

Dinámica espacio-temporal de los cambios en la cubierta vegetal y usos de suelo asociados al fracking en las cuencas de Burgos, México y Neuquina, Argentina

Spatio-temporal dynamics of land cover/land use change related to fracking in Burgos (Mexico) and Neuquén (Argentina) basins

Alemán-Contreras, Ulises Antonio¹ ; Reyes-Hernández, Humberto² ; van 't Hooft, Anuschka³ ; Santacruz-de-León, Germán⁴ 

RESUMEN

A pesar de ser una técnica muy controvertida la fracturación hidráulica o *fracking*, se implementó ampliamente en varios países productores de hidrocarburos de América Latina durante más de una década. De los múltiples impactos ambientales asociados al *fracking* los cambios en la cubierta vegetal y la competencia por uso del espacio, han sido escasamente estudiados. El objetivo de este artículo es analizar la dinámica espacio-temporal de los cambios en la cubierta vegetal y los usos del suelo en las cuencas de Burgos, México y Neuquina, Argentina. Para ello fueron seleccionados diez campos petroleros representativos de ambas cuencas hidrocarburíferas. El estudio comprende un análisis espacio-temporal basado en el uso de imágenes Landsat de tres temporalidades, un periodo *ex ante* a la implementación de la fractura hidráulica (2002), el periodo de mayor expansión (2013) y un periodo *ex post* (2019). En la cuenca de Burgos se tiene un registro de 7 570 pozos, de los cuales, 2 153 pueden catalogarse como no convencionales. En la cuenca Neuquina, de los 28 238 pozos existentes, 1 501 son no convencionales. En el periodo cúspide del *fracking*, las cubiertas naturales registraron una disminución del 48% en la cuenca de Burgos y del 25% en la cuenca Neuquina. En México los cambios más significativos ocurrieron en el campo Culebra y en el país austral en el campo Estación Fernández Oro. En ambas cuencas, además de la pérdida de la vegetación nativa asociado directamente a la implementación del *fracking* se encontró una disminución en las áreas dedicadas a las actividades primarias. Lo anterior ha propiciado tensiones territoriales, debido a la incompatibilidad de los diferentes usos del suelo y la desigual apropiación del espacio.

Palabras clave: fracking, cobertura vegetal, uso del suelo, cuenca de Burgos, cuenca Neuquina.

¹ Programa de Estudios Latinoamericanos en Territorio, Sociedad y Cultura, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. tony-aleman@hotmail.com

² Licenciatura en Geografía, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. hreyes@uaslp.mx

³ Licenciatura en Antropología, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. avanthoof@uaslp.mx

⁴ Programa Agua y Sociedad, El Colegio de San Luis. german.santacruz@colsan.edu.mx

ABSTRACT

Hydraulic fracturing, or fracking, has been widely implemented in several hydrocarbon-producing countries in Latin America for more than a decade despite being a highly controversial technique. Among multiple environmental impacts associated with fracking, the land cover/use change and space use competition have been scarcely studied. This article analyzes the spatio-temporal dynamics of land cover/land use changes in Burgos, Mexico, and Neuquén, Argentina basins. For this, ten representative oil fields from both hydrocarbon basins were selected. The study comprises a spatial and temporal analysis based on the use of Landsat images of three temporalities, a period ex-ante to the implementation of hydraulic fracturing (2002), the period of most significant expansion (2013), and an ex-post period (2019). There is a record of 7,570 wells in the Burgos basin, of which 2,153 can be classified as unconventional. In the Neuquén basin, of the 28,238 existing wells, 1,501 are unconventional. In the peak fracking period, native vegetation registered a decrease of 48% in the Burgos basin and 25% in the Neuquén basin. In Mexico, the most significant changes occurred in the Culebra field and the Fernández Oro Station field in the southern country. In both basins, in addition to the loss of native vegetation directly associated with fracking implementation, a decrease was found in areas dedicated to primary activities. This situation has led to territorial tensions due to the incompatibility of land uses and the unequal appropriation of space.

Keywords fracking, land cover, land use, Burgos basin, Neuquén basin

El *fracking* es la contracción de las palabras en inglés *hydraulic fracturing* (fractura hidráulica). El término hace referencia a una combinación de técnicas que se aplican a todos los hidrocarburos alojados en rocas de baja permeabilidad, también denominados hidrocarburos no convencionales (Estrada, 2013: 16). Este tipo de hidrocarburos incluyen: los petróleos extra pesados, las *tar sands* (arenas de alquitrán), el *oil shale* (crudo de lutitas), el *tight gas* (gas con permeabilidad muy baja alojado en rocas aceitosas) y el *shale gas* (gas de lutitas) (IEA y ERSAP, 2010: 1).

Para su implementación el *fracking* precisa de enormes inversiones económicas e investigación. Aun cuando el proceso para la explotación de cada formación no convencional es específico y particular, existen etapas que son básicas: evaluación de la formación y del recurso, preparación de la locación, perforación vertical entre los 300 y los 4 000 m de profundidad, perforación horizontal, en "S" o direccional, estimulación y fractura hidráulicas, etapa productiva del pozo, etapa de *flowback*, separación de sólidos, líquidos y gases, almacenamiento, transporte, y cierre del pozo (Cuevas, 2013).

El *fracking* es una técnica controvertida, ya que su implementación está asociada a múltiples impactos ambientales como los sismos antropocéntricos (Ellsworth, 2013; Keranen y Coachran, 2013; Patel, 2009; Wilson et al., 2015), contaminación y dispendio de agua (Benavides y Diwekar, 2015; Estrada, 2013; Gilfillan y Haszeldin [inédito]; Green, 2017; O'Donnel et al., 2018; Ying, 2015;), contaminación atmosférica (Bogacki y Macuda, 2014; Currie, Greenstone y Meckel, 2017; Howarth et al., 2011; Hultman et al., 2011, Shindell et al., 2009) y la alteración del paisaje derivado de la eliminación de las cubiertas naturales y las excavaciones realizadas (Jantz, et al., 2014; Meng, 2014).

Los sismos antropocéntricos o sismicidad inducida asociada al fracking ha sido ampliamente documentada por varios autores (Ellsworth, 2013: 142; Keranen y Coachran, 2013: 699; Patel, 2009, párr. 7; Wilson, et al., 2015: 7), quienes señalan que tras la llegada del *fracking* a una región –que puede o no ser clasificada como zona sísmica– se activa o potencializa la presencia de eventos sísmicos.

El detrimento en la disposición del agua se debe a que cada pozo no convencional requiere en la etapa de perforación entre 7 000 y 18 000 metros cúbicos (O'Donnel, et al., 2018: 329), otros autores que señalan que estas cantidades oscilan: entre los 10 000 y 16 000 litros de agua por minuto (Estrada, 2013: 24) y "entre 9 000 y 29 000 toneladas de agua" (Rofinelli, 2015: 216). Estas variaciones se deben a las características de las diferentes formaciones de rocas sedimentarias. Por ejemplo, las lutitas que se encuentran a mayor profundidad —y por lo tanto sometidas a mayor presión—, requieren de una técnica particular conocida como *slick water*, (Estrada, 2013).

Las deficiencias en los trabajos de cementación e inadecuada construcción de los pozos (Ingraffea, 2013: 5) propician la contaminación del agua en forma indirecta, generando fugas de gas metano principalmente. Aunado a esto, el *fracking* contamina el agua al mezclarla con el fluido de fractura, compuesto por disolventes de grietas (ácido clorhídrico), dilatadores de descomposición del polímero (persulfato de amonio), inhibidores de corrosión (dimetil formamida), conservadores de la viscosidad del fluido (sales de borato), reductores de fricción (poliacrilamida), portadores de salmuera (cloruro de potasio), excavadores de oxígeno (sulfato de amonio), ajustadores de pH (carbonato de sodio), inhibidores de hidratos (etilenglicol) y agentes tensoactivos (isopropanol) (Jantz, et al., 2014; Estrada, 2009: 28).

El agua residual (*wastewater*) es un subproducto que se genera cuando un porcentaje —entre el 10% y el 70%— del agua utilizada para la fractura y estimulación hidráulica regresa a la superficie (O'Donnel, et al., 2018: 329). Además de los químicos del fluido de fractura, este subproducto contiene en altas concentraciones sales, metales pesados, hidrocarburos y materiales radioactivos de origen natural (*Naturally-Occurring Radioactive Materials* [NORM]) como el Radio (Ra) y el Uranio (U). Dichos elementos son disueltos por el líquido de *fracking* en las profundidades de la tierra y llevados a la superficie durante el proceso de *flowback* (agua de retorno). La concentración y el tipo de radionucleidos, las características químicas de la formación geológica e incluso las características del proceso de producción influyen en la radiación emitida (Green, 2017; Benavides y Diwekar, 2014; Jantz, et al., 2014).

Con respecto a la contaminación atmosférica, se reconoce que los pozos no convencionales emiten una mayor cantidad de gases de efecto invernadero (GEI) en comparación con los pozos convencionales, principalmente de metano (CH_4), con un 78.8% (Howarth, et al., 2011: 683; Hultman, et al., 2011: 4). Este gas posee un Potencial de Calentamiento Global (PCG) superior al del dióxido de carbono (CO_2) entre 1.4 y 3 veces, para un horizonte de tiempo de 20 años (Howarth, et al., 2011: 685), aunque otros autores señalan que puede llegar hasta entre 72 y 25 veces el PCG del CO_2 cuando es calculado con un horizonte de tiempo de 20 y 100 años, respectivamente (Hultman, et al., 2011: 5). La contaminación no solo se debe a las mayores emisiones de metano producidas por los pozos no convencionales. También se asocia a la volatilización del benceno (C_6H_6), el tolueno ($\text{C}_6\text{H}_6\text{CH}_3$) y el xileno ($\text{C}_6\text{H}_6[\text{CH}_3]_2$) detectados en los monitoreos de aire en las inmediaciones de sitios donde se implementa la fractura hidráulica (Weinberger, et al., 2017: 114; Currie, Greenstone y Meckel, 2017: 1). Aunque cabe aclarar que dichas concentraciones no superan las normas establecidas (Bogacki y Macuda, 2014).

Finalmente, la implementación de la fractura hidráulica provoca la modificación y alteración de la cubierta vegetal en las locaciones donde se perforan los pozos no convencionales. En la etapa de preparación de una locación, la extensión de los terrenos desmontados oscila entre una

y dos hectáreas (Acacio y Svampa, 2017). Otros autores reportan que la extensión promedio de cada locación es de 2.5 hectáreas (Jantz, et al., 2014). La implementación de esta técnica altera significativamente el paisaje natural y las características del suelo al sustituir las cubiertas naturales por grava, cemento y revestimiento de caminos (Meng, 2014).

A pesar de los evidentes impactos ambientales vinculados a la fractura hidráulica ampliamente documentados a nivel mundial, esta técnica se implementó de forma intensiva en México y Argentina —dos de los países con las mayores reservas de hidrocarburos no convencionales en América Latina— a partir de 2010. Si bien el *fracking* se difundió ampliamente en ambos países, fue en la cuenca de Burgos (México) y en la cuenca Neuquina (Argentina), donde la fractura hidráulica tuvo su mayor auge.

En la cuenca de Burgos, esta técnica se implementó por medio de reentradas; es decir, pozos perforados desde pozos ya existentes. Este proceso se realiza típicamente en la etapa final de la vida productiva del pozo y se basa en la reasignación de su área productiva a un yacimiento o formación adicional o diferente (Halliburton, 2017). Por ello, aunque la información oficial no especifica las locaciones con *fracking*, puede inferirse que los pozos con doble perforación (direccional y horizontal) estarían asociados a formaciones de hidrocarburos no convencionales. En el caso de la cuenca Neuquina, en la información disponible se establece en forma explícita los pozos que son no convencionales.

Aun cuando existen evidencias de los conflictos socioambientales, la sismicidad inducida y el aumento de la contaminación atmosférica asociados a la implementación del *fracking*, son escasos los estudios acerca de las implicaciones del *fracking* en los cambios en la cubierta vegetal y los usos del suelo (Jantz, et al., 2014). En los casos de México y Argentina se desconoce a ciencia cierta la magnitud de dichos impactos, por ello, el objetivo de este artículo es analizar la dinámica espacio-temporal de los cambios en la cubierta vegetal y los usos del suelo en las cuencas de Burgos, México y Neuquina, Argentina.

Comprender la compleja interacción entre los sistemas humanos y bióticos en una amplitud de escalas geográficas y contextos distintos es esencial para una disciplina integradora como la geografía (Milheim, et al., 2013). Por ello, analizar los efectos de esta técnica tan controvertida desde la perspectiva geográfica, permite entender la forma en que el espacio es concebido y transformado por las actividades antrópicas, sus relaciones espaciales, temporales y de poder, así como sus consecuentes impactos ambientales (Pillet, 2015).

Área de estudio

Cuenca de Burgos

La cuenca de Burgos, situada en el Noreste de México, es de tipo mixto (marina y continental). Su área continental comprende 40 294.34 km² e incluye 30 municipios de los estados de Nuevo León, Tamaulipas y Coahuila. De acuerdo con datos de la paraestatal Petróleos Mexicanos, la actividad extractiva se concentró en los dos primeros estados (Pemex, s.f.:3) (**Figura N° 1**). Esta cuenca se ubica en una provincia geológica dominada por rocas sedimentarias, y su basamento

está compuesto por areniscas, carbonatos y lutitas. Su profundidad máxima es de 8 000 m, de los que 5 000 m corresponden al Cenozoico y 3 000 m al Mesozoico (Eguiluz, 2011: 324).

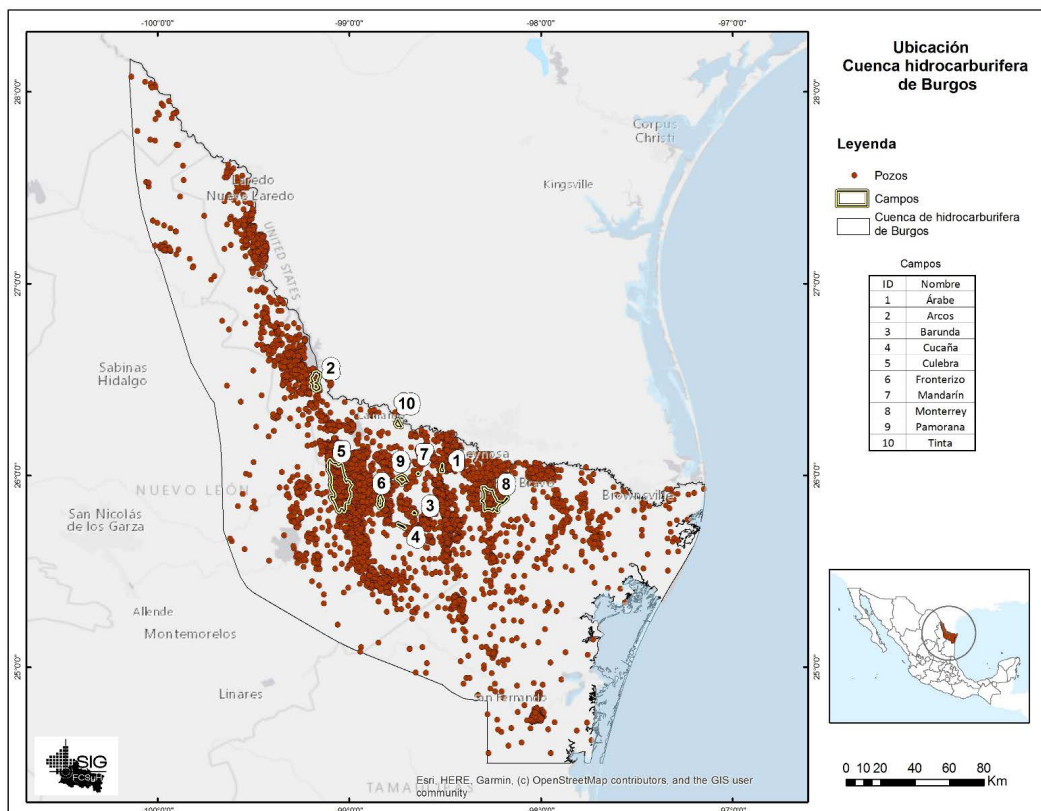
Algunas de las empresas dedicadas a la extracción de hidrocarburos en esta región son: Iberdrola, Perseus Lifting, Repsol, Canamex Dutch, Diavaz, Reinassance, Roma Energy, Strata Campos, Sun God Jaguar, GeoStratos, Grupo R, Const. y Servs. Inds. Globales, Diargeo, Consorcio Manufacturero Mexicano y Sarreal (CNIH, s.f.).

Cuenca Neuquina

La cuenca Neuquina situada en el centro-oeste de Argentina, comprende una superficie continental 120 000 km², aproximadamente. Comprende 21 departamentos de las provincias de Mendoza, La Pampa, Río Negro y Neuquén (**Figura N° 2**). La implementación del fracking se ha con-

Figura N° 1.

Campos hidrocarburíferos analizados con pozos verticales, con reentradas y no convencionales, Cuenca de Burgos, México.



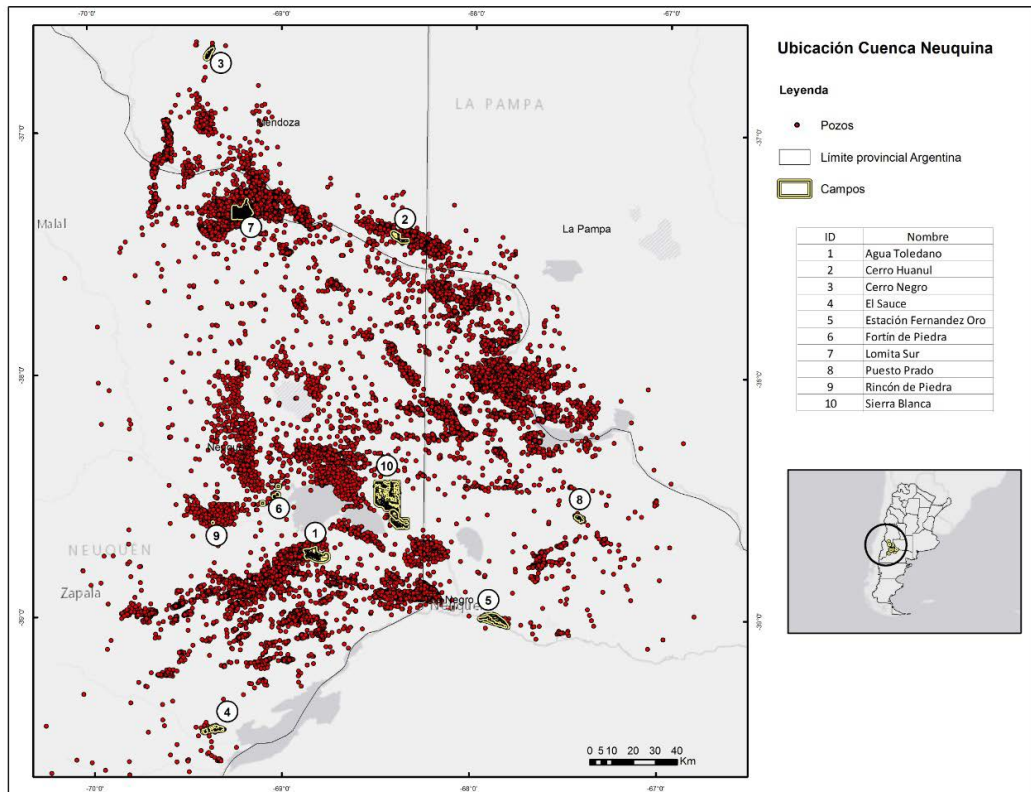
Fuente: elaboración propia con base en Consejo Nacional de Información de Hidrocarburos (CNIH) (Mapa Interactivo, <https://mapa.hidrocarburos.gob.mx/>). Aunque la información disponible no especifica el tipo de pozo (Convencional/no convencional), los pozos con cotas horizontales, direccionales o en “S”, fueron considerados como parte del fracking.

centrado en esta última provincia (Howell et al., 2005). La estructura geológica de la cuenca es definida como de retroarco multiepisódica, desarrollada sobre corteza continental y originada por el colapso termo-tectónico detrás de un arco magmático estacionario durante el Triásico Tardío. Sus depósitos comprenden un registro estratigráfico continuo de hasta 7 000 m de espesor. Su basamento está compuesto por rocas metamórficas, plutónicas, volcánicas y sedimentarias acumulados en el Jurásico y Cretácico (Paz et al., 2014).

Algunas de las empresas de extracción de hidrocarburos que operan en la región son: YPF, El Trebol, ExxonMobil Exploration Argentina S. R. L., Pan American Energy (sucursal Argentina), PETROBRAS Argentina, Chevron Argentina S.R.L. y TECPETROL (Secretaría de Energía, Gobierno de Argentina, 2020).

Figura N° 2.

Campos hidrocarburíferos analizados con pozos verticales, con reentradas y no convencionales, Cuenca Neuquina, Argentina.



Fuente: elaboración propia con base en Secretaría de Energía, Gobierno de Argentina <http://datos.minem.gov.ar/dataset?groups=mapas&groups=exploracion-y-produccion-de-hidrocarburos>

Material y Métodos

Selección de la muestra

Mediante un análisis documental y de archivo en bases de datos gubernamentales de México (Consejo Nacional de Información de Hidrocarburos, 2020) y Argentina (Secretaría de Energía del Gobierno de Argentina, 2020) se obtuvieron datos de las siguientes variables en formato *shape-file*: pozos no convencionales, campos hidrocarburíferos y límites de las cuencas. En ambas el periodo de mayor implementación de la fractura hidráulica ocurrió entre 2010 y 2013.

De acuerdo con la información oficial, entre 2010 y 2018 en la cuenca de Burgos se tenían registrados 128 campos hidrocarburíferos y 408 en la cuenca Neuquina. Debido a lo extenso de las cuencas y el número de campos se seleccionó una muestra representativa de los campos que las integran a partir de lo cual se calculó el tamaño de las muestras respectivas mediante la fórmula:

$$n = (N \cdot Z^2 \cdot pq) / (d^2 [N-1] + Z^2 \cdot pq)$$

Donde “n” es el tamaño de la muestra, “N” la población total, “Z” el nivel de confianza, “d” el nivel de precisión absoluta, “p” la proporción aproximada del fenómeno en estudio en la población de referencia y “q” la proporción de la población de referencia que no presenta el fenómeno en estudio (Aguilar, 2005).

Para ambas unidades de análisis se utilizaron los siguientes valores: un nivel de confianza (Z) de 80% –al que corresponde en tablas o como valor crítico (z*) 1.28–, así como un nivel de precisión absoluta (d) del 20% (.2). Al desconocer tanto la probabilidad de encontrar campos con o sin *fracking*, se les asignó a p y q un valor del 50% (.5). Los valores de “N” utilizados para cada una de las cuencas fue de 128 y 408, respectivamente.

Como resultado se obtuvo una muestra de 10 campos por cuenca, cuya selección se realizó por medio de un muestreo aleatorio simple.

Los campos seleccionados en la cuenca de Burgos fueron: Árabe, Arcos, Monterrey, Tinta (Tamaulipas); Cucaña, Culebra, Fronterizo Mandarin y Pamorana (Nuevo León). En conjunto suman una superficie de 37 401 ha. En la cuenca Neuquina los campos seleccionados fueron: Aguada Tolledano, El Sauce, Fortín de Piedra, Lomita sur, Rincón de Piedra, Sierra Blancas (Neuquén); Cerro Huanul, Cerro Negro (Mendoza); Puesto Prado y Estación Fernández Oro (Río Negro).

El número total de pozos no convencionales registrados en los campos seleccionados en Burgos es de 275. Estos varían de cero en los campos Cucaña y Tinta hasta 157 pozos en el campo Culebra. En la cuenca Neuquina, los pozos no convencionales en los campos seleccionados suman 63. Su número varía de cero en los campos El Sauce, Rincón de Piedra, Puesto Prado, Cerro Huanul, Cerro Negro y Lomita Sur hasta 29 en el campo Estación Fernández Oro.

Análisis espacio-temporal

A partir de la ubicación de los campos seleccionados se obtuvieron imágenes del satélite Landsat del sitio web *Earth Explorer* (<https://earthexplorer.usgs.gov>) del U.S. *Geological Survey* (USGS) de los años 2002, 2013 y 2019 con una resolución espacial de 30 metros del tamaño de pixel (UTM 14 N, path/row: 027/042 para Burgos; 21 S, path/row: 231/086, 230/087 y 231/087 para Neuquina).

Posteriormente, se procedió con la corrección de las imágenes satelitales —de números digitales (DN) a valores de reflectancia al tope de la atmósfera (TOA)—, por medio de *scripts* desarrollados en el software “R” 3.5.3. (Mas, 2018), utilizado las bandas uno, dos, tres, cuatro, cinco y siete. Como resultado se obtuvieron 60 archivos multibanda (30 por campo, 10 por año)

A partir de los archivos multibanda se obtuvieron 60 archivos ROI en formato *shapefile* con el programa QGIS 3.10.4. Los archivos ROI son un conjunto de píxeles que tienen un nivel similar de reflectancia o una firma espectral parecida. Para la cuenca de Burgos, las categorías utilizadas en estos archivos se basaron en la clasificación de vegetación y uso del suelo del Portal de Geoinformación del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (CONABIO, 2020). Para la cuenca Neuquina, se procedió a partir de la información provista por el Instituto Geográfico Nacional (IGN, 2020).

Las clases utilizadas en el análisis para la cuenca de Burgos fueron: agricultura, agua, matorral, pastizal, vegetación secundaria de matorral y sin cobertura vegetal. Para la cuenca Neuquina: agricultura, cuerpos de agua, matorral, pastizal, vegetación secundaria arbórea, vegetación arbustiva y sin cobertura vegetal. La clase “sin cobertura vegetal” buscó representar las áreas con perforación de nuevos pozos petroleros, construcción de caminos y edificación de infraestructura, elementos distintivos de la implementación de *fracking*.

El proceso de clasificación se basó en una interpretación visual, en la que se consideraron elementos como tono, textura, tamaño, forma y asociación (Escandón, 2018: 46) de los archivos ROI correspondientes a cada fecha. Posteriormente el proceso de clasificación se realizó por medio de *scripts*, en el programa “R” 3.5.3 mediante el algoritmo de máxima verosimilitud (MLC) (Mas, 2018).

Los archivos clasificados se convirtieron a formato *shapefile* en el programa ArcGIS 10.3, a los cuales se les aplicó un clip con los polígonos individuales de los campos hidrocarburíferos seleccionados; obteniendo así las capas de cubierta vegetal y los usos del suelo por campo, para cada una de las fechas de estudio.

Para valorar la confiabilidad de la interpretación realizada se comparó la información espacial de los pozos obtenida de las bases de datos oficiales con los archivos clasificados de las cuencas de Burgos y Neuquina en sus diferentes temporalidades. Como resultado se encontró que en la cuenca de Burgos la mayor correspondencia entre los pozos y áreas clasificadas como “sin cobertura vegetal” fue del 93%. En la cuenca Neuquina la mayor correspondencia fue del 92%.

La superficie total de cada clase, en cada uno de los campos, se obtuvo mediante la opción “cálculo de geometrías” y “sumarización de clases”. Los resultados individuales de los campos en sus tres temporalidades en ambas cuencas, se compilaron en dos tablas.

Finalmente, para reconocer las áreas de cambio y la superficie modificada en cada periodo se realizó una sobreposición cartográfica mediante el geoprocesamiento de *intersect* que combina los archivos de dos temporalidades diferentes. Esto permitió reconocer las cubiertas vegetales transformadas por la perforación de pozos no convencionales, así como los usos de suelo que fueron sustituidos a causa de la implementación del *fracking*.

Comparación de submuestras por medio de la T de Wilcoxon

Por medio de la prueba T de Wilcoxon para muestras pareadas se buscó conocer si el impacto general de la implementación del *fracking* en las cubiertas vegetales de ambas cuencas fue significativo. En el análisis se concentró en la categoría “sin cobertura vegetal” de los campos donde se implementó la fractura hidráulica entre 2002 y 2013 en ambas cuencas. Esta prueba se utiliza para comparar muestras de datos ordinales “como en el caso que se analiza” que presentan una distribución libre (Hollander, Wolfe y Chicken 1973); es decir, que no presentan una distribución normal.

Resultados

Cuenca de Burgos

En la cuenca de Burgos la información oficial disponible indica que entre 1923 y 2018 se han perforado un total de 7 570 pozos (325 pozos sin fecha de perforación). De éstos 6 242 se destinan a la extracción de gas, 259 gas y condensado, 250 condensado, 61 aceite, 29 gas seco, 3 aceite y gas y 2 gas húmedo. Entre 2000 y 2009 se registró la mayor cantidad de pozos perforados (3 516), de los cuales 2 674 pozos extraían gas. En el año 1999, se alcanzó el punto máximo de producción con 1 004 MMPCD⁵, a partir del aumento en la explotación de los campos “Culebra”, “Arcabuz”, “Arcos” y “Cuitláhuac” (PEMEX, s.f.).

De los 7 570 pozos perforados en la cuenca, 2 153 presentaron reentradas o cotas (segunda perforación) de tipo horizontal, direccional, multilateral o en forma de “S” que son particularidades de la fractura hidráulica. De los 2 153 pozos no convencionales, 239 pozos se perforaron entre 2010 y 2018. Respecto a los 1 914 pozos con reentradas restantes, la información disponible específica el año de la primera perforación, más no la temporalidad en la que se realizó el reacondicionamiento (reentradas).

De los 2 153 pozos no convencionales, 1 764 se ubicaron en 97 de los 128 campos que conforman la cuenca de Burgos. Los 389 pozos no convencionales restantes pertenecen a proyectos de exploración y prospección. En los campos Cucaña y Tinta, no se documentó ningún pozo con perforación direccional, en “S” u horizontal.

⁵ Millones de pies cúbicos por día, unidad utilizada principalmente en la extracción de gas.

Cuenca Neuquina

En la cuenca Neuquina, los registros oficiales indican la presencia de 28 238 pozos, perforados entre 1900 y 2017. Del total de pozos, 19 763 corresponden a pozos convencionales, que no especifica el tipo de recurso explotado.

Del total de pozos, 1 501 están clasificados como “no convencionales” (759 de gas *shale* y 743 de gas *tight*), de los cuales 1 344 fueron perforados entre 2010 y 2017. De los pozos no convencionales, 1 317 se ubican en 67 de los 408 campos que conforman la cuenca Neuquina. Los 184 pozos no convencionales restantes se vinculan a campos hidrocarburíferos ubicados fuera de los campos.

Destaca el hecho que 8 771 pozos carecen de fecha de inicio de operaciones, y mucho menos especifican el tipo de recurso aprovechado. Entre 2000 y 2009, se registró la mayor cantidad de pozos perforados (5 402), aunque se indica que 5 323 explotaban recursos de tipo “convencional” no se especifica si corresponden a gas o petróleo.

En los campos analizados la información oficial señala que el *fracking* únicamente fue implementado en los campos Aguada Toledano, Estación Fernández Oro, Fortín de piedra y Sierras Blancas.

Dinámica espacial y temporal de los cambios en la cubierta vegetal y usos del suelo asociada al *fracking*

Cuenca de Burgos

De la superficie total de los campos analizados en la cuenca de Burgos (37 401 ha), en 2002 las clases dominantes correspondían a matorrales (10 443 ha) y sin cobertura vegetal (10 259 ha). La agricultura y las áreas destinadas a los pastizales ocupaban 6 973 y 5 755 ha respectivamente.

Para 2013, la clase sin cobertura vegetal aumentó en 6 175 —coincidiendo con el periodo de mayor implementación de la fractura hidráulica en esta cuenca— para llegar a 16 435 ha, al mismo tiempo las clases que registraron la mayor pérdida en su superficie fueron: matorral (2 901 ha), pastizal (2 805 ha) y agricultura (2 379 ha). En el periodo 2002-2013, los matorrales perdieron cerca del 45% de su superficie total (**Cuadro N° 1**).

Los cambios más significativos se localizaron en el campo Culebra (denominado campo interestatal Tamaulipas-Nuevo León), que tuvo un cambio en el 80% de las cubiertas originales (2 242 ha). En este campo se perforaron 207 de los 348 pozos no convencionales, correspondientes a ocho de los 10 campos que componen la muestra de la cuenca de Burgos, indudablemente aumento considerable de las áreas desprovistas de vegetación estaría asociado a la actividad petrolífera. Al respecto, la prueba T de Wilcoxon mostró una diferencia significativa ($p=0.003$) entre la superficie de la clase sin cobertura vegetal en 2002 y 2013.

En el periodo 2013-2019, la tendencia de cambio hacia el incremento de las áreas sin vegetación aparente tuvo un marcado retroceso, al pasar de 16 435 ha a 10 414 ha. En este período la

agricultura, los pastizales y las áreas de matorrales mostraron un incremento en campos como Culebra, en contraste con otras clases como: sin cobertura vegetal y la vegetación secundaria que tuvieron marcados descensos. Las Figuras 3, 4 y 5 muestran la dinámica de los cambios observados en el período 2002-2019 en tres de los 10 campos analizados.

En 2002, los 348 pozos no convencionales en los campos analizados presentaron la siguiente distribución: 23 se ubicaban en áreas dedicadas a la agricultura, 48 en zonas de matorrales, 47 en pastizales, 46 en sitios de vegetación secundaria y 184 en áreas sin vegetación. De estos últimos, 124 se perforaron en el campo Culebra.

En 2013, dos de los 348 pozos (ambos con estatus de cerrado) se ubicaron en áreas agrícolas, cinco en zonas de matorral, uno en pastizales y 326 en áreas sin vegetación aparente. De acuerdo con la información oficial, de los cinco pozos localizados en la clase de matorral, tres tienen estatus de productivo. Lo anterior confirma que en esta cuenca el *fracking* es principalmente un proceso complementario de la perforación convencional por medio de las reentradas.

En 2019 se identificaron 19 pozos en zonas de agricultura, uno en la clase agua (pozo Arcos 130), 13 pozos en zonas cubiertas por matorrales, 58 en áreas de pastizales, 30 en zonas de vegetación secundaria y 227 se mantuvieron en la clase sin cobertura vegetal.

De los 13 pozos no convencionales localizados en zonas cubiertas por matorrales, la información oficial indica que seis de ellos se encuentran en status de cerrado: Culebra 676, Monterrey 4 061, Culebra 259, Culebra 704, Sultán 22 y Arcos 126. El resto se mantienen en producción.

Cuadro N° 1.

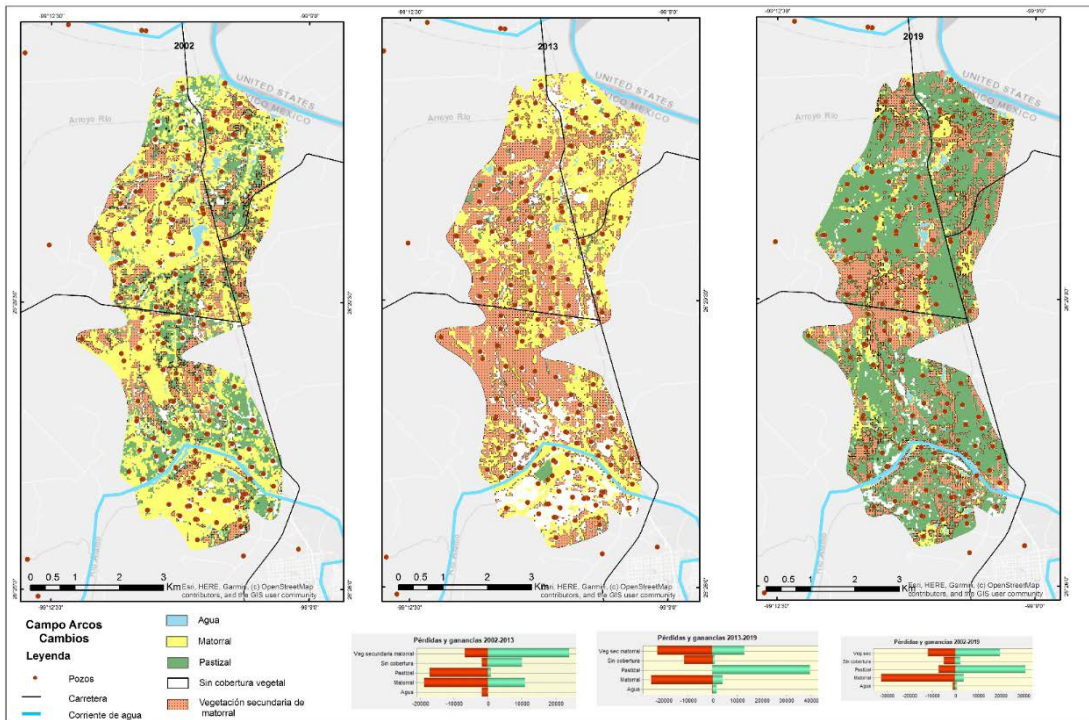
Cubierte vegetal y usos del suelo en los campos de la cuenca de Burgos 2002-2019

CAMPOS/CLASES	Agricultura	Agua	Matorral	Pastizal	Sin Cobertura Vegetal	Vegetación Secundaria de Matorral	Superficie Total (ha)
2002			161.7		35.3	168	365.2
ÁRABE 2013			164.9		46.3	153.9	365.2
2019			181.4		14.1	169.6	365.2
2002		82.35	1518.4	694.1	238	644.4	3177.3
ARCOS 2013		14.42	1205.4	44.4	576.4	1336.7	3177.3
2019		73.54	365.7	1636.4	128.2	973.4	3177.3
2002			26.9		0.9	61.1	88.9
BARUNDA 2013			16.6		9.8	62.4	88.9
2019			28.8		3.8	56.2	88.9
2002			241.9		17.8		259.7
CUCAÑA 2013			206.7		53		259.7
2019			168.4		32.6	58.6	259.7
2002	3004.1		3273.2	4316.3	9647.7	1339.9	21581.4
CULEBRA 2013	32.3		557.6	2185.8	14411.1	4394.4	21581.4
2019	2367.6		3895.8	3413.9	9128.7	2775.2	21581.4
2002			471.1		109.6	870.5	1451.2
FRONTERIZO 2013			699.1		172.8	579.2	1451.2
2019			515.8		139.3	796	1451.2
2002			22.3	11.5		24.4	58.3
MANDARÍN 2013			23.8	11.4	1.4	21.6	58.3
2019			31.7	13.1	2.2	11.2	58.3
2002	3501.5		4153.8	629.7	35.		8320.2
MONTERREY 2013	4898.7		1931.8	574.7	914.9		8320.2

CAMPOS/CLASES	Agricultura	Agua	Matorral	Pastizal	Sin Cobertura Vegetal	Vegetación Secundaria de Matorral	Superficie Total (ha)
2019	4647.4		1756.7	1202.9	713.1		8320.2
2002			463.4	103.8	171.9	778.1	1517.3
PAMORANA 2013			626.9	344.69	200.2	345.4	1517.3
2019			211.1	457.2	245.2	603.8	1517.3
2002	467.9		110.3		3.2		581.5
TINTA 2013	379.5		13.9		49.4	138.6	581.5
2019	282.9		34.5		6.9	257.1	581.5
Superficie total 2002 (ha)	6973.7	82.3	10443.3	5755.6	10259.8	3886.6	37401.5
Superficie total 2013 (ha)	5310.6	14.4	5447.1	3161.1	16435.6	7032.5	37401.5
Superficie total 2019 (ha)	7298	73.5	7190.2	6723.7	10414.4	5701.5	37401.5

Figura N° 3.

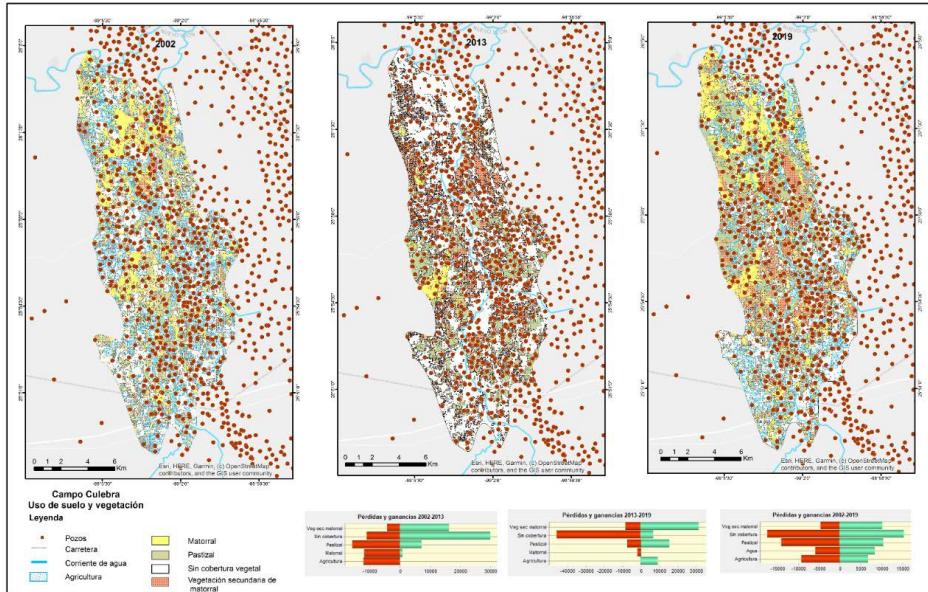
Cubierta vegetal y usos del suelo del campo Arcos, cuenca de Burgos, México, 2002-2019



Fuente: elaboración propia con base en Consejo Nacional de Información de Hidrocarburos (CNIH) (Mapa Interactivo, <https://mapa.hidrocarburos.gob.mx/>).

Figura N° 4.

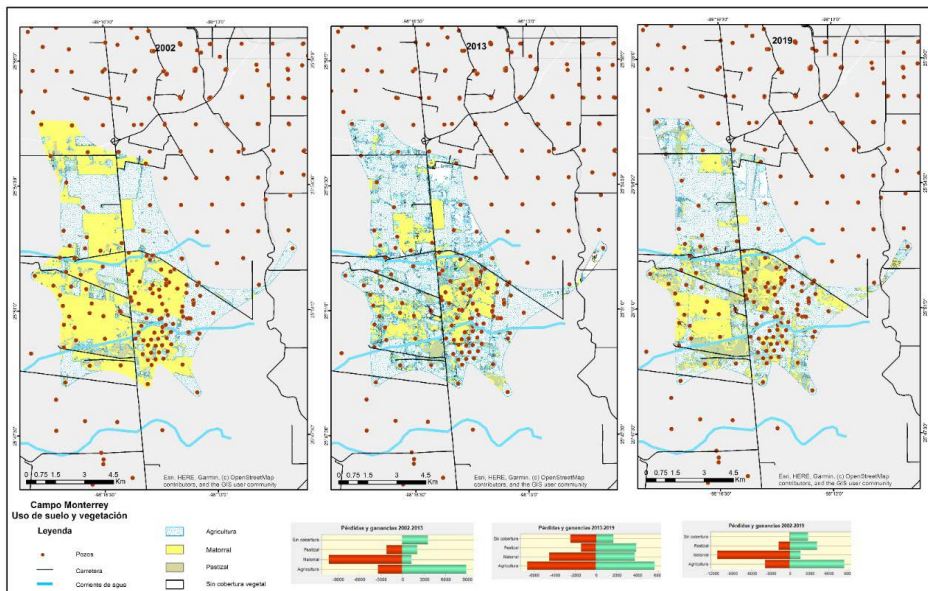
Cubierta vegetal y usos del suelo del campo Culebra, cuenca de Burgos, México, 2002-2019



Fuente: elaboración propia con base en Consejo Nacional de Información de Hidrocarburos (CNIH) (Mapa Interactivo, <https://mapa.hidrocarburos.gob.mx/>).

Figura N° 5.

Cubierta vegetal y usos del suelo del campo Monterrey, cuenca de Burgos, México, 2002-2019



Fuente: elaboración propia con base en Consejo Nacional de Información de Hidrocarburos (CNIH) (Mapa Interactivo, <https://mapa.hidrocarburos.gob.mx/>).

Cuenca Neuquina

La superficie total de los diez campos de la cuenca Neuquina suma 33 319.3 ha. En 2002 las clases vegetación arbustiva (20 470 ha) y agricultura (5 628 ha) ocupaban las mayores extensiones, seguidas de la clase sin cobertura vegetal (5 119 ha), matorral (1 283 ha) y agua (818 ha). La clase vegetación arbórea únicamente se empleó en la clasificación del 2019.

En los campos que componen la muestra en el período 2002 a 2013 la clase sin cobertura vegetal tuvo el mayor incremento en su superficie (4 630 ha) al pasar de 5 119 ha a 9 749 ha. Al igual que ocurrió en México, este hecho coincide con el periodo de mayor implementación de la fractura hidráulica en esta cuenca. Las clases que cedieron en mayor medida su superficie a favor de este incremento fueron: vegetación arbustiva (4 733 ha), agricultura (1 237 ha), agua (118 ha), y matorral (117 ha). Destaca el campo "Estación Fernández Oro", donde se perforó el 51% del total de los pozos no convencionales de la cuenca Neuquina. No obstante, la prueba T de Wilcoxon no mostró diferencia significativa ($p=0.062$) entre las superficies de la clase sin cobertura vegetal registradas en el año 2002 y 2013.

Al igual que en la cuenca de Burgos, la tendencia de cambio de la clase sin cobertura vegetal se revirtió para el periodo 2013-2019, al mostrar un decremento de 1 805 ha. Lo anterior a pesar de los cambios detectados en algunas de las clases que cedieron su espacio para ser ocupado por las áreas sin vegetación, entre las cuales están las clases: vegetación arbustiva (-1 469 ha), agricultura (-314 ha), matorral (-67 ha) y agua (-46ha).

De las 4 733 ha cedidas por la clase vegetación arbustiva a favor de la clase sin cobertura vegetal solo 1 308 ha volvieron a su estado original. Algo similar ocurrió con la clase matorral que perdió un total de 117 ha de las cuales solo 13 ha regresaron a su estado original (**Cuadro N° 2**). Las Figuras 6, 7 y 8 muestran la dinámica de los cambios observados en el período 2002-2019 en tres de los 10 campos analizados.

De los 55 pozos no convencionales encontrados en cuatro de los 10 campos que componen la muestra de la cuenca Neuquina, 24 se perforaron en áreas que en 2002 correspondían a zonas agrícolas, ocho en zonas sin cobertura vegetal y 23 en sitios de vegetación arbustiva.

En 2013, de estos 55 pozos, 17 se ubicaron en áreas de la clase agricultura, 24 en la clase sin cobertura vegetal y 14 en sitios de vegetación arbustiva.

En 2019, de los 55 pozos no convencionales, 51 se localizaron en el área de la clase sin cobertura vegetal y cuatro en la clase vegetación arbustiva. Del total de pozos 29 corresponden al campo "Estación Fernández Oro".

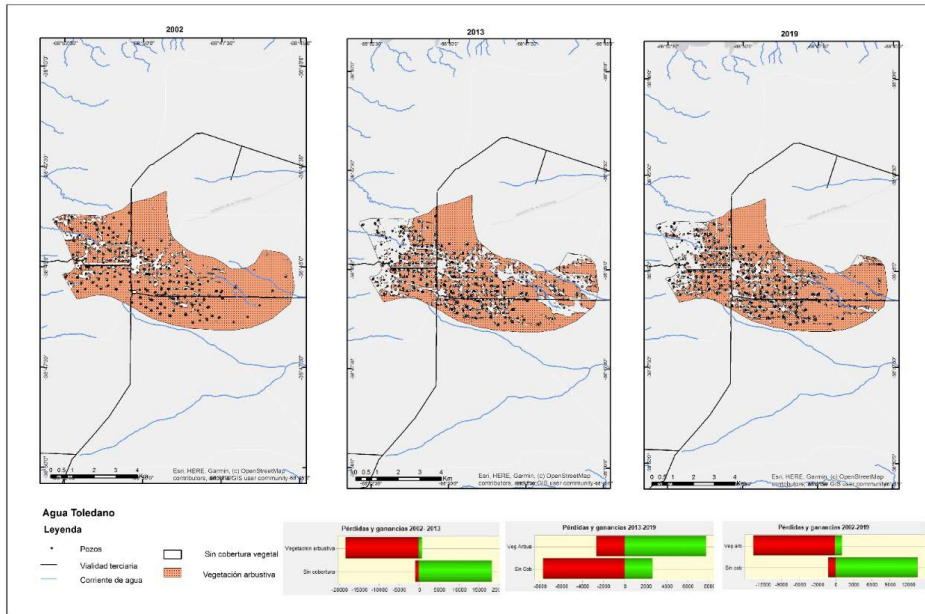
Cuadro N° 2.

Cubierta vegetal y usos del suelo en los campos de la cuenca Neuquina 2002-2019.

CAMPO/CLASE	Agricultura	Agua	Matorral	Sin cobertura Vegetal	Vegetación arbórea	Vegetación arbustiva	Superficie total (ha)
2002				506.9		3400.7	3907.7
AGUADA TOLEDANO 2013				1645.8		2261.8	3907.7
2019				1317.6		2590	3907.7
2002				67.9		1203.8	1271.7
CERRO HUANUL 2013				333.1		938.6	1271.7
2019				377.9		893.8	1271.7
2002			163.8	133.7		529.1	826.7
CERRO NEGRO 2013			234.8	73.1		518.8	826.7
2019			120	148.4		558.3	826.7
2002	2188.5	161.04		1108.		131.8	3589.4
EST. FERNANDEZ ORO 2013	2136.8	110.9		1147.2		194.4	3589.4
2019	2190.3	113		363.72		922.3	3589.4
2002		0.39		98.53		301.3	400.2
FORTIN DE PIEDRA 2013	52.6			155.2		192.3	400.2
2019	76.7			107.9	54.3	161.2	400.2
2002			446.3	1640.5		2369.5	4456.3
LOMITA SUR 2013			373.6	1927.1		2155.5	4456.3
2019			502.6	1505.2		2448.4	4456.3
2002			350.5	65.9		272.1	688.6
PUESTO PRADO 2013			242.2	121.9		324.4	688.6
2019			263.8	114.1		310.5	688.6
2002						12.4	12.4
RINCON DE PIEDRA 2013				4.9		7.4	12.4
2019				3.5		8.9	12.4
2002			322.5	62.5		1215.1	1600.2
EL SAUCE 2013			122.6	176.8		1300.7	1600.2
2019			203	457.1		940	1600.2
2002	3439.7	657.4		1434.7		11033.9	16565.7
SIERRA BLANCAS 2013	3309	643.7		4163.7		8449.2	16565.7
2019	4054.6	642.9		3547.9		8320.2	16565.7
Superficie total 2002 (ha)	5628.2	818.8	1283.2	5119		20470	33319.3
Superficie total 2013 (ha)	5498.5	754.6	973.2	9749.2		16343.6	33319.2
Superficie total 2019 (ha)	6321.7	755.9	1089.6	7943.6	54.3	17153.9	33319.2

Figura N° 6.

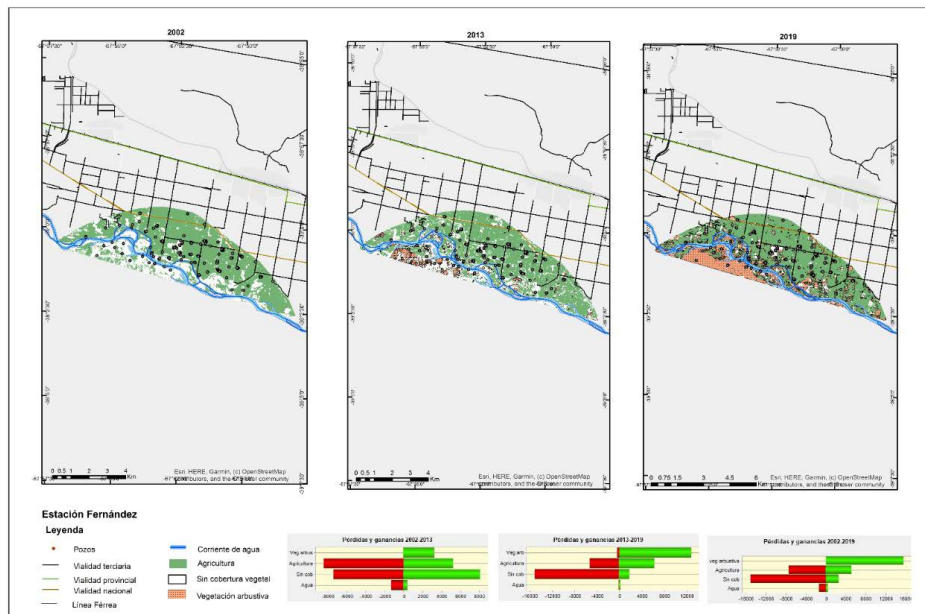
Cubierta vegetal y usos del suelo en el campo Aguada Toledano, cuenca Neuquina 2002-2019



Fuente: elaboración propia con base en Secretaría de Energía, Gobierno de Argentina <http://datos.mim-nem.gov.ar/dataset?groups=mapas&groups=exploracion-y-produccion-de-hidrocarburos>

Figura N° 7.

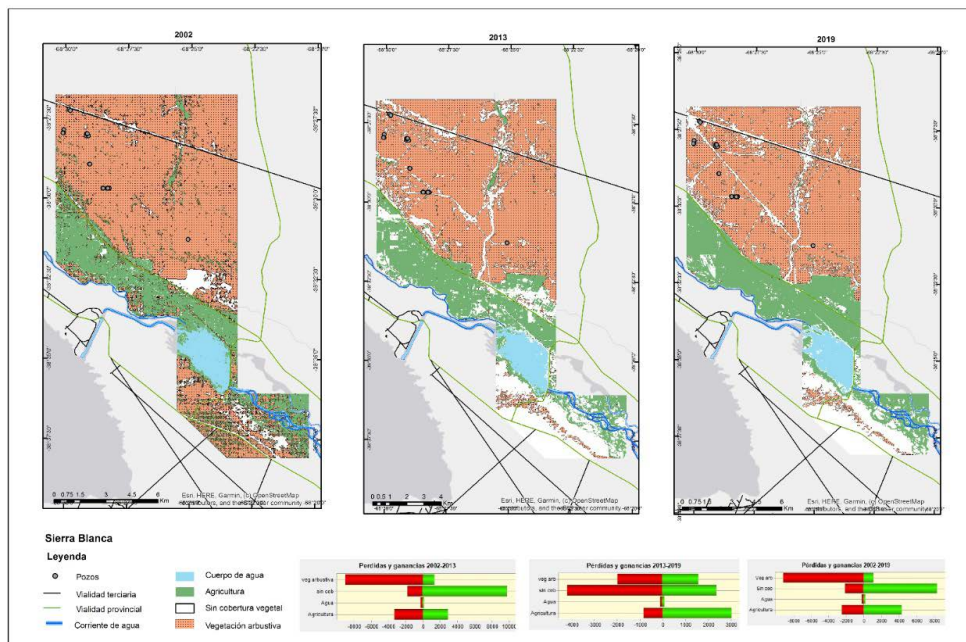
Cubierta vegetal y usos del suelo en el campo Estación Fernández Oro cuenca Neuquina 2002-2019



Fuente: elaboración propia con base en Secretaría de Energía, Gobierno de Argentina <http://datos.mim-nem.gov.ar/dataset?groups=mapas&groups=exploracion-y-produccion-de-hidrocarburos>

Figura N° 8.

Cubierta vegetal y usos del suelo del campo Sierras Blancas cuenca Neuquina 2002-2019



Fuente: elaboración propia con base en Secretaría de Energía, Gobierno de Argentina <http://datos.minem.gov.ar/dataset?groups=mapas&groups=exploracion-y-produccion-de-hidrocarburos>

Discusión

Si bien las cuencas de Burgos, México y Neuquina, Argentina históricamente se han caracterizado por su potencial en la producción de hidrocarburos, a partir del año 2000 el *fracking*, fue implementado como un proceso específico para explotar formaciones de hidrocarburos no convencionales de manera directa y mediante el reacondicionamiento de pozos convencionales en su periodo final de producción de gas y petróleo por medio de reentradas. Se reconoce que el *fracking*, aunque simple, requiere de una gran inversión e investigación y aun cuando el método de explotación en cada formación no convencional es específico y particular, existen actividades fundamentales del proceso: evaluación de la formación y del recurso, preparación de la locación, perforaciones (verticales, horizontales, en “S” o direccionales), estimulación y fractura hidráulicas (Cuevas, 2013). Al respecto y con base en la proporción de pozos no convencionales o con reentradas registrados en ambas cuencas en relación con el total —Burgos 28% (2 153) y Neuquina 5% (1 501)—, se postula que en México y Argentina esta técnica tan controvertida se encuentra en una fase de desarrollo inicial a intermedia y lejos de concluir.

En el caso mexicano, a pesar de que desde 2018 el actual gobierno prohibió el *fracking* en su territorio, la actividad no está del todo suspendida. Las grandes compañías argumentan que, para algunas formaciones (formación Marcelus), los pozos no convencionales son más productivos que los convencionales (Milheim et al., 2013). Sin embargo, al explotar formaciones no convencio-

nales con menor cantidad de hidrocarburos, se precisa que éstas sean más extensas e intensivas (Acacio y Svampa, 2017: 14) y aún con mayor densidad de pozos no convencionales, es poco probable que produzcan una cantidad de hidrocarburos equivalente a los convencionales (Estrada, 2013: 32). Además, que los costos asociados a la perforación no convencional son superiores a los costos asociados a la actividad convencional (Salomone, 2021: 92 y 93). Si se compara el costo total de la perforación convencional versus no convencional de manera directa, los costos de la primera técnica superan ampliamente a los de la segunda (Estrada, 2013: 32). Sin embargo, cuando se calculan los costos como un porcentaje de la producción total por pozo, resulta que los costos asociados al pozo que explota una formación de hidrocarburos no convencionales son más altos.

El *fracking* usualmente se ha vinculado con un modelo en que los beneficios económicos obtenidos no se retribuyen a las regiones que se vieron afectadas para obtenerlos, sino que sigue una especie de dinámica centrípeta de la plusvalía, que deja detrás destrucción y usufructo (Matesanz, 2013 [inédito]; Rofinelli, 2015), de manera tal que el *fracking* entra en disputa con otras matrices productivas (Acacio y Svampa, 2017). La rentabilidad cortoplacista del *fracking* —además de los impactos ambientales asociados a esta técnica— modifican sustancialmente la configuración original del paisaje y generan al mismo tiempo, una competencia directa por el uso del espacio con otras actividades tales como la ganadería, la agricultura y el turismo de naturaleza (Matesanz, 2013). Lo anterior deriva en conflictos socioambientales y tensiones territoriales, debido a la incompatibilidad de los diferentes usos del suelo y la desigual apropiación del espacio en dos vertientes: una declinante, ligada a las actividades primarias y otra ascendente, vinculada a los hidrocarburos, como ocurre en las cuencas analizadas.

Los cambios en la cubierta vegetal y los usos del suelo son dos de los elementos que mejor evidencian la transformación de la superficie terrestre derivado de la acción humana a través del tiempo). Tales modificaciones alteran el delicado equilibrio ecológico e incrementan la vulnerabilidad de los ecosistemas con efectos graves e imprevistos, por lo que se han reconocido uno de los principales agentes transformadores de los sistemas naturales (Reyes et al., 2006; Slonecker et al., 2013). Específicamente la alteración de las cubiertas naturales y la modificación del paisaje asociados al *fracking* se relacionan con las actividades de preparación del sitio, que incluye el desmonte —tanto de la propia locación como de las vías de acceso—, trazos y niveles, excavación, relleno, pavimentación y cimbras de concreto. Además de la construcción —y el enorme gasto energético requerido por la maquinaria empleada—, se añade el revestimiento de pozos para contener los fluidos de desecho durante las operaciones de perforación y fracturamiento (Meng, 2014).

En los campos analizados el incremento en 11 603 ha de áreas sin vegetación en ambos países (6 973 en México y 4 63 en Argentina) durante el período de mayor auge de la fractura hidráulica, evidencia solo una pequeña fracción de los impactos ambientales del *fracking*. Aunque la diferencia entre las superficies de la clase sin vegetación (relacionada con la instalación de las locaciones) en las dos temporalidades, estadísticamente significativa se encontró sólo para la cuenca de Burgos, lo cual estaría asociada a las reentradas aplicadas en este lugar. En la cuenca Neuquina la ausencia de significancia estadística podría explicarse debido a la menor densidad de pozos no convencionales en los campos hidrocarburíferos.

Aun cuando el impacto directo sobre la cubierta vegetal propiciado por la implementación de esta técnica se circunscribe a las locaciones, los efectos van más allá de las afectaciones puntua-

les, en virtud que, sus efectos secundarios asociados incluyen la estimulación hidráulica, el procesamiento de gas y petróleo y el transporte (terrestre y mediante extensos sistemas de tuberías) (Roig-Silva et al., 2019). El almacenamiento de los hidrocarburos, su quema y sus emisiones, así como el procesamiento de todos sus desechos complementan los efectos secundarios asociados al *fracking* (Ingraffea, 2019).

Por otro lado, con la implementación de la fractura hidráulica las actividades productivas como la agricultura o el turismo ven mermados su continuidad y desarrollo. En ambas cuencas la disminución en la superficie dedicada a la agricultura (-1 663 ha México y -129 en Argentina) también coincide con el periodo de mayor implementación de la fractura hidráulica. La rentabilidad a largo plazo y la dependencia de las condiciones ambientales de las actividades primarias, por ejemplo, serían otros factores que explican la expansión del *fracking* en ambos países. Si bien el país austral presenta menor pérdida en su superficie agrícola, sus implicaciones podrían ser más agudas dado que en algunas provincias como Mendoza, el agroturismo es una de las principales actividades productivas. Adicionalmente, en la cuenca Neuquina, con la llegada de nuevas empresas de fractura hidráulica, las tensiones territoriales también se vinculan a la ocupación y asentamientos de pueblos originarios (Acacio y Svampa, 2017).

En las regiones donde la técnica se ha implementado las propiedades sociales y ambientales cercanas al área de las locaciones pueden verse gravemente afectadas (Meng, 2014), comprometiendo en gran medida la calidad de vida de los habitantes. Aunque también debe reconocerse que existen casos documentados en que las comunidades apoyan la implementación del *fracking* (Jerolmack y Walker, 2018; Soyer y Ziyanc, 2018). El cuestionamiento es: ¿qué tan rentable resultaría la implementación de la fractura hidráulica en las cuencas analizadas si se incluyera el resarcimiento de las externalidades negativas propiciadas por la implementación de esta técnica?

Conclusión

En las cuencas de Burgos y Neuquina, la fractura hidráulica se implementó como un proceso específico para explotar formaciones de hidrocarburos no convencionales y para el reacondicionamiento de pozos convencionales por medio de reentradas. Entre 1923 y 2018 en la cuenca de Burgos se perforaron 7 570 pozos, de ellos, 2 153 pueden catalogarse como pozos no convencionales. De éstos 1 764 se localizan en 97 de los 128 campos que conforman esta cuenca, el resto corresponde a proyectos de exploración y prospección. En la cuenca Neuquina, se documenta la presencia de 28 238 pozos perforados entre 1900 y 2017, de los cuales 1 501 corresponden a pozos no convencionales. De los pozos no convencionales, 1 317 se ubican en 67 de los 408 campos que conforman la cuenca. Tal intervención ha modificado en gran medida la configuración del paisaje preexistente y alterado la cubierta vegetal original, además de propiciar una competencia desigual por el uso del espacio con las actividades primarias. Aunque la pérdida de la superficie correspondiente a la vegetación nativa en ambas cuencas es evidente, solo se encontró diferencia estadística entre las superficies correspondientes a las locaciones de la cuenca de Burgos. Durante el periodo de mayor actividad del *fracking* las cubiertas naturales registraron una disminución del 48% en la cuenca de Burgos y del 25% en la cuenca Neuquina. En México los cambios más significativos corresponden al campo Culebra con una disminución del 80% de la superficie correspondiente a esta clase. En el país austral destaca el campo Estación Fernández Oro donde

se perforó el 51% del total de los pozos no convencionales de la cuenca Neuquina. Dichas modificaciones asociadas directamente a la implementación del *fracking* han propiciado tensiones territoriales, debido a la incompatibilidad de los diferentes usos del suelo y la desigual apropiación del espacio. Si bien este trabajo sólo evidencia una parte de los impactos ambientales asociados al *fracking* en una muestra representativa de diez campos, debe considerarse que todos los efectos secundarios asociados a esta técnica van más allá de las afectaciones identificadas en cada locación.

Referencias bibliográficas

ACACIO, J. y SVAMPA, F. Hidrocarburos no convencionales y *fracking*: Estado, empresas y tensiones territoriales en la Patagonia argentina. *Cuestiones De Sociología*, 2017 (17), 1-20. Recuperado de <https://doi.org/10.24215/23468904e038>

AGUILAR, S. Fórmulas para el cálculo de la muestra en investigaciones de salud. *Salud en Tabasco*, 2005, 11 (1-2), 333-338. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=487/48711206>

BENAVIDES, P., GEBRESLASSIE, B. y DIWEKAR, U. Optimal design of adsorbents for NORM removal from produced water in natural gas fracking. Part 1: Group contribution method for adsorption. *Chemical Engineering Science* 2015, 137, 964-976. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/282621966_Optimal_design_of_adsorbents_for_NORM_removal_from_produced_water_in_natural_gas_fracking_Part_2_CAMD_for_adsorption_of_radium_and_barium

BOGACKI, M. y MACUDA, J. The influence of shale rock fracturing equipment operation on atmospheric air quality. *Archives of Mining Sciences* 2014, 59 (4), 897-912. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/279039628_The_Influence_of_Shale_Rock_Fracturing_Equipment_Operation_on_Atmospheric_Air_Quality

COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y EL USO DE LA BIODIVERSIDAD, 2020. Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad [SNIB]. Portal de Geoinformación. Recuperado de <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

CONSEJO NACIONAL DE INFORMACIÓN DE HIDROCARBUROS [CNIH] (2020). Mapa Hidrocarburos (IICNIH), 2020. Recuperado de <https://mapa.hidrocarburos.gob.mx/>

CUEVAS, I. *Una visión del fracking desde la geología* [archivo de video], 2013, octubre, 13. Recuperado de <https://culturacientifica.com/2013/12/22/una-vision-del-fracking-desde-la-geologia/>

CURRIE, J., GREENSTON, M. y MECKEL K. Hydraulic fracturing and infant health: New evidence from Pennsylvania. *Science Advances*, 2017 3(12), 1-9. Recuperado de <https://advances.sciencemag.org/content/3/12/e1603021.full>

EGUÍLUZ, S. "Sinopsis geológica de la Cuenca de Burgos, noreste de México: producción y recursos petroleros" *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 2011, 63(2), 323-332. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=94321479012>

ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION. *World Shale Resource Assessments*, 2015. Disponible en: <https://www.eia.gov/analysis/studies/worldshalegas/>

ELLSWORTH, W. Injection-Induced Earthquakes. *Science*, 2013, 341(6142), 142. DOI: 10.1126/science.1225942

ESCADÓN, J., ORDOÑEZ, J., DE CARMEN NIETO, M. y ORDOÑEZ, M. Cambio en la cobertura vegetal y uso del suelo del 2000 al 2009 en Morelos, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 2018, 9(46). DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i46.135>

ESTRADA, J. *Desarrollo del gas lutita (shale gas) y su impacto en el mercado energético de México: reflexiones para Centroamérica*, 2013. Recuperado de <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/27184?locale-attribute=es>

FISHER, M., MAYER, A., VOLLET, K., HILL, E. y HAYNES, E. Psychosocial implication of unconventional gas development: Quality of life in Ohio's Guernsey and Noble Counties, *Journal of Environmental Psychology*, 2018, 55, 90-98. Recuperado de http://www.hpaf.co.uk/wp-content/uploads/2018/01/Psychosocial-implications-of-unconventional-natural-gas-development_Quality-of-life-in-Ohios-Guernsey-and-Noble-Counties.pdf

GILFILLAN, S. y HASZELDINE, S. (inédito). Report on EU Horizon 2020 funded FracRisk fact-finding visit to Eureka Resources Standing Stone Gas Well wastewater treatment Facility. University of Edinburgh.

GREEN, J. Radiation risks and fracking waste streams, 2017. Recuperado de <https://frackinginquiry.nt.gov.au/?a=423147>

HALLIBURTON. *Integrated well intervention*, s.f. Recuperado de <https://www.halliburton.com/en-US/ps/project-management/project-management/integrated-well-intervention.html>

HOLLANDER, M., WOLFE, D. y CHICKEN, E. *Nonparametric Statistical Methods (Tercera edición)*. New Jersey: John Wiley & Sons, 1973.

HOWARTH, R., SANTORO, R. y INGRAFFEA, A. Methane and the Greenhouse-Gas Footprint of Natural Gas from Shale Formations. *Climatic Change*. 2011, 106 (4), 679-690.

HOWELL, J., SCHWARZ, E., SPALLETTI, L. y VEIGA, G. The Neuquen Basin: an overview. *Geological Society London Special Publications* 2005 252(1), 1-14. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/228707509_The_Neuquen_Basin_An_overview

HULTMAN, N., REBOIS, D., SCHOLTEN, M. y RAMIG, C. The greenhouse impact of unconventional gas for electricity generation. *Environmental Research Letters* 6 2011, (4), 1-9

INGRAFFEA, A. Los riesgos del fracking [archivo de video], 2019, marzo 4. Recuperado de: <https://nofrackingmexico.org/documentos-y-publicaciones/videos/>

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY [IEA] y ENERGY TECHNOLOGY SYSTEMS ANALYSIS PROGRAMME [ETSAP]. Unconventional Oil & Gas Production, 2010. Recuperado de https://iea-etsap.org/E-TechDS/PDF/P02-Uncon_oil&gas-GS-gct.pdf

INSTITUTO GEOGRÁFICO NACIONAL [IGN]. Capas SIG, 2020. Recuperado de <https://www.ign.gob.ar/NuestrasActividades/InformacionGeoespacial/CapasSIG>

JANTZ, C., KUBACH, H., WARD, J., WILEY, S., and HESTON, D. Assessing Land Use Changes Due to Natural Gas Drilling Operations in the Marcellus Shale in Bradford County, PA. *Geographical Bulletin*, 2014, 55(1):18-35.

KERANEN, K., SAVAGE, H., ABERS, G. y COACHMAN, E. (2013). Potentially induced earthquakes in Oklahoma, USA: Links between wastewater injection and the 2011 Mw 5.7 earthquake sequence. *Geology*, 2013, 41 (6), 609-702.

MATESANZ CAPARROZ J. (inédito). Repercusiones territoriales de la fractura hidráulica o *fracking* en Cantabria, Burgos y Palencia. Los Permisos de Investigación Bezana y Bigüenzo. Universidad Complutense de Madrid. Disponible en: https://eprints.ucm.es/23795/1/Fracking_pdf.pdf

MAS J.F. Análisis espacial con R: Usa R como un Sistema de Información Geográfica. Macedonia. European Scientific Institute, 2018.

MENG, Q. Modeling and prediction of natural gas fracking pad landscapes in the Marcellus Shale region, USA. *Landscape and Urban Planning*, 2014, 121, 109-116. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.09.005>

MENG Q. The impacts of fracking on the environment: A total environmental study paradigm. *Science of The Total Environment*, Volume. 2017, 580, 953-957. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.045>

MILHEIM, L., SLONECKER, T., ROIG-SILVA, C., y MALIZIA, A. Landscape consequences of natural gas extraction in Lackawanna and Wayne Counties, Pennsylvania, 2004–2010: U.S. Geological Survey Open-File Report 2013 –1227, 32 p. Disponible en <http://pubs.usgs.gov/of/2013/1227>

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION [NASA]. *The Worldwide Reference System*, s.f. Recuperado de: <https://landsat.gsfc.nasa.gov/about/worldwide-reference-system>

O'DONNELL, M., GILFILLAN, S., EDLMANN, K. and MCDERMOTT, C. Wastewater from hydraulic fracturing in the UK: assessing the viability and cost of management. *Science Water Research & Technology*, 2018, 4, 325-335.

PAZ, M., BAEZI, A., PINO, D., YUNES, Y., GARAT, L., PONCE J. y TUNIK, M. Análisis sedimentológico de depósitos lacustres y eólicos del cretácico tardío en la localidad paso córdoba, cuenca neuquina. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 2014, 71 (4), 459-471. Disponible en: <https://ppct.caicyt.gov.ar/index.php/raga/article/view/2485>

PATEL, S. Of Fracking, Earthquakes, and Carbon Sequestration. *Power, Business & Technology for the Global Generation Industry*, 2009. Disponible en: <https://www.powermag.com/of-fracking-earthquakes-and-carbon-sequestration/>

PETRÓLEOS MEXICANOS [PEMEX]. *Proyecto integral Cuenca de Burgos Estudio de Impacto Ambiental 2004-2022*, s.f. Recuperado de <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/tamp/estudios/2004/28T^{M2}004X0006.pdf>

PILLET, F. Del espacio geográfico al turismo como uso y disfrute del territorio comarcal: una reflexión teórica desde España. *Revista Geográfica Norte Grande*, 2015, 62, 185-201. Disponible en: https://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-34022015000300011

QGIS.ORG. *QGIS Geographic Information System (QGIS 3.10.4-A Coruña)*. QGIS Association, 2021. Recuperado de <http://www.qgis.org>

R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing (3.5.3- "Great Truth"). x86_64-w64-mingw32/x64 (64-bit)*. Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2019. Recuperado de <https://www.R-project.org/>.

REYES, H., AGUILAR-ROBLEDO, M., AGUIRRE, J, y TREJO, I. Cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo en el área del proyecto Pujal-Coy, San Luis Potosí, México. *Investigaciones Geográficas*, 2006, 59:26-42.

ROFINELLI, G. La trama del *fracking*. Consideraciones sobre el rol de los hidrocarburos no convencionales en el marco de la crisis global, ecológica y energética. En L. Rojas (coord.), *Neoliberalismo en América Latina. Crisis, tendencias y alternativas*. Buenos Aires: CLACSO, 203-222, 2015. Recuperado de <http://biblioteca.clacso.edu.ar/clacso/gt/20151203044203/Neoliberalismo.pdf>

ROIG-SILVA, C., MILHEIM, L., SLONECKER, T., KALALY, S., CHESTNUT, J. A comparison of hydrocarbon-related landscape disturbance patterns along the New York-Pennsylvania border, 2004–2013: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2019–5096. 2019. 23 p. Disponible en <https://doi.org/10.3133/sir20195096>

SALOMONE, M. El *fracking* en Mendoza, una iniciativa al extremo de lo posible. *Perfiles Latinoamericanos*, 2021, 29 (57), 85-108.

SECRETARÍA DE ENERGÍA DEL GOBIERNO DE ARGENTINA. *Producción de hidrocarburos/yacimientos*, 2020. Disponible en: <http://datos.minem.gob.ar/dataset>

SHINDELL, D., FALUVEGI, G., KOCH, D., SCHMID, G., UNGER, N. y BAUER, S. Improved attribution of climate forcing to emissions. *Science*, 2009, 326 (5953), 716-718.

SLONECKER, T., BARNES C., KARSTENSEN, K., MILHEIM, L., AND ROIG-SILVA, C. Consequences of land use and land cover change: U.S. Geological Survey Fact Sheet 2013–3010. 2013, 4 p. Disponible en <https://pubs.usgs.gov/fs/2013/3010/>.

SOYER, M. y ZIYANAK, S. The Battle over Fracking: The Mobilization of Local Residents. The Qualitative Report, 2018, 23 (9), 2220- 2237. Disponible en <https://nsuworks.nova.edu/tqr/vol23/iss9/13>

U.S. GEOLOGICAL SURVEY (USGS). *Earth Explorer*, 2020. Recuperado de www.earthexplorer.usgs.gov

U.S. NAVAL ACADEMY [USNA]. *Landsat Path/Row*, 2020. Recuperado de (https://www.usna.edu/Users/oceano/pguth/md_help/html/landsat_path_row.html).

WEINBERGER, B., GREINERB, L., WALLEIGHC, L. y BROWNA, D. Health symptoms in residents living near shale gas activity: A retrospective record review from the environmental health project. *Preventive Medicine Reports*, 2017, 8, 112-115.

WILSON, M., DAVIES, R., FOURGER, G., JULIAN, B., STYLES, P., GLUYAS, J., y ALMOND, S. Anthropogenic Earthquakes in UK: A national baseline prior to shale exploitation. *Marine and Petroleum Geology*, 2015, 68, 1-17.

YING, L. Analyzing TENORM in hydraulic fracturing wastes. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 2015, 3 (2-1), 1-6.