede ser sometido un efluente que procede de la crianza de ganado. Se puede observar que las aguas residuales de una granja pueden ser tratadas de diversas formas. Sin embargo, el principal obstáculo que se presenta es el problema financiero. Las granjas ganaderas en Jalisco son altamente productivas, sin embargo, se pone en peligro su productividad sino son atendidos los efectos e impactos ambientales generados.

Los productores agropecuarios en Jalisco deben tener conocimientos de los efectos graves que producen sus actividades. Este proceso debe darse a conocer a través de seminarios y simposios que deben ser organizados por las autoridades ambientales locales y federales; en ellos también deben darse a conocer las soluciones posibles a las problemáticas ambientales que existen actualmente. Así también, en dichos foros deben participar instituciones financieras que estén inte-

resados en aportar el capital necesario para resolver la problemática ambiental actual de las granjas ganaderas en Jalisco. Debe comprenderse que el problema no es técnico-tecnológico sino de tipo económico-financiero. El propósito final deber ser mantener activo al sector ganadero ya que genera una gran cantidad de empleo y produce alimento a la sociedad jalisciense.

#### LITERATURA CITADA

- ATWILL ER (1995) Microbial pathogens excreted by livestock and potentially transmitted to humans through water. Davis, USA, Veterinary Medicine Teaching and Research Center, School of Veterinary Medicine, University of California.
- ASNER GP, AJ ELMORE, LP OLANDER, RE MARTIN & AT HARRIS (2004) Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annual Review of Environment and Resources* 29: 261-299.
- BAILLIE JEM, C HILTON-TAYLOR & SN STUART (eds.) (2004) Red list of threatened species. A global species assessment. Unión Mundial para la Naturaleza (UICN). Gland, Suiza y Cambridge, UK.
- BELSKY AJ, A MATZKE & S USELMAN (1999) Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the western United States. *Journal of Soil and Water Conservation* 54: 419-431.
- BENEFIELD L.D & CW RANDALL (1980) *Biological Process Design for Wastewater Treatment*, Prentice Hall, USA.
- BOLIN B, PJ CRUTZEN, PM VITOUSEK, RG WOODMANSEE, ED GOLDBERG & RB COOK (1981) An overview of contributions and discussions at the SCOPE workshop on the interaction of biogeochemical cycles, Örsundsbro, Suecia, 25-30 mayo de 1981.
- BOUMAN BAM, RAJ PLANT & A NIEUWENHUYSE (1999) Quantifying economic and biophysical sustainability trade-offs in tropical pastures. *Ecological Modelling* 120(1): 31-46.

- BOUWMAN AF & DP VAN VUUREN (1999) Global assessment of acidification and eutrophication of natural ecosystems. RIVM report 402001012. Bilthoven, the Netherlands National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). 51 pp.
- CARPENTER SR, NF CARACO, DL CORRELL, RW HOWARTH, AN SHARPLEY & VH SMITH (1998) Non-point pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8(3): 559-568.
- CHAPAGAIN AK & AY HOEKSTRA (2003) Virtual water flows between nations in relation to trade in livestock and livestock products. Value of Water Research Report Series n° 13. UNESCO-IHE.
- COBOS PM (1987) Evaluación nutricional de ensilado a base de estiércol, melaza y rastrojo de maíz en la alimentación de ovinos. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Centro de Ganadería Chapingo, México.
- CONAGUA (2014) Calidad de agua según indicador DBO5, Atlas Digital del Agua México 2012. Acceso a: [http://www.conagua.gob.mx/atlas/mapa/25/index\\_svg.html](http://www.conagua.gob.mx/atlas/mapa/25/index_svg.html) (último acceso: enero 30 de 2014).
- CONAGUA (2011) Estadísticas del agua en México, edición 2011. Comisión Nacional del Agua Marzo de 2011. Acceso a: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGP-1-11-AM2011.pdf>.
- CONAGUA (2015) Acuerdo por el que se actualiza la disponibilidad media anual de agua subterránea de los 653 acuíferos de los Estados Unidos Mexicanos, mismos que forman parte de las regiones hidrológico-administrativas que se indican. 20 de abril de 2015.
- CONAGUA (2007) Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Diseño de lagunas de estabilización. México D.F. Acceso: [www.cna.gob.mx](http://www.cna.gob.mx)
- DAHRENDORF R (1974) Citizenship and beyond: the social dynamics of an idea. *Social research* 673-701.
- DEFOUR D, D DERICKE, J LIESSENS & P PYPIN (1994) Field experience with different system for biomass accumulation in anaerobic reactor technology, *Water Science Technology* 30: 181-191.
- DE WIT J, H VAN KEULEN, HG VAN DER MEER & AJ NELL (1997) Animal manure: asset or liability? *World Animal Review* 88-1997/1 (acceso: [www.fao.org/docrep/w5256t/W5256t05.htm](http://www.fao.org/docrep/w5256t/W5256t05.htm)). Último acceso: enero 15 de 2013).
- DEL REAL J & A LÓPEZ A (2015) Modelos de gestión ambiental para los sectores productivos del estado de Jalisco. México: Ciatej a.c.
- DOURMAND JY (1991) Maîtrise de la charge polluante des effluents des élevages porcins. Journée Régionale EDE de Bretagne. Loudéac le 20 novembre 1991. 5 pp.
- ECHANIZ J (1995) Environmental Impact. Catedra de ingeniería sanitaria y ambiental.
- EM (2005) Ecosystems and human well-being: synthesis, Washington DC, Island Press.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (1997) Waste water treatment manuals primary, secondary and tertiary treatment. Ireland. Acceso a: [https://www.epa.ie/pubs/advice/water/wastewater/EPA\\_water\\_%20treatment\\_manual\\_primary\\_secondary\\_tertiary1.pdf](https://www.epa.ie/pubs/advice/water/wastewater/EPA_water_%20treatment_manual_primary_secondary_tertiary1.pdf)
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (2005) Global warming - Methane. Environmental protection Agency (EPA) (acceso: <http://www.epa.gov/methane/>, último acceso: mayo de 2014).
- GERBER P & H MENZI (2005) Nitrogen losses from intensive livestock farming systems in South East Asia: a review of current trends and mitigation options. En *Greenhouse gases and animal agriculture: an update*. Proceedings of the 2nd International Conference on Greenhouse Gases and Animal Agriculture, 20-24 de septiembre de 2005, Zurich, Suiza.
- FAO (2002) Fertilizer use by crop. Informe conjunto FAO, IFA, IFDC, IPI, PPI. 5.ª edición. 45 pp.
- FAO (2003) World agriculture: towards 2015/30. An FAO perspective, editado por J. Bruisnma. Roma, FAO y London, Earthscan. Acceso a: [www.fao.org/fileadmin/user\\_upload/esag/docs/y4252e.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/esag/docs/y4252e.pdf) (13 de enero de 2014).
- GALLOWAY JN, FJ DENTENER, DG CAPOINE, EW BOYER, RW HOWARTH, SP SEI-

- TZINGER, GP ASNER, CC CLEVELAND, PA GREEN, EA HOLLAND, DM KARL, AF MICHAELS, JH PORTER, AR TOWNSEND & CJ VÖRÖSMARTY (2004) Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70: 153-226.
- HERRMANN SM, A ANYAMBA & CJ TUCKER (2005) Recent trends in vegetation dynamics in the African Sahel and their relationship to climate. *Global Environmental Change* 15: 394-404.
- HOODA PS, AC EDWARDS, HA ANDERSON & A MILLER (2000) A review of water quality concerns in livestock farming areas. *The Science of the Total Environment* 250(1-3): 143-167.
- HUTSON SS, NL BARBER, JF KENNY, KS LINSEY, DS LUMIA & MA MAUPIN (2004) Estimated use of water in the United States in 2000. US Geological Survey Circular 1268, 46 pp.
- IDAE (2007) Biomasa: Digestores anaerobios. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía, Madrid. 48 p. [http://www.idae.es/uploads/documentos/documentos\\_10737\\_Biomasa\\_Digestores\\_Anaerobios\\_A2007\\_0d62926d.pdf](http://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_10737_Biomasa_Digestores_Anaerobios_A2007_0d62926d.pdf)
- IFA (2002) Fertilizer indicators. 2.<sup>a</sup> edición. Asociación Internacional de la Industria de los Fertilizantes, París. p. 20 (Acceso: [www.fertilizer.org/ifa/statistics/indicators/ind\\_reserves.asp](http://www.fertilizer.org/ifa/statistics/indicators/ind_reserves.asp), último acceso: mayo de 2014).
- INEGI (2013) Sistema Estatal y Municipal de Base de Datos. Principales características del sector en 2011 según producción agrícola. Acceso a: <http://sc.inegi.org.mx/sistemas/cobdem/resultados.jsp?w=35&Backidhecho=561&Backcnstem=50&constembd=165> (último acceso: enero 30 de 2014).
- KHALEEL R, KR REDDY & MR OVERCASH (1980) Transport of potential pollutants in runoff water from land áreas receiving animal wastes: a review. *Water Research* 14(5): 421-436.
- LUKE GJ (1987) Consumption of water by livestock. Resource Management Technical Report N° 60, Department of Agriculture Western Australia.
- MALINA JF JR & FG POHLAND (1992) Design of Anaerobic Processes for the Treatment of Industrial and Municipal Wastes, Volume 7, Water Quality Management Library, Technomic Publishing Company, Inc, Pennsylvania, USA.
- MASSÉ DI & L MASSE (2000) Characterization of wastewater from hog slaughterhouse in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment system. *Canadian Agricultural Engineering* 42(3): 139-146.
- MCDOWELL RW, JJ DREWRY, RJ PATON, PL CAREY, RM MONAGHAN & LM CONDRON (2003) Influence of soil treading on sediment and phosphorus losses in overland flow. *Australian Journal of Soil Research* 41(5): 949-961.
- MÉNDEZ CAZARÍN M, R TZINTZUN-RASCÓ & D VAL ARREOLA (2000), Evaluación productiva, de efecto ambiental y de problemas relevantes en explotaciones lecheras de pequeña escala *Livestock Research for Rural Development* 12 (1) <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd12/1/manu121.htm>
- METCALF EDDIE (1998) Waste water engineering: treatment, disposal and reuse. 3 ed., McGraw Hill inc., New York.
- MILLER JJ (2001) Impact of intensive livestock operations on water quality. Proceedings of the Western Canadian Dairy Seminar.
- MORSE A & A JACKSON (2003) Fate of a representative pharmaceutical in the environment. Texas Water Resources Institute. Texas Tech University.
- MUÑOZ VALERO JA, J ORTIZ CANAVATE & J VAZQUEZ MINGUELA (1987) Técnica y aplicaciones agrícolas de la biometanización. Serie Técnica, Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid.
- MYERS RJK & GB ROBBINS (1991) Sustaining productive pastures in the tropics 5: maintaining productive sown grass pastures. *Tropical Grasslands* 25: 104-110.
- MUIRHEAD RW, RJ DAVIES-COLLEY, AM DONNISON & JW NAGELS (2004) Faecal bacteria yields in artificial flood events: quantifying in-stream stores. *Water Research* 38(5): 1215-1224.

- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1981) Effects of environment on nutrient requirements of domestic animals. Subcommittee on Environmental Stress, Committee on Animal Nutrition, National Research Council, Washington DC, National Academy Press. 168 pp.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1994) Nutrient requirements of poultry, 9ª edición revisada. Subcommittee on Poultry Nutrition, Committee on Animal Nutrition, National Research Council, Washington DC, National Academy Press. 176 pp.
- NELSON PN, E COTSARIS & JM OADES (1996) Nitrogen, phosphorus, and organic carbon in streams draining two grazed catchments. *Journal of Environmental Quality* 25(6): 1221-1229.
- ONGLEY ED (1996) Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio FAO Riego y Drenaje n.º 55, FAO, Roma.
- OSTERBER GD & D WALLINGA (2004) Determinants of rural health. *American Journal of Public Health* 94(10).
- PALLAS PH (1986) Water for animals. Land and Water Development Division, FAO (acceso en [www.fao.org/docrep/R7488E/R7488E00.htm](http://www.fao.org/docrep/R7488E/R7488E00.htm). Último acceso: enero 15 de 2013).
- PELÁEZ C (1999) Gallinaza: materia prima en proceso de compostación. *Avicultores*. Colombia, 53: 18-32.
- RAMALHO RS (1996) Tratamiento de Aguas Residuales, Edit. Reverté, Barcelona, España.
- RODRÍGUEZ-FAZZONE M, ME FIGUEROA & J BRUNORI J (edit.) (2012) Buenas Prácticas Pecuarias (BPP) para la producción y comercialización porcina familiar, FAO, Buenos Aires. Acceso: [www.fao.org](http://www.fao.org).
- SAGARPA (2012) Anuario estadístico de la producción agrícola. Cierre de la producción agrícola por estado. Servicio de información agroalimentaria y pesquera. Acceso a: <http://www.siap.gob.mx/cierre-de-la-produccion-agricola-por-estado/>
- SÁNCHEZ VA & DX GERÓN (1992) Los gases de efecto invernadero. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, México.
- SHARPLEY A, JJ MEISINGER, A BREEUWMA, JT SIMS, TC DANIEL & JS SCHEPERS (1998). Impacts of animal manure management on ground and surface water quality. En Hatfield JL & BA Stewart, (eds.), *Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource*, 173-242 pp. Chelsea, Michigan, USA, Ann Arbor Press.
- SHIVA V (2003) *Las guerras del agua*. México: Siglo XXI.
- SMIL V (1999) Nitrogen in crop production: an account of global flows. *Global Biogeochemical Cycles* 13(2): 647-662.
- SMITH BE (2002) Nitrogenase reveals its inner secrets. *Science*, 297(5587): 1654-1655.
- SPEECE RE (1996) *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater*, Archae Press, Nashville, TN.
- STEINFELD H, P GERBER, T WASSENAAR, V CASTEL, M ROSALES & C DE HAAN (2009) *La larga sombra del ganado: problemas ambientales y opciones*, FAO, Roma
- TAIGANIDES EP (1992) *Pig waste management and recycling*. IDRC. Ontario, Canada.
- VAN DER HOEK KW (1998) Nitrogen efficiency in global animal production. *Environmental Pollution*, 102: 127-132.
- VERA FD, AM CABALLERO & FR GARZA (1990) Utilización de heces en la alimentación animal. I Caracterización químico-nutricional de heces de bovinos y porcinos. *Técnica Pecuaria en México* 28: 22-29.
- WALLINGA D (2002) Antimicrobial use in animal feed: An ecological and public health problem. *Minnesota Medical Association*, 85: 12-16.
- WARD RC & M ROBINSON (2000) *Principles of hydrology*, 4.ª edición, McGraw-Hill Publishing Company, Londres, 450 pp.
- WHITMORE AP (2000) Impact of livestock on soil. *Sustainable Animal Production* (acceso: <http://www.agriculture.de/acms1/conf6/ws-4lives.htm>. Último acceso: enero 19 de 2014).

Recibido 14/11/2015; aceptado 3/4/2016