

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

FACULTAD DE INGENIERÍA EN GEOLOGÍA Y PETRÓLEOS

**PROPUESTA DE REVISIÓN DEL RAOHE QUE CONSIDERE
TECNOLOGÍAS DE FRACTURAMIENTO HIDRÁULICO,
REINYECCIÓN DE RECORTES Y REVISIÓN DE LÍMITES
PERMISIBLES EN EL MANEJO DE DESCARGAS LÍQUIDAS**

**TRABAJO DE TITULACIÓN PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE
INGENIERO EN PETRÓLEOS
OPCIÓN: ENSAYOS**

**CASTILLO CASTRO DANIEL SEBASTIÁN
daniel.castillo@epn.edu.ec**

**DIRECTOR: JOSÉ LUIS RIVERA, PH.D.
jose.riverap@epn.edu.ec**

Quito, noviembre de 2018

DECLARACIÓN

Yo, Daniel Sebastián Castillo Castro, declaro bajo juramento que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentada para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

A través de la presente declaración cedo mis derechos de propiedad intelectual correspondientes a este trabajo, a la Escuela Politécnica Nacional, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normatividad institucional vigente.

CASTILLO CASTRO DANIEL SEBASTIÁN

CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Daniel Sebastián Castillo Castro, bajo mi supervisión.

JOSÉ LUIS RIVERA PARRA, PH.D.

DIRECTOR DE TRABAJO

AGRADECIMIENTOS

Expreso mi gratitud a José Luis Rivera, por haber mantenido su voto de fe en mí durante este periodo, demostrando dotes de tutela académica sin par.

DEDICATORIA

A Ismael, quien ha constituido la fuerza motriz de mi accionar en gran parte de mis días.

ÍNDICE DE CONTENIDO

DECLARACIÓN.....	ii
CERTIFICACIÓN.....	iii
AGRADECIMIENTOS.....	iv
DEDICATORIA.....	v
ÍNDICE DE CONTENIDO.....	vi
CONTENIDO DE TABLAS.....	vii
ABSTRACT.....	ix
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. FRACTURAMIENTO HIDRAÚLICO.....	6
2.1. ESTUDIO DE PROCEDIMIENTOS OPERACIONALES Y NORMATIVAS VIGENTES.....	7
2.2. RECOMENDACIONES.....	13
3. REINYECCIÓN DE RECORTES.....	19
3.1. ESTUDIO DE PROCEDIMIENTOS OPERACIONALES Y NORMATIVAS VIGENTES.....	21
3.2. RECOMENDACIONES.....	24
4. REVISIÓN LÍMITES PERMISIBLES EN EL MANEJO DE DESCARGAS LÍQUIDAS.....	28
4.1. ESTUDIO DE NORMATIVAS VIGENTES.....	29
4.2. RECOMENDACIONES.....	32
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	37
5.1. CONCLUSIONES.....	37
5.2. RECOMENDACIONES.....	39
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	40

CONTENIDO DE TABLAS

Tabla 2.1. Volumen de efluentes durante un tratamiento de fracturamiento hidráulico secuenciado.	9
Tabla 2.2. Aditivos de fluidos de fracturamiento, principales compuestos y usos comunes.	10
Tabla 4.1. Matriz comparativa de límites permisibles establecidos en el RAOHE frente a otras regulaciones ambientales internacionales.....	31
Tabla 4.2. Propuesta de modificación de límites permisibles establecidos en el RAOHE (actualización de límites permisibles en el manejo de descargas líquidas).	36

RESUMEN

La historia de la legislación ambiental en el ámbito hidrocarburífero en el Ecuador es relativamente reciente. Inició en los 70's con el denominado pacto de caballeros y tuvo su momento cumbre con la expedición del RAOHE (Reglamento Sustitutivo de Reglamento Ambiental para las Operaciones Hidrocarburíferas en el Ecuador) en 2001. En este punto, el RAOHE se consolidó como un mecanismo para la explotación racional de los recursos hidrocarburíferos, y un garante de la estabilidad jurídica de una inversión extranjera que reactivase el sector petrolero; sin embargo, 20 años después, con nuevos avances tecnológicos y garantías ambientales más restrictivas, se ha generado un desfase entre aquello que se encuentra regulado y la tecnología empleada actualmente en las operaciones de la industria.

En este ámbito, en consideración del uso diversificado del agua durante las operaciones de E&P, este trabajo analiza esta discontinuidad normativa desde una perspectiva enfocada hacia la tecnología relacionada con el manejo y disposición de agua; específicamente los aspectos de límites permisibles en el manejo y tratamiento de descargas líquidas, la reinyección de recortes como método “cero-emisiones” de disposición de residuos y el conjunto de técnicas de extracción de petróleo conocidas colectivamente como fracturamiento hidráulico. Los motivos para haber seleccionado dichas instancias son su desactualización, falta de regulación e identificación como transgresores en términos ecológicos.

Este documento se apoya en el análisis de fuentes de investigación primaria (literatura científica y legislativa) para la definición de sugerencias generales sobre la aplicación y gestión de las instancias antes mencionadas. Finalmente, se espera que este ensayo pueda aportar a la articulación de marcos técnicos, que sirvan de ancla o base para afianzar a la cotidianidad el empleo de prácticas ecológicamente más eficientes, al mismo tiempo que permitan normalizar la existencia de ciertos vacíos jurídicos, explícitamente el abuso del derecho y la indefensión jurídica.

Palabras clave: CRI, descargas líquidas, fracturamiento hidráulico, RAOHE, reinyección de recortes.

ABSTRACT

The history of O&G environmental legislation in Ecuador is relatively recent. It began in the 70's with a so-called gentleman's agreement and had its peak with the establishment of the RAOHE (Substitute Regulation to the Environmental Regulation for Hydrocarbon Operations in Ecuador) in 2001. At this point, the RAOHE was consolidated as a mechanism for the rational exploitation of the hydrocarbon resources, and a guarantee of the legal stability for a foreign investment that reactivates the oil sector; however, 20 years later, with new technological advances and more restrictive environmental regulations, a gap between what is regulated and the technology currently used in the operations of the industry has been generated.

In this field, considering the diversified use of water during E&P operations, this essay analyzes this regulatory discontinuity from a perspective focused on technology related to water management and disposal; specifically, trigger values and permissible limits in the handling and treatment of liquid discharges, cuttings reinjection as a "zero-emission" method of waste disposal and the set of oil extraction techniques known collectively as hydraulic fracturing. The reasons for having selected such instances are their lack of updating, absence of regulation and identification as transgressors in ecological terms.

This work is based on the analysis of primary research sources (scientific and legislative literature) for the definition of general suggestions on the application and management of the aforementioned instances. Finally, it is hoped that this document can contribute to the articulation of technical frameworks, which serve as an anchor or base to strengthen the everyday use of ecologically more efficient practices, while allowing to normalize the existence of certain legal gaps, explicitly the abuse of right and legal defenselessness.

Keywords: CRI, cuttings reinjection, hydraulic fracturing, liquid effluents, RAOHE

1. INTRODUCCIÓN

Desde los años 70s, muchos países desarrollaron un cuerpo de leyes ambientales que apuntan a proteger el medio ambiente de los efectos nocivos de la actividad humana (Stuart, 2000). Dentro de los hitos históricos en materia de regulación ambiental más relevantes en este periodo de tiempo se enumeran, el “Acta de Aire Limpio” del Reino Unido en 1956, el “Acta de Reclamación de Superficie” de Canadá en 1963, el “Acta Nacional de Política Ambiental” en los Estados Unidos durante 1970, la “Ley sobre la Conservación del Ambiente y Combate de la Contaminación” de Omán en 1982, la “Política Nacional sobre la Diversidad Biológica” en Malasia durante 1998, y la “Ley de Comercio de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero” implementada por Noruega en 2005 (WorleyParsons, 2014). En la actualidad, son estas mismas naciones quienes llevan la posta de su región en una campaña por regulaciones comprensibles y ejecutables; más aún cuando la acometida de estas sociedades por establecer un marco detallado de controles ambientales ha alcanzado su punto pico, y cuyo énfasis ahora se ha vuelto hacia garantizar que los controles promulgados se apliquen y controlen adecuadamente (Environmental Performance Index, 2018; Stuart, 2000; WorleyParsons, 2014).

Sin embargo, al enfocarse al ámbito local, en Ecuador, las normativas pertinentes aún no cuentan con el nivel de madurez de otras instancias más vanguardistas (Environmental Performance Index, 2018). Erguido sobre el artículo 86 de la Carta Magna vigente hasta 2008, garantía que el Estado provee a la población a vivir en un ambiente sano y ecológicamente equilibrado (...), el Reglamento Sustitutivo del Reglamento Ambiental para las Operaciones Hidrocarburíferas en el Ecuador (RAOHE), mediante Decreto Ejecutivo No. 1215, publicado en el Registro Oficial No. 265 de 13 de febrero de 2001, da inicio a la protección ambiental contemporánea en el país. Y parcialmente también la clausura, en vista que las actualizaciones a las cuales se ha sometido, la más reciente en el 2012, podrían calificarse como únicamente burocráticas. Concebido bajo el ideal de constituirse como un mecanismo para la explotación racional de los recursos hidrocarburíferos, y un garante de la estabilidad jurídica de una inversión extranjera que reactivase el sector petrolero, el RAOHE se ha quedado muy por detrás de su objetivo principal: “superar las deficiencias del Reglamento Ambiental anterior” (Zehner, 2012).

El RAOHE se erige sobre la base que suponía su antecesor, el Reglamento Ambiental (Decreto Ejecutivo No. 2982 de 1995). Su implementación entre otras cosas incluyó: la optimización de los parámetros y límites permisibles dentro del sistema de control y monitoreo ambiental; y, la reglamentación de la actividad off-shore, la misma que previo Decreto 2982 prácticamente no se encontraba regulada (Zehner, 2012). Del mismo modo, así como entonces se antepuso a una industria volátil, literal y figurativamente hablando (en consideración de la variedad de factores que regularmente influyen en la dirección de la cadena de producción de petróleo, e.g. avances tecnológicos, sostenibilidad, cambios demográficos o disputas geopolíticas) (Deloitte, 2014); hoy en día, al aproximarse el transcurso de casi dos décadas desde su implementación, y al no haber evidenciado ningún cambio sustancial desde la misma, se ha vuelto a generar un desfase entre aquello que se encuentra regulado y la tecnología empleada actualmente en las operaciones de la industria.

A causa de las oportunidades en I+D como mecanismo para aumentar los esfuerzos en la solución de problemas ambientales asociados a la industria del gas y petróleo, una importante proporción de esta discontinuidad radica en la tecnología relacionada con el manejo y disposición de agua. En este ámbito, en consideración del uso diversificado del agua durante la perforación, completación y fracturamiento hidráulico, parte de los grandes desafíos al respecto incluyen comprender los verdaderos impactos de su extracción desde los sistemas superficiales y subterráneos, y consecuentemente, su rol activo durante la fase productiva de una operación de petróleo y gas (U.S. Department of Energy, 2015). A su vez, este desfase regulatorio podría afrontarse desde tres facetas paralelas al manejo de aguas, los límites permisibles en el manejo y tratamiento de descargas líquidas, la reinyección de recortes como método “cero-emisiones” de disposición de residuos y el conjunto de tecnologías y técnicas de extracción de petróleo y gas convencionales y no convencionales conocidas colectivamente como fracturamiento hidráulico, aspectos que no se han actualizado en un periodo considerable de tiempo o que aún no han sido regulados.

La primera instancia considera aquello que no ha sido actualizado, esencialmente los límites permisibles en el manejo de descargas líquidas. La industria hidrocarburífera

consume cantidades sustanciales de agua dulce en periodos de tiempo muy cortos, y, asimismo produce grandes volúmenes de aguas residuales. Cuando el manejo y tratamiento de estos recursos no se realiza apropiadamente, la descarga sus efluentes causa una contaminación severa que afecta significativamente a los ecosistemas acuáticos y la salud pública (Schwarzenbach, Egli, Hofstetter, von Guten, & Wehrli, 2010). El manejo y tratamiento de aguas residuales ha sido una fuerte tendencia en lo que va de este milenio debido a la creciente demanda de agua (Grant et al., 2012). La regulación comprensiva del manejo de aguas residuales no sólo ayuda a minimizar el volumen y el riesgo de vertido de aguas residuales al medio ambiente, sino también a aliviar la presión sobre los ecosistemas como la extracción de agua dulce.

Del otro lado, enfocándose ahora sobre los aspectos que aún no han sido regulados, la segunda instancia se enfoca en las operaciones de fracturamiento hidráulico y reinyección de recortes. Ambas son tecnologías cuya aplicación requiere de la consideración de varios parámetros ambientalmente sensibles (Bybee, 2002; Meehan, 2016), ecológicamente catalogadas como riesgosas; y que, sin embargo, durante la última década han surgido fuertemente en el ámbito global (U.S. Department of Energy, 2015).

En primer lugar, el fracturamiento hidráulico, un tratamiento de estimulación ejecutado rutinariamente en los pozos de petróleo y gas de los yacimientos de baja y alta permeabilidad (Meehan, 2016; Nacamulli, 2018; Schlumberger Oilfield Glossary, 2018) es una de las operaciones dentro de la industria que requiere del empleo de vastas cantidades de agua fresca. Actualmente es considerado como un 'cambiador de juego' con la abundancia de petróleo y gas de esquisto alrededor del mundo y el creciente interés en su desarrollo (Oyekunle, 2014). En el ámbito local, aun cuando éste no es practicado masivamente, ya cuenta con históricos convencionales como los desarrollados en el campo Drago (Cevallos R., 2009). La característica que ha brindado mayor reconocimiento esta tecnología es el empleo de volúmenes considerables de agua fresca; e.g., durante 2014 en Colombia, en la operación de los 100 primeros pozos de petróleo no convencional (durante dos meses) se requirió el empleo del equivalente al volumen de agua que consume la población bogotana en un día, i.e. aproximadamente 640 barriles de agua por pozo cada día ("Petróleo vs. Agua", 2014). Asimismo, parte de la controversia que se cierne sobre él

parte de los múltiples casos de contaminación de cuerpos de agua superficiales (Jackson et al., 2015; Stone, 2017) e inducción de movimientos sísmicos leves a causa de sus operaciones (Colorado Oil and Gas Association, 2012; Lowey, 2016; Rubinstein & Mahani, 2015).

En segundo lugar, buscando cubrir la misma línea, la reinyección de recortes (CRI, *Cuttings Re-Injection*) es una técnica de eliminación de residuos de perforación por la cual los recortes son procesados en una lechada que es posteriormente inyectada bajo presión a una formación receptora (Bybee, 2002; Geehan, Gilmour, & Guo, 2007; N. B. Nagel, s/f). En Ecuador, en 2015 se llevó a cabo la primera operación de reinyección de residuos en el campo Apaika. Respalda por las mejores prácticas, esta campaña fue catalogada como exitosa, y constituye la punta de la flecha en cuanto refiere a soluciones permanentes de operaciones sin vertido en áreas remotas y ambientalmente sensibles (Hernandez et al., 2015; Romero, Ramirez, Hernandez, & Bastidas, 2016). Globalmente, las operaciones de CRI se encuentran reguladas por marcos técnicos locales y requerimientos de aplicación, que miran a minimizar la ocurrencia de los riesgos asociados a estas actividades (el más angustiante de ellos, la migración de las lechadas de inyección hacia el lecho marino, lo que no es sólo ambientalmente costosa, sino que plantea contingencias económicas graves) (Geehan et al., 2007).

En vista de ello, tanto las actividades de fracturamiento hidráulico, como las de reinyección de recortes y disposición de descargas líquidas deben cumplir estrictos estándares ambientales. Aún más, el debate que engloba este ámbito se torna aún más relevante al poner en la balanza las rentas frente a los potenciales impactos en las personas y el medio ambiente (Stickley, 2012). Alternativamente, el dilema planteado puede considerarse de manera figurativa como aquel problema de un prado común, expuesto por Garret Hardin en su artículo, *"The Tragedy of the Commons"*. "Incluso cuando el número de ganado comienza a exceder la capacidad de carga del pasto, cada pastor se ve beneficiado por el aumento de su respectivo rebaño. Cada pastor considera como positiva la utilidad marginal de agregar un animal más, puesto que el pastor recibe todos los beneficios del animal; mientras que la mayoría de los costos resultantes del sobrepastoreo son asumidos por los restantes pastores. Sin embargo, a causa de que todos los sujetos exhiben el mismo comportamiento,

la libertad exhibida por los comunes, i.e. los pastores, es la ruina para todos” (Amendolare, 2016a, 2016b; Hardin, 1968). A la par, en un escenario comparable en el cual no se llega a un equilibrio adecuado entre la producción económica y la calidad ambiental debido a que los costos de la contaminación recaen adicionalmente sobre terceros; el gobierno debe intervenir para limitar los costos externos y facilitar la producción de beneficios externos y bienes colectivos (Farber & Findley, 2010). En este marco, la regulación directa se plantea como uno de los enfoques básicos principalmente disponibles, un conjunto de leyes que regulan el impacto de las actividades humanas en el ambiente, mediante la prohibición de emisiones más allá de límites prescritos (Environmental Defenders Office (NT) Inc., 2018; Farber & Findley, 2010).

En este ámbito, el presente ensayo se enfoca en estudiar las regulaciones que rigen la operatividad de las tecnologías de fracturamiento hidráulico y reinyección de recortes de perforación con el propósito de definir sugerencias generales para la aplicación y gestión de estos procedimientos. Por otra parte, analiza los parámetros de control en la administración de descargas líquidas expuestos en la literatura científica y legislativa, a fin de generar una propuesta de actualización de los límites permisibles en el manejo de descargas líquidas considerados en el RAOHE, que provea un grado superior de mitigación de los efectos potencialmente dañinos que estas sustancias tienen sobre los ecosistemas y la salud humana. Finalmente, esta información aportará a la articulación de marcos técnicos, que sirvan de ancla para afianzar a la cotidianidad el empleo de prácticas ecológicamente más eficientes, al mismo tiempo que permiten normalizar la existencia de ciertos vacíos jurídicos, explícitamente el abuso del derecho y la indefensión jurídica.

2. FRACTURAMIENTO HIDRÁULICO

En su artículo *“The Frackers and the Birth of an Energy Boom”*, Bryan Burrough menciona “uno podría argumentar que, exceptuando el internet, el fracturamiento hidráulico (fracking) ha sido el avance tecnológico más importante en las últimas dos décadas. Y una vez que se lo piensa, puede tener razón”.

Antes de 1947 ninguna compañía jamás se había arriesgado a realizar operaciones exploratorias en búsqueda de hidrocarburos en el lecho submarino y perforar más allá de la costa (Wells, s/f). En Ecuador, la práctica fuera de costa u “offshore” es practicada desde los años 70s, sin embargo, no fue producida a niveles comercialmente aceptables sino hasta 2002 en la Cuenca Progreso, bajo la explotación del campo gasífero Amistad (Samedan, 2000; Subsea IQ, 2014). En este contexto, aun cuando las reservas del campo Amistad se habían descubierto hace 50 años y en el haber ya existían dos proyectos de desarrollo infructuosos (Samedan, 2000), la regulación de esta práctica dentro del sector energético al momento no cuenta con más de dos décadas de existencia (Ministerio de Energía y Minas, 2001). Paralelamente, en un objetivo común por expandir el horizonte en el recobro de hidrocarburos, el fracturamiento hidráulico fue ensayado por primera ocasión en 1949 (Wells & Wells, 2017), y ha tomado especial connotación internacional en los últimos quince años (McClung & Moran, 2018). Actualmente, aun cuando en Ecuador no se han formulado mecanismos oficiales para su regularización –y resulta ridículo pensar en el transcurso de otro periodo similarmente extenso para reglamentar una actividad ampliamente difundida en el espectro energético- las actividades de fracturamiento hidráulico convencional han venido desarrollándose desde hace ya una década en el país (Cevallos R., 2009; Izurieta, Cuenca, Pozo, Padilla, & Bustos, 2018).

Los esfuerzos por regular el fracturamiento hidráulico esencialmente han sido direccionados a normar una actividad mediáticamente (Miller, 2015) descrita como agresora potencial de los cuerpos de agua superficiales y subterráneos (Bertinat et al., 2014; Osborn, Vengosh, Warner, & Jackson, 2011; U.S. Environmental Protection Agency, 2004) y de la geología de sitios hidráulicamente fracturados (Alberta Energy Regulator, 2018; Bertinat et al., 2014; Boettcher, 2011; Kim, 2013; King, 2012; U.S. Geological Survey, 2014). En este marco,

cabe acotar que regularmente la desavenencia sobre el fracturamiento hidráulico surge a partir de un desajuste en su concepto. Una brecha en el lenguaje. En términos de ingeniería, el fracking conceptualiza una actividad específica de estimulación, limitada a la generación de grietas en la roca a partir de la inyección de fluido; mientras que para muchos grupos ambientalistas y ciudadanos preocupados ha llegado a representar casi todas las fases del ciclo de desarrollo de un pozo, desde la perforación hasta la producción (King, 2014). A fin de dilucidar las aguas turbias sobre el tema, la presente sección expone la dinámica del proceso de estimulación, consideraciones ambientales concomitantes y un sumario de los principales estándares manejados dentro de las operaciones de fracturamiento hidráulico.

2.1. ESTUDIO DE PROCEDIMIENTOS OPERACIONALES Y NORMATIVAS VIGENTES

El fracturamiento hidráulico refiere al bombeo de un fluido de fracturación a un estrato a un caudal y presión calculados y predeterminados para generar fracturas o grietas en la formación objetivo (Gilleland, 2018). Los fluidos de fractura empleados son principalmente fluidos a base de agua mezclados con aditivos que ayudan al agua a llevar el apuntalante de arena a las fracturas (Viswanathan et al., 2015). El apuntalante de arena es necesario para "sostener" las fracturas una vez que se detiene el bombeo de fluidos (Weaver, Nguyen, Parker, & van Batenburg, 2005). Una vez que la fractura se ha iniciado, se bombean líquidos adicionales al pozo para continuar el desarrollo de la fractura y llevar el apuntalante más adentro de la formación. Los fluidos adicionales son necesarios para mantener la presión de fondo de pozo necesaria para que la fractura se abra paso en la formación (CAPP, 2017). Cabe mencionar que este procedimiento tiene una variedad de aplicaciones industriales, entre ellas la explotación de hidrocarburos convencionales tanto como no convencionales. Sin embargo, debido a que las diferencias existentes en términos de volúmenes inyectados y composición de los fluidos de fractura entre ambas son mínimas (Adams & Rowe, 2013; Barati & Liang, 2014), este documento trata a ambas como pares, haciendo las respectivas acotaciones sólo cuando corresponda.

La primera etapa del fracturamiento hidráulico inicia con su respectivo diseño¹. El proceso de diseño implica identificar las propiedades de la formación objetivo, incluida la presión de fractura y la longitud deseada de las fracturas (King, 2012). Una vez obtenido el modelo del fracturamiento, el siguiente paso en el proceso es la prueba del equipo (ALL Consulting & Ground Water Protection Council, 2009). Allí se llevan a cabo una serie de evaluaciones para garantizar que el pozo, el equipo del pozo y el equipo de fracturamiento hidráulico funcionen correctamente bajo las condiciones de presión y flujo a las cuales estarán sujetos durante la operación. Las pruebas incluyen la evaluación de las carcasas y cemento del pozo durante la perforación y completación (pruebas de admisión e integridad de la formación), y la ejecución de pruebas de presión al equipo de fractura hidráulica (Harper, 2007; Lee, Birchwood, & Bratton, 2004; Wang, Soliman, Shan, Meng, & Towler, 2011).

Posteriormente, llega el momento de llevar a cabo la operación al campo. El fracturamiento hidráulico puede ejecutarse tanto en pozos horizontales como verticales, la diferencia reside en las etapas del proceso, i.e. cada etapa del tratamiento de fractura de un pozo horizontal es equivalente al tratamiento de fractura requerido para un pozo vertical (Gupta, Gupta, Okeke, & Jerath, 2017). La tabla 2.1. señala un ejemplo de las sub-etapas de un tratamiento de fractura hidráulica de una sola etapa para un pozo completado en la lutita Marcellus (Arthur, Bohm, & Layne, 2008). El procedimiento estándar dicta que en un inicio debe ejecutarse un procedimiento de "mini frac" –una prueba diagnóstica de inyección-admisión– en la que se inyecta fluido sin apuntalante a la formación. La intención es fracturar la formación de manera mínima durante el período de inyección, y luego observar el cierre del sistema de fracturas durante el período de caída siguiente, con lo que se obtiene mejores estimados de la permeabilidad de la formación y presión del reservorio (Craig & Blasingame, 2006; Soliman et al., 2005). A posteriori, la secuencia de sub-etapas inicia con el bombeo de un tratamiento ácido. Este tratamiento ayuda a limpiar el área cercana al pozo que puede "dañarse" (los poros y las gargantas de poro se tapan con lodo de perforación o cemento

¹ Los procesos modernos de diseño son muy sofisticados y permiten emplazar redes de fracturas en formaciones rocosas específicas (Boyer, Kieschnick, Suarez-Rivera, Lewis, & Waters, 2006). Por una parte, es posible emplear modelos de computadora para simular diseños de fracturamiento hidráulico de modo efectivo y económicamente viable (Meyer & Associates Inc., 2008). Por otra, avances adicionales en la materia consideran tecnologías de mapeo de fracturas microsísmicas y mediciones de inclinación. Su principal característica es la determinación de sitios estratégicos para pozos adicionales, en ventaja de las condiciones naturales del yacimiento (Meyer & Associates Inc., 2008).

de revestimiento) como resultado del proceso de perforación y completación del pozo. La siguiente secuencia de inyección después del tratamiento ácido es un pad de agua de baja fricción (slick water). El pad de agua de baja fricción ayuda a facilitar el flujo y la colocación del apuntalante en la red de fracturas (Palisch, Vincent, & Handren, 2010). Cuando terminado, se bombea la primera sub-etapa de apuntalante, combinando un gran volumen de agua con arena de malla fina. Las siguientes sub-etapas en la etapa incrementan el volumen del apuntalante de grano fino, mientras que el volumen de fluidos bombeados se reduce gradualmente. Este apuntalante de grano fino se utiliza porque el tamaño de partícula más fino puede transportarse más profundamente en las fracturas desarrolladas (Cramer, 2008). Las sub-etapas de apuntalante fino son seguidas por ocho sub-etapas de un apuntalante más grueso. Después de la finalización de la sub-etapa final de apuntalante grueso, el pozo y el equipo se lavan con la inyección de un volumen de agua dulce lo suficientemente grande para eliminar el exceso de apuntalante del equipo y del pozo.

Tabla 2.1. Volumen de efluentes durante un tratamiento de fracturamiento hidráulico secuenciado.

Sub-etapa del Tratamiento de Fracturamiento Hidráulico	Volumen (galones)	Caudal (gal/min)
Ácido disuelto (15%)	5000	500
Apuntalante 1	100000	3000
Apuntalante 2	50000	3000
Apuntalante 3	50000	3000
Apuntalante 4	40000	3000
Apuntalante 5	40000	3000
Apuntalante 6	40000	3000
Apuntalante 7	30000	3000
Apuntalante 8	30000	3000
Apuntalante 9	20000	3000
Apuntalante 10	20000	3000
Apuntalante 11	20000	3000
Apuntalante 12	20000	3000
Apuntalante 13	20000	3000
Apuntalante 14	10000	3000
Apuntalante 15	10000	3000
Lavado	13000	3000

Notas:

Los volúmenes por sub-etapa están basados en el volumen total del pozo a hueco abierto, por lo tanto, a medida que se completa cada etapa, el volumen procedente disminuye conforme la disminución del volumen del pozo

La cantidad total de apuntalante utilizada es de aproximadamente 450,000 libras

Fuente: Arthur et al., 2008

Elaborado por: Daniel Castillo

Los fluidos de fractura consisten principalmente en agua y arena (alrededor del 98%), pero también incluyen una variedad de aditivos. Un tratamiento típico emplea concentraciones muy bajas de entre 3 y 12 aditivos dependiendo de las características del agua y la formación que se fracture (Gilleland, 2018). Debido a que la composición de cada fluido de fracturación varía para satisfacer las necesidades específicas de cada área, no existe una fórmula única para todos los volúmenes para cada aditivo. La tabla 2.2. proporciona un resumen de los aditivos, sus compuestos principales, la razón por la cual se usa el aditivo en un fluido de fracturación hidráulica y algunos de los otros usos comunes de estos compuestos (Arthur et al., 2008). La mayoría de aditivos señalados son usados en procesos industriales y pueden ser peligrosos en cantidades suficientemente grandes o si no se manejan adecuadamente (The Royal Society & Royal Academy of Engineering, 2012).

Tabla 2.2. Aditivos de fluidos de fracturamiento, principales compuestos y usos comunes.

Tipo de Aditivo	Componentes Principales	Propósito	Uso Común del Principal Compuesto
Ácido Disuelto (15%)	Ácido Clorhídrico o Ácido Muriático	Ayuda a disolver minerales e inicia las fracturas en la roca	Químico en piscinas recreativas y limpiador
Biocida	Glutaraldehído	Elimina bacterias en el agua que producen subproductos corrosivos	Desinfectante; esterilizador de equipo médico y dental
Disyuntor	Persulfato de Amonio	Permite un rompimiento retrasado de las cadenas de gel polímero	Agente blanqueador en detergentes y cosméticos de cabello
Inhibidor de Corrosión	N, n-dimetilformamida	Previene la corrosión de la tubería	Usado en farmacéuticos, fibras acrílicas, plásticos
Reticulador	Sales de Borato	Mantiene la viscosidad del fluido con el incremento de la temperatura	Detergentes de lavandería, jabones de manos, y cosméticos
Reductor de Fricción	Poliacrilamida	Minimiza la fricción entre los fluidos y la tubería	Tratamiento de agua, acondicionador de suelos
	Aceite mineral		Removedor de maquillaje, laxantes, y caramelos
Gel	Goma Guar o Hidroxietil Celulosa	Espesa el agua para suspender la arena	Cosméticos, dentífrico, helado
Control de Hierro	Ácido Cítrico	Previene la precipitación de óxidos metálicos	Aditivo de comida, saborizante
KCl	Cloruro de Potasio	Crea un fluido portador de salmuera	Sustituto de sal de mesa baja en sodio
Eliminador de Oxígeno	Bisulfito de Amonio	Remueve el oxígeno del agua para proteger a la tubería de corrosión	Cosméticos, procesamiento de comidas y bebidas, tratamiento de agua
Modulador de pH	Carbonato de Sodio o Potasio	Mantiene la efectividad de otros compuestos, como el reticulador	Detergente, jabón, suavizador, vidrio, y cerámica
Apuntalante	Sílice, Arena de Cuarzo	Permite mantener las fracturas abiertas para que los HCs puedan escapar	Filtración de agua potable, concreto, mortero de ladrillo
Inhibidor de Escala	Etilenglicol	Previene depósitos de escala en la tubería	Anticongelante de auto
Surfactante	Isopropanol	Usado para incrementar la viscosidad del fluido de fractura	Limpiador de vidrios, antitranspirante y tintes de cabello

Notas:

Los componentes específicos usado en una determinada operación de fracturamiento pueden variar dependiendo de la preferencia de la compañía, calidad de la fuente de agua y características específicas de la formación objetivo. Los compuestos mostrados arriba son representativos de aquellos utilizados en el fracturamiento hidráulico.

Fuente: Arthur et al., 2008

Elaborado por: Daniel Castillo

La perforación y la fracturación hidráulica de un pozo puede requerir típicamente de 2 a 4 millones de galones de agua (Gallegos, Varela, Haines, & Engle, 2015; Satterfield et al., 2008), siendo lo más común 2.5 millones de galones (Arthur, Uretsky, & Wilson, 2012). El agua necesaria con frecuencia proviene de cuerpos de agua superficial como ríos y lagos, pero también puede provenir de aguas subterráneas, fuentes de agua privadas, agua municipal y agua producida reutilizada. Aun cuando los volúmenes de agua necesarios para culminar un trabajo de fractura hidráulica son grandes, generalmente representan un pequeño porcentaje del uso total de agua en las cuencas correspondientes². Sin embargo, al requerirse en un período relativamente corto de tiempo, la extracción de agua puede afectar a la fauna marina, actividades pesqueras, suministros de agua municipales y otras industrias, como las centrales eléctricas (Kondash & Vengosh, 2015). Considerando las condiciones complejas en la obtención de agua, los estados y operadoras han ideado medidas compensatorias tales como la diferenciación de flujos estacionales y planes locales de administración del recurso hídrico (identificación de suministros de agua abundantes) (Weston, 2008).

En una faceta análoga, la contaminación de los recursos hídricos a través de químicos adicionados al fluido de fracturamiento hidráulico o presentes originalmente en las aguas de formación (Kargboet, Wilhelm, & Campbell, 2010), migración de gases libres, derrames o fugas, disposición inadecuada de agua de producción remediada, o migración del fluido de fractura o agua de formación a causa del mismo tratamiento de fracturamiento hidráulico (Vengosh, Jackson, Warner, Darrah, & Kondash, 2014) genera una considerable preocupación pública. A la fecha, dentro de la literatura científica aún no se ha reportado ninguna evidencia definitiva sobre la contaminación de acuíferos debido a la migración de los fluidos inyectados a los reservorios a lo largo de las fracturas creadas por el fracturamiento hidráulico (Gallegos et al., 2015; Mauter et al., 2014; Vidic, Brantley, Vandebossche, Yoxtheimer, & Abad, 2013). Sin embargo, al haberse encontrado evidencia sobre la migración de gas a lo largo de pozos construidos precariamente (Darrah et al., 2014; Vengosh et al., 2014), se sugiere la posibilidad de la migración de otros fluidos por medio de los mismos mecanismos y se cuestiona el impacto que tiene la

² Los cálculos indican que el uso del agua varía de menos de 0.1% a 0.8% por cuenca (Satterfield et al., 2008).

inyección de grandes volúmenes de agua sobre la integridad del pozo (Llewellyn et al., 2015; Vengosh et al., 2014). En este ámbito, los derrames superficiales del fluido de fracturación llegan a representar un mayor riesgo de contaminación que la fracturación hidráulica misma (Groat & Grimshaw, 2012). El impacto de cualquier derrame de fluido de fracturación (o aguas residuales) en el sitio puede mitigarse empleando las prácticas recomendadas. Globalmente, la instalación de un revestimiento in situ impermeable suele ser una condición del permiso de planificación local. Aún más, el impacto de los derrames de fluidos de fracturamiento puede mitigarse en mayor medida utilizando productos químicos no peligrosos siempre que sea posible (The Royal Society & Royal Academy of Engineering, 2012).

Asimismo, al interior de la industria existe incertidumbre alrededor de ciertos incidentes sísmicos que pueden estar asociados con la disposición del agua de producción extraída posteriormente a la ejecución de las operaciones de fracturamiento hidráulico. Es propicio señalar que la sismicidad inducida, documentada desde la década de 1920, también ha sido vinculada a una serie de otras actividades humanas (proyectos geotérmicos, extracción minera, construcción y pruebas nucleares subterráneas) (Arkansas OCG, 2011; Frohlich, Potter, Hayward, & Stump, 2010). En ese contexto, la ciencia de la sismicidad debe ser entendida cuando se discuten las medidas de mitigación de terremotos o la gestión de riesgos. La sismicidad inducida puede ocurrir cuando hay una falla geológica presente bajo estrés. El aumento de la presión mientras se inyecta el fluido (agua de producción) puede liberar la falla y permitir el deslizamiento (American Petroleum Institute, 2017). Esto da como resultado ciertas liberaciones de energía muy similares a aquellas producidas por los terremotos, pero que, debido a diferencias significativas en su frecuencia y magnitud son catalogadas como eventos cizallamiento³ mas no pequeños terremotos (Rubinstein & Mahani, 2015).

Por último, resulta de especial importancia considerar que debido a que el fracturamiento hidráulico no es una operación de procedimiento universal, las suposiciones y

³ La medición en la generación de esta energía micro-acústica registra un espectro de magnitudes entre -3.0 y -1.0 en la escala Richter. Ver (King, 2012; Rubinstein & Mahani, 2015)

generalizaciones concernientes al uso del agua dentro de las operaciones de fracturamiento hidráulico y el potencial de los impactos ambientales deben tomarse con precaución.

2.2. RECOMENDACIONES

Durante los últimos años, las técnicas de perforación y explotación han evolucionado de tal manera (e.g. fracturamiento hidráulico y perforación horizontal) que han ampliado el horizonte de la explotación hidrocarburífera desde los yacimientos convencionales hacia los no convencionales. A fin de tomar decisiones sensatas sobre el desarrollo de las actividades de fracturamiento hidráulico, es importante entender la dinámica del proceso de estimulación (y de producción en general) y las consideraciones ambientales concomitantes.

Fruto del trabajo conjunto entre industria, agencias reguladoras y público se ha desarrollado una serie de documentos que abordan los problemas de gestión de riesgos que acompañan a la construcción y gestión de pozos no convencionales (e.g. *“Shale Gas Extraction in the UK: a review of hydraulic fracturing”*, *“API’s Guidance Documents on Hydraulic Fracturing Operations”*, *“An Investor Guide to Disclosing Risks from Hydraulic Fracturing Operations”*, etc...). Estas directrices proveen una fuente fiable de soluciones ambientales innovadoras ante los nuevos desafíos que trae consigo la revolución tecnológica del fracking (ALL Consulting & Ground Water Protection Council, 2009; Center for Sustainable Shale Development, 2014; Cramer, 2008; Groat & Grimshaw, 2012; Kiparsky & Foley, 2013; Liroff, Investor Environmental Health Network, Interfaith Center on Corporate, & Responsibility, 2017; McClung & Moran, 2018; Stickley, 2012; The Royal Society & Royal Academy of Engineering, 2012). A partir de su estudio y análisis, en el presente apartado se presenta una propuesta técnica a la regulación del fracturamiento hidráulico que propenda a garantizar el desarrollo sostenible de la actividad industrial. La propuesta apuesta a ser razonable puesto que los documentos de estudio a partir de los cuales esta fue elaborada están claramente enfocados a la transmisión de aquellas prácticas ya probadas en la industria sin perder la flexibilidad necesaria para aplicarse dentro de distintos marcos regulatorios (los cuales varían frecuentemente debido a diferencias fundamentales en la geología regional y otros

factores). El ámbito de la propuesta se encuentra direccionado a siete conjuntos de prácticas recomendadas, listando entre ellas: i) el aseguramiento de la integridad del pozo; ii) la detección de contaminantes en el agua subterránea; iii) la detección de fugas potenciales de gas; iv) la mitigación de la sismicidad inducida; v) la gestión integral del agua y de los fluidos de fractura y de retorno; y vi) el manejo de riesgos ambientales.

La consecución del primer punto busca anular los incidentes por fugas accidentales de gases y fluidos peligrosos desde las locaciones, a través de la implementación de una política estándar⁴ sobre la construcción integral de pozos para eliminar virtualmente los riesgos de fugas de metano y químicos que surgen de la construcción deficiente (Alberta Energy Regulator, 1990, 2010, American Petroleum Institute, 2009b, 2009a; Canadian Association of Petroleum Producers, 2012e).

Frente al segundo y tercer objetivo, por una parte, se requiere identificar las condiciones de referencia en los cuerpos de agua vecinos y las fuentes de agua potable; y por otra, monitorear de manera rutinaria su calidad durante la fracturación y la producción, incluyendo riesgos potenciales de metano biogénico cercano a la superficie (Canadian Association of Petroleum Producers, 2012a; Kiparsky & Foley, 2013; Vidic et al., 2013). Asimismo, con el fin de asegurar la credibilidad del monitoreo se recomienda todas las pruebas sean llevadas a cabo por laboratorios independientes y se reporte sobre problemas de cumplimiento, prevención/remediación o costos derivados de las pruebas de calidad del agua (ALL Consulting & Ground Water Protection Council, 2009).

⁴ La política basada en los estándares API incluye entre los principales lineamientos:

- Es mandatorio la revisión de los diseños del pozo desde una perspectiva de salud y seguridad como desde una perspectiva ambiental (inspecciones in situ, según corresponda, deben llevarse a cabo para garantizar que los pozos se construyan de acuerdo con el diseño acordado).
- La cementación de revestidores debe realizarse utilizando una técnica que asegure el asentamiento del cemento (e.g. método de bombeo y sello). Se detalla que el cemento debe estar diseñado para alcanzar una resistencia compresiva de 300 psi en 24 horas y 800 psi en 72 horas.
- Como anotación particular, el revestimiento superficial debe ser sentado hasta una profundidad no menor a 150 pies por debajo del acuífero aprovechable más profundo.
- La ejecución de pruebas de presión en los pozos antes de la fractura y aplicación rutinaria de métodos avanzados de registro acústico (registros de evaluación de cemento) o su equivalente funcional.

Para ver las directrices completas, dirigirse a (American Petroleum Institute, 2009a, 2009b, 2010b).

El monitoreo de posibles fugas de metano y otras emisiones debe llevarse a cabo antes, durante y después de las operaciones. Esto puede proveer una idea de los efectos del fracturamiento hidráulico sobre el área o la existencia de filtración natural (depósitos de metano y turba). La construcción de estaciones de monitoreo semipermanentes alrededor del perímetro del pozo es la mejor alternativa para la detección de fugas potenciales de metano (American Petroleum Institute, 2011, 2013; The Royal Society & Royal Academy of Engineering, 2012).

Para el logro del cuarto punto, se establece que es deber del servicio geológico o la organización competente realizar evaluaciones en el territorio nacional a fin de caracterizar estreses e identificar fracturas en las formaciones de interés (Hennings et al., 2012); o a su vez validar los estudios disponibles (Ortiz, 2013). De manera similar, en uso de la misma información es propicio establecer una base de datos nacional de las propiedades de estreses y fallas para identificar las zonas más apropiadas para las locaciones de pozos hidráulicamente fracturados (e.g., las operaciones de fracking cerca una falla con alta tendencia de deslizamiento deben evitarse a todo lugar) (Lisle & Srivastava, 2004; Morris, Ferrill, & Brent Henderson, 1996; Rutqvist, Birkholzer, Cappa, & Tsang, 2007).

Por otro lado, es necesario monitorear la sismicidad antes, durante y después del fracturamiento hidráulico. En este aspecto, se recomienda los sistemas de monitoreo semáforo⁵ ya que presentan mayores fortalezas frente a sus pares. A partir de la retroalimentación de estos sistemas es posible tomar acciones para mitigar cualquier posible evento de sismicidad inducida⁶.

⁵ Ver (Bachmann, Wiemer, Woessner, & Hainzl, 2011; Majer et al., 2007).

⁶ El análisis de la retroalimentación permite establecer la máxima magnitud de un posible evento sísmico y las correspondientes medidas de mitigación. Ver (van Eck, Goutbeek, Haak, & Dost, 2006).

En relación con el quinto objetivo, este se encuentra parcialmente orientado a extraer el mínimo⁷ de agua potable necesaria para realizar operaciones de fracturamiento, al sacar ventaja de las diferencias estacionales en los cauces naturales (ALL Consulting & Ground Water Protection Council, 2009), emplear fuentes no potables (e.g. acuíferos salinos, aguas residuales industriales tratadas, aguas de reflujo u otras fuentes similares) (American Petroleum Institute, 2009b, 2010a; Kiparsky & Foley, 2013) e innovar en la utilización de fluidos de fractura no acuosos (e.g. gas licuado de petróleo gelificado, dióxido de carbono y espumas nitrogenadas) (The Royal Society & Royal Academy of Engineering, 2012). Se considera que pueden existir excepciones de acuerdo a las circunstancias locales.

Asimismo, abarca la evaluación y gestión de aditivos en los fluidos de fractura y la divulgación de aditivos en los fluidos de fractura. En cuanto a la primera, los requerimientos clave incluyen divulgar de manera exhaustiva y prácticamente eliminar los productos químicos tóxicos utilizados en las operaciones de fracturamiento como una forma de mitigar los riesgos potenciales de los fluidos de fractura, mediante el establecimiento de metas y/o calendarios para reducir los puntajes de toxicidad⁸ y la divulgación de dichos objetivos y su respectivo progreso (American Petroleum Institute, 2017; Barrios, 2012; Canadian Association of Petroleum Producers, 2012b; Kiparsky & Foley, 2013; Liroff et al., 2017; Stickley, 2012).

Por cuanto a la segunda, constituida como una práctica operativa, las compañías se encuentran en la obligación de revelar públicamente, en bases individuales pozo por pozo, el nombre común y el número único de identificación química (CAS⁹) de cada ingrediente químico de los fluidos de fracturación utilizados o planificados para uso en sus pozos, mismos que se encuentran listados en la ficha de datos de seguridad o FDS de los proveedores de fluidos de fracturación (Canadian Association of Petroleum

⁷ Aunque el agua necesaria para la perforación de un pozo individual puede representar un volumen pequeño en un área grande, los retiros pueden tener un impacto acumulativo en las cuencas hidrográficas en el corto plazo (Liroff et al., 2017).

⁸ Ver (Jordan, Daulton, Cobb, & Grumbles, 2010)

⁹ Los números CAS (Chemical Abstract Service) son identificadores únicos que brindan acceso a información toxicológica y de otra índole disponible en el Registro Público CAS, una colección completa y autorizada de información sobre sustancias químicas. Ver (Chemical Abstract Service, 2018).

Producers, 2012b). En consideración que “las FDS solo informan sobre sustancias químicas que se han considerado peligrosas en un entorno laboral... en su reporte no se incluye otros productos químicos que podrían ser peligrosos si la exposición humana se produce a través de vías ambientales.” (Canadian Centre for Occupational Health and Safety, 2007), se debe instar a que la divulgación sobre los ingredientes del fluido de fractura incluya todos los productos químicos, no solo los que aparecen en las FDS (Shale Gas Production Subcommittee, 2011).

Por su parte, en lo respectivo al transporte, manipulación, almacenamiento y disposición de fluido de fractura, agua de producción, flujo de retorno, y desecho del fluido de fractura se recomienda el empleo de tanques de acero o sistemas de circuito cerrado siempre que sea posible, o hacer la transición a estos sistemas para mitigar el riesgo de contaminación (evitando el empleo de zanjas y piscinas de retención) de manera que se restrinja el contacto con la vida silvestre en el área. Adicional a la disposición segura de los fluidos en facilidades de manejo aprobadas, incluyendo pozos de eliminación, otro factor clave en esta materia es la evaluación de los flujos de retorno y agua producida para tomar parte en la administración de recursos (e.g. para determinar si el flujo de retorno y/o el agua producida pueden tratarse para su reutilización en el proceso de fracturamiento hidráulico para otros fines) y garantizar un tratamiento o eliminación seguros (Alberta Energy Regulator, 2006; American Petroleum Institute, 2009b; Canadian Association of Petroleum Producers, 2012d, 2012c).

Para el logro del último y sexto punto, los requerimientos hacen hincapié en aquello ya señalado por el capítulo IV “Estudios Ambientales” del RAOHE. Señalando que, los estudios de impacto ambiental (EIA) deben ser mandatorios para todas las operaciones de fracturamiento hidráulico, considerando una participación activa por parte de la comunidad local. El EIA debe evaluar los riesgos a lo largo de todo el ciclo de exploración y producción, incluyendo la disposición de desechos, abandonamiento de pozos y riesgos sísmicos (ALL Consulting & Ground Water Protection Council, 2009; American Petroleum Institute, 2013, 2014; The Royal Society & Royal Academy of Engineering, 2012).

De momento, aun cuando en Ecuador sólo se han llevado operaciones de fracturamiento en yacimientos convencionales, la existencia de reservas hidrocarburíferas no convencionales no se descarta (basados en las prospecciones de Cuervos y Cerrajón) (Andagoya & Pérez, 2013). Y, fundamentados en las similitudes entre ambas aplicaciones del fracking, esta circunstancia no hace más que brindar más trascendencia a este estudio sin llegar a invalidar las recomendaciones aquí propuestas.

Así, la discusión circundante al fracturamiento hidráulico toma mayor relevancia al sopesar los beneficios económicos frente a los posibles impactos en las personas y el medio ambiente. No existe duda de que este ya juega un papel vital en el suministro de energía contemporáneo. Sin embargo, los riesgos de salud, seguridad y ambiente asociados al fracturamiento hidráulico como un medio de extracción de recursos convencionales y no convencionales pueden llegar a ser manejados efectivamente en Ecuador siempre que las mejores prácticas operacionales sean implementadas y aplicadas a través de la regulación apropiada. Ninguna de las propuestas de prácticas recomendadas es tan novedosa como para ser descartada de aplicarse por operadores prudentes (Brianna Mordick, 2012). El camino está a medio trazar, y es posible para las compañías ir más allá en términos de mejores prácticas a fin de mantener su credibilidad y deber con la preocupación pública.

3. REINYECCIÓN DE RECORTES

En un ensayo de 1991 en la *Scientific American*, Michael Porter sugirió que aumentar la rigurosidad de las reglamentaciones ambientales proporcionaría un incentivo para que las empresas desarrollen formas nuevas y menos costosas de reducir la contaminación (Porter, 1991). Particularmente, dentro de la industria la evidencia más clara de esta hipótesis es aquella presentada por el estado noruego, cuando en 1993 por medio de su Agencia de Control de la Contaminación, anunció un incremento en la rigurosidad de las regulaciones para la disposición de recortes de perforación en áreas marinas. Se planteó una reducción del 6% al 1% por volumen en el límite permisible de petróleo en los recortes eliminados por vertido al mar. A esto se sumaba el hecho de que la tecnología entonces disponible no podía hacer que los detritos llegasen hasta niveles tan bajos (Moschovidis, Gardner, Sund, & Veatch Jr., 1994). Globalmente, las pautas generales de gestión de residuos siguen la jerarquía de minimización, reducción, reciclaje y recuperación, tratamiento y finalmente disposición o descarga (Abou-Sayed & Guo, 2001). Entonces, se contemplaron como alternativas el transporte de recortes mojados con petróleo hasta superficie para su tratamiento, el empleo de lodos base agua en lugar de aceite durante las tareas de perforación, el procesamiento de los recortes en las áreas marinas y su eliminación a través de la inyección en el subsuelo (Geehan et al., 2007).

A partir de esta premisa, se llevaron a cabo toda una serie de extensos estudios (Geehan et al., 2007). De su análisis se determinó que de entre las opciones previas, la inyección de recortes de perforación (CRI o DCI), i.e., la disposición de los desechos asociados a la perforación dentro de una formación receptora mediante el empleo de los fundamentos de fracturamiento hidráulico, produciría un impacto mínimo sobre el medio ambiente, proporcionando al mismo tiempo una solución económicamente viable (Guo, Geehan, & Pincock, 2005). Entre las razones, se consideró que la inyección de recortes de perforación puede alcanzar la descarga cero¹⁰, no existen riesgos de emisiones de gases de efecto invernadero asociados al transporte de desechos, y, no existen pasivos de limpieza a remediar una vez que el pozo de disposición es taponado (Shaikh, 2010). No obstante,

¹⁰ Refiere a la instalación industrial que no descarga aguas de desecho a cuerpos de agua superficiales. Ver (Byers, 1995)

como en todas las operaciones de E&P, la implementación de CRI también posee sus riesgos (Abou-Sayed & Guo, 2002; Baker, Englehardt, & Reid, 1999). El más preocupante de ellos, la migración de las lechadas de inyección (a través de fracturas naturales, fracturas inducidas o de las secciones del pozo cementadas deficientemente) hacia el lecho marino (Saasen et al., 2001; Schmidt, Friar, Bill, & Cooper, 1999). Esta es una circunstancia no es sólo ambientalmente costosa, sino que plantea contingencias económicas graves (e.g. tiempos inoperativos, operaciones de remediación o perforación de nuevos pozos (Geehan et al., 2007).

En el plano local, en 2015 se llevó a cabo la primera operación de CRI en el campo Apaika. Respalda por las mejores prácticas, esta campaña fue catalogada como exitosa, y constituye la punta de la flecha en cuanto refiere a soluciones permanentes de perforación en áreas ambientalmente sensibles (Hernandez et al., 2015; Romero et al., 2016). En contraste, aunque en el RAOHE no se otorgó una definición formal en cuanto a qué se considera un ripio de perforación, en su artículo 52 se introducen las directrices para el tratamiento y disposición final de fluidos y ripios de perforación. A breves rasgos en él se dispone sobre, la obligatoriedad en los sitios de perforación de la disponibilidad de un sistema de tratamiento y disposición de los fluidos y sólidos que se produzcan durante la perforación (de circuito cerrado en el caso de encontrarse costa fuera); el reciclaje de estos desechos (cuando sea posible); o en caso contrario, su disposición al medio ambiente en concordancia con lo establecido en el Anexo 2 del mismo reglamento, parámetros y límites permisibles para descargas (Ministerio de Energía y Minas, 2001).

Al establecer un marco de comparación entre aquello regulado por el RAOHE y el propósito de la CRI, se ponen de relieve la innovación y el concepto descarga cero. Por ello, aun dentro de una industria responsiva e innovadora (American Petroleum Institute, 2017; Stickley, 2012), es preciso inducir a las autoridades de control en la articulación de marcos técnicos que avalen las operaciones industriales, y que, a su vez sirvan para afianzar en la cotidianidad prácticas más eficientes como la CRI. En este contexto, a fin de generar un cimiento sobre la cual pueda erigirse un marco regulatorio concerniente a la reinyección de residuos de perforación, en esta sección se establece un sumario de las prácticas recomendadas más relevantes en el aseguramiento de CRI, por medio de una revisión

detallada de los procedimientos operacionales, casos de estudios, reportes preparados por instituciones regulatorias y reformas regulatorias internacionales.

3.1. ESTUDIO DE PROCEDIMIENTOS OPERACIONALES Y NORMATIVAS VIGENTES

Operativamente, la reinyección de recortes se compendia en la recolección y transporte de los desechos sólidos de perforación desde el sistema de control de sólidos en el taladro hasta una unidad generadora de lechadas, donde los recortes son triturados (de ser necesario) en pequeñas partículas en presencia de agua para formar una lechada viscosa estable. La lechada es posteriormente transferida a un tanque de almacenamiento para su acondicionamiento reológico final y es bombeada a través de anular del revestidor o la sección tubular interna del pozo de disposición. Esto a su vez genera fracturas subterráneas dentro de la formación objetivo, las mismas que contendrán efectivamente la lechada (Geehan et al., 2007; Guo & Abou-Sayed, 2003).

Las dos fuentes más comunes de recortes inyectados provienen de las operaciones de perforación en curso y de sitios con lodos y recortes que se almacenaron temporalmente en espera de una futura disposición permanente. La capacidad de inyectar estos sólidos depende principalmente de la geología del subsuelo, con la composición química y propiedades físicas de los sólidos como factores secundarios (Keck, 2002; Wojtanowicz, 2016). Dependiendo de las secciones geológicas que hayan sido perforadas, los recortes pueden pertenecer a formaciones de arenisca, pizarra, caliza, carbón, dolomita, etc. Cuando procesados, los recortes siempre contendrán algo de arrastre de lodo residual, incluido el lodo base y cualquier otro aditivo de pérdida de fluidos, como polímeros o barita (Hagan et al., 2002).

En un modo pragmático, todas las operaciones de inyección de recortes son procesos por batches, en los cuales se prepara periódicamente volúmenes moderados¹¹ de lechada que son inyectados, con un determinado tiempo de separación o cierre entre cada inyección. Figurativamente, después de la primera inyección se crea una fractura planar dentro de la formación receptora, sobre la cual la lechada filtra al mismo tiempo que esta (la fractura) se cierra, atrapando los recortes y lodo dentro de la grieta generada. Con las inyecciones consiguientes se abren más fracturas derivadas de la fractura original. Estas conforman una red de fracturas interconectadas conceptualizadas como el dominio de eliminación (Moschovidis et al., 1994).

La reinyección de recortes es llevada a cabo bajo dos esquemas estándar, inyección anular e inyección en un pozo dedicado (completación de tubería de producción y empacador). La inyección anular es más común en locaciones remotas o ecológicamente sensibles, donde los recortes se inyectan en el anular del pozo que está siendo perforado, aproximadamente durante el mismo periodo de tiempo que toma todo el proceso de perforación, i.e., de dos a cuatro semanas. Los volúmenes totales de lechada inyectados suelen encontrarse entre 10.000 y 50.000 barriles por pozo. Del otro lado, el esquema de un pozo dedicado suele ser más típico de las operaciones de inyección permanente a largo plazo. Frecuentemente, estos pozos están en servicio durante varios años y los volúmenes totales de lechada inyectada pueden superar los 2 millones de barriles por pozo (Keck, 2002).

En la actualidad, en su mayoría, los programas de reinyección se desarrollan sin presentar contratiempos serios. Sin embargo, hay ocasiones en las que las operaciones de CRI se ven comprometidas por numerosos factores, tales como fallas mecánicas en la superficie o la capacidad deficiente del sistema de eliminación, lo que produce demoras costosas en el proyecto de perforación, y dependiendo de las circunstancias, derivan en pasivos ambientales (Guo & Nagel, 2009). Algunos casos incluyen el bloqueo de la trayectoria existente hasta el estrato de disposición por debajo de la tubería de revestimiento o del espacio anular. Asimismo, aunque su ocurrencia es rara, existen otros casos en los que las lechadas de inyección migran a través de fracturas naturales, fracturas inducidas

¹¹ Aproximadamente 200 BPD inyectados en tasas de 1 a 6 BPM, lo que es suficiente para mantenerse al día con las tasas de penetración de los equipos de perforación. Ver (Keck, 2002).

hidráulicamente o secciones del pozo cementadas en forma deficiente, volviendo al lecho marino (Guo et al., 2005; N. Nagel & Strachan, 1998).

Análogamente, si bien las actividades enumeradas previamente permiten que el proyecto se desarrolle con normalidad, cabe mencionar existe un espectro metodológico aún más extenso que garantiza el éxito de una operación de CRI, mismo que incluye la planificación cuidadosa del trabajo, diseño e ingeniería adecuados, monitoreo continuo, gestión de riesgos y procedimientos operacionales de contingencia (Guo, Geehan, & Ovalle, 2007). En este ámbito, el estudio de factibilidad es uno de los componentes principales y el motor de un proyecto de CRI. La principal acometida de esta evaluación es identificar los posibles riesgos operacionales y proponer las medidas de mitigación correspondientes. Los requerimientos mínimos (Abou-Sayed & Guo, 2002) que debe incluir un estudio de factibilidad de CRI son: descripción de la geología sub superficial y análisis de pruebas de pozos; caracterización de los recortes (tasa de generación, volumen total, propiedades químicas y físicas); detalle de las facilidades requeridas para la operación; y, análisis de riesgos, opciones de mitigación y procedimientos operacionales¹². Es necesario recalcar que aun cuando mucha de la información puede no ser asequible en el momento del estudio, es importante que la información disponible se encuentre lo más completa posible para que se puedan hacer las mejores estimaciones de la información faltante (Abou-Sayed & Guo, 2001).

Las siguientes etapas son el diseño y la simulación de la operación. El proceso de diseño ahonda en aquello establecido superficialmente por el estudio de factibilidad: reología de la lechada, comportamiento de los estreses de formación y capacidad de almacenamiento. Ilustrativamente, el diseño de una operación de CRI es comparable al diseño de una operación de fracturamiento hidráulico, excepto que es lo opuesto (los recortes en la lechada son de tamaño pequeño, de naturaleza blanda, y se bombean a velocidades bajas y durante largos periodos de tiempo) (Abou-Sayed & Guo, 2001). La intención no es crear grandes fracturas, sino generar un gran dominio de disposición que albergue la mayor cantidad posible de recortes. Por su parte, la simulación de la fractura subterránea de

¹² Los estudios de Identificación de Peligros (HazID) y de Peligros y Operatividad (HazOP) determinan los posibles riesgos, consecuencias de riesgos y opciones de mitigación.

disposición es necesaria para garantizar la contención segura de los desechos eliminados y para establecer los parámetros operativos de inyección, tales como la velocidad de inyección, el tamaño del lote, el tiempo de cierre y los requisitos del equipo de inyección de superficie (Abou-Sayed, Clifton, Dougherty, & Morales, 1984).

Finalmente, una vez que el diseño de la operación está en su lugar, es necesario monitorear las operaciones activamente. El control de calidad y los ajustes de propiedades reológicas y físicas específicas del sitio son cruciales para mantener la integridad de la operación y completar con éxito el proyecto (Abou-Sayed & Guo, 2002; Saasen et al., 2001). Los parámetros que deben considerarse dentro del monitoreo incluyen, el registro continuo de las propiedades de la lechada inyectada (composición, concentración, densidad, etc...), de la presión de fondo y durante la inyección y en los periodos prolongados de cierre y el análisis del comportamiento de la formación y la fractura durante la inyección y cierre (Bruno, Reed, & Olmstead, 2000).

3.2. RECOMENDACIONES

El aseguramiento de una operación de reinyección de recortes es un objetivo complejo de alcanzar; sin embargo, distintas experiencias operativas han demostrado que el seguimiento de un proceso bien planificado e integrado, dentro del que se consideren barreras y controles para evitar que los riesgos se propaguen y causen consecuencias inestimadas, contribuye de manera efectiva en el aseguramiento de esta actividad (Abou-Sayed & Guo, 2002; Guo & Abou-Sayed, 2003; Guo, Dutel, Wheatley, Mclennan, & Black, 2000; Peterson et al., 2001; Saasen et al., 2001; Wojtanowicz, 2016). A continuación, se presenta una recopilación de las mejores estrategias para el aseguramiento de una operación de CRI, enfocadas a tres grandes ámbitos: contención de fluidos, diseño del procedimiento operacional y monitoreo post-implementación. Estas recomendaciones proporcionan un mecanismo para afianzar la seguridad industrial y ambiental del procedimiento, en tanto que permanecen flexibles para su aplicación en distintos escenarios.

En primera instancia, aun cuando en 1999 un estudio concluyó que su ocurrencia era únicamente posible solo en condiciones muy poco probables¹³, la irrupción de la lechada en superficie es el principal riesgo ambiental latente que plantea la CRI (Abou-Sayed & Guo, 2002; Guo et al., 2000). Asimismo, le sigue la introducción de contaminantes en los acuíferos de agua dulce, especialmente cuando son poco profundos y pueden utilizarse como fuente de agua potable o para aplicaciones agrícolas. Al respecto, la mayor medida de mitigación consiste en diseñar y modelar de manera precisa la operación para obtener una comprensión de las características principales que afectarán el crecimiento de la fractura y consideraciones asociadas a largo plazo (Guo & Abou-Sayed, 2003; Guo et al., 2007).

Como prácticas recomendadas se incluyen la selección de una formación de disposición apropiada y la verificación de la integridad del pozo de inyección. Idealmente, el estrato de disposición debe corresponder a un intervalo con estreses bajos (arcillas y lutitas) limitado por encima y por debajo de zonas con altos estreses (areniscas) alejado de fallas o sus prospectos (Peterson et al., 2001). Sin embargo, caben excepciones en donde la ausencia de estas condiciones no excluye necesariamente la implementación exitosa de una operación (Comisión OSPAR, 2001). Así, al seleccionar una arenisca como horizonte objetivo, es también posible inducir una región de baja tensión al enfriar la formación mediante la inyección de agua fría previo a la disposición de los recortes (Sanders et al., 1987). Localmente, como resultado del estudio llevado en el campo Apaika, (Hernandez et al., 2015) concluyeron que las formaciones más adecuadas para albergar un proyecto de CRI son Tiyuyacu Superior, T superior e inferior, U superior e inferior y Hollín.

Con respecto a la integridad del pozo, la preferencia general es seleccionar pozos que provean un acceso adecuado a la formación de interés; con una buena calidad de cemento a lo largo de toda la zona de eliminación¹⁴; y, una fecha de perforación lo más reciente

¹³ En profundidades poco profundas (<600 m), la dirección del estrés mínimo suele ser vertical, en cuyo caso la fractura se propagará horizontalmente en lugar de verticalmente, lo que reduce el riesgo de que la fractura crezca hasta profundidades muy someras. Ver (Brakel, Davies, Yule, & Thornton, 1997; Reddoch, Taylor, & Smith, 1995).

¹⁴ Las mejores prácticas de cementación recomendadas para la adherencia competente del cemento y el aislamiento eficaz de la zona de disposición son: buena centralización de los revestidores, colocación óptima, eliminación eficaz del lodo y espaciadores, definición apropiada de los topes de

posible para minimizar la reacción de la formación y deterioración de la inyectividad con el tiempo¹⁵ (Gumarov, Shokanov, Simmons, Anokhin, & Benelkadi, 2014; Schmidt et al., 1999). Adicionalmente, se señala que el pozo dedicado o seleccionado para la reinyección de recortes debe tener un ángulo de desviación no mayor a 35° en la zona de inyección y 60° en su sección media a fin de llegar a un equilibrio entre mantener la ubicación de la zona de inyección lo suficientemente lejana a los pozos productores, evitar el asentamiento de sólidos en el pozo y prevenir el alineamiento entre fracturas verticales con el pozo (Gumarov et al., 2014). Análogamente, el diámetro efectivo seleccionado debe proveer una velocidad y régimen de flujo óptimos¹⁶ dentro del pozo, minimizando la precipitación de sólidos.

Por otro lado, en correspondencia al diseño operacional, las consideraciones más importantes son el diseño de la reología de la lechada y el procedimiento operacional. Las mejores prácticas recomendadas señalan que la reología debe monitorearse de cerca durante toda la operación de disposición y mantenerse según las especificaciones del diseño (especialmente los parámetros de viscosidad, resistencia de gel, tamaño de partícula y filtración); pues su desajuste y una baja tasa de inyección son las principales razones por las cuales se producen el asentamiento de sólidos, la obstrucción del anular y la pérdida de inyectividad a lo largo del pozo o en la fractura (Abou-Sayed & Guo, 2001; Geehan et al., 2007; Guo & Abou-Sayed, 2003). Como regla general, la tasa de inyección debe ser igual o ligeramente mayor que la tasa de generación de recortes (Guo et al., 2007). Esto minimiza la necesidad de tanques de almacenamiento. En general, la tasa de inyección óptima¹⁷ está entre 2 y 6 barriles por minuto (Moschovidis et al., 2000; Saasen et al., 2001). Consideraciones adicionales incluyen: desplazar todo el volumen del anular o tubería de inyección después de cada bache para evitar el asentamiento de partículas y el taponamiento de la zona de eliminación; y, diseñar el equipo de completación y superficie

cemento para un aislamiento efectivo y rotación de la tubería durante la cementación (Abou-Sayed & Guo, 2002).

¹⁵ O a su vez, un pozo en el cual se haya dejado el espacio anular con una salmuera libre de sólidos que sea compatible con la formación, a fin de evitar la dispersión química y la potencial obstrucción de los poros (Abou-Sayed & Guo, 2001)

¹⁶ El flujo laminar no es deseable ya que favorece la precipitación de sólidos. Se prefiere regímenes de flujo turbulento o transicional. Asimismo, la tubería demasiado grande promueve una sedimentación acelerada, mientras que la tubería demasiado pequeña amplifica la erosión y pérdida de presión por erosión.

¹⁷ A su vez, las velocidades de flujo deben limitarse a fin de minimizar la erosión ligada al cabezal de inyección y tubería. Ver (Schuh, Secoy, & Sorrie, 1993; Van Gils, Thornton, Kece, Bennett, & Yule, 1995).

reconociendo su interacción¹⁸ directa con el sistema de inyección, i.e., un cabezal y tuberías que se adapten a las necesidades de la operación, con materiales anti corrosivos superpuestos a las áreas de sellado y juntas extra gruesas a modo de evitar riesgos de falla del equipo ocasionados por el desgaste erosivo (Guo et al., 2007).

Por último, aun cuando todo lo respectivo a monitoreo y verificación son medidas de mitigación para el aseguramiento de las operaciones de CRI, la recomendación más valorada es emplear el análisis de los datos operativos (propiedades de la lechada, resultados de las pruebas de sedimentación y presión de inyección) para validar los resultados del modelo preparado durante la evaluación de factibilidad y simulación y para proporcionar señales de advertencia tempranas, de modo que se puedan mejorar los procedimientos y parámetros operativos para evitar consecuencias indeseables ¹⁹ (Comisión OSPAR, 2001; Guo et al., 2007).

Si bien las soluciones actuales sobre el manejo de desechos sólidos distan de la perfección, son mucho mejores que las disponibles hace algunas décadas. Al mismo tiempo que se devuelve los recortes de perforación a su sitio de origen, se ha dado un paso significativo en el cuidado del medio ambiente (Geehan et al., 2007). Esto a su vez ha permitido que gane aceptación en todo el mundo al proporcionar un medio seguro y ambientalmente aceptable de eliminación de desechos en yacimientos petrolíferos. Sin embargo, si la tecnología pretende mantener su excelente trayectoria, es fundamental que las operaciones sigan las mejores prácticas de evaluación, diseño, implementación y monitoreo. Esto es particularmente importante para los proyectos de CRI en áreas remotas o ambientalmente sensibles ya que a menudo esta tecnología es la única opción económica y cualquier percance con la operación podría resultar muy costosa técnica, ambiental, y socialmente.

¹⁸ Por ejemplo, si uno tiene una formación objetiva de alta permeabilidad y un equipo de inyección de alta velocidad disponible, se puede eliminar la necesidad de equipos de molienda y retención, lo que a menudo contribuye de manera desproporcionada al costo total del proceso (Peterson et al., 2001).

¹⁹ (Guo et al., 2007) incluye un ejemplo que ilustra cómo integrar la simulación, las pruebas de pozos y el monitoreo de manera efectiva en el aseguramiento de la CRI.

4. REVISIÓN LÍMITES PERMISIBLES EN EL MANEJO DE DESCARGAS LÍQUIDAS

Uno de los desafíos del siglo XXI es satisfacer la demanda energética mundial de una manera segura y sustentable, y para ello, las compañías de petróleo y gas y los organismos gubernamentales (estatales) están implementando regulaciones en miras de mejorar la sostenibilidad de la industria (Doric & Dimovski, 2018). Así, debido a la creciente demanda del recurso hídrico, la regulación sobre el manejo y tratamiento de aguas es uno de los ejes en este ámbito (Grant et al., 2012). Sin embargo, cuando el conjunto de herramientas y directrices ambientales regulatorias son muy complejas, esto lleva a incoherencia entre políticas e incertidumbre para las empresas. La existencia de lagunas y falta de un marco legal general para la gestión de los desechos han contribuido como un obstáculo en la generación de una guía de acción completa y coherente. (Organization for Economic Cooperation and Development, 2014).

El Reglamento Sustitutivo del Reglamento Ambiental para las Operaciones Hidrocarburíferas en el Ecuador (RAOHE) buscó superar las deficiencias del Reglamento Ambiental de 1995, a través de revisiones y adaptaciones en la metodología de trabajo. En este ámbito, uno de los aspectos más impactantes fue el cambio radical en cuanto al listado de parámetros para el monitoreo y control de descargas (Zehner, 2012); i.e. el número de parámetros de monitoreo correspondiente a aguas de producción era exorbitante en comparación de otras legislaciones, ocasionando que las rutinas de trabajos se volvieran poco operacionales.

El RAOHE vigente desde 2001 condensa toda la materia de límites permisibles en el Capítulo XII, artículo 86, y dicta:

“Los sujetos de control y sus operadoras y afines en la ejecución de sus operaciones, para descargas líquidas [...], cumplirán con los límites permisibles que constan en los Anexos No. 1, 2 y 3 de este Reglamento, los cuales constituyen el programa mínimo para el monitoreo ambiental interno ...”.

Más allá, en conocimiento de que las descargas provenientes de los sistemas de aguas residuales contienen contaminantes que persisten aún después de pasar por extensivos sistemas de tratamiento y que varios aspectos ambientales y de salud resultado de un tratamiento ineficiente de aguas residuales han sido identificados en la literatura científica (“Wastewater pollution”, 2014), este apartado (propuesta de actualización en los límites permisibles y consideración de lineamientos²⁰ sobre la administración de efluentes líquidos) busca limitar los efectos potencialmente dañinos que estas sustancias puedan ejercer sobre los ecosistemas y la salud humana.

4.1. ESTUDIO DE NORMATIVAS VIGENTES

La metodología empleada permitió, por un lado, desarrollar un marco comparativo en base a fuentes bibliográficas secundarias (i.e. marcos regulatorios internacionales en materia de efluentes líquidos pertinentes al caso), en tanto que, en otro ámbito, se extrajo información de fuentes primarias (e.g. análisis eco toxicológicos) a fin de proveer un respaldo a los resultados encontrados en la primera instancia y demostrar que los lineamientos propuestos no supondrían una amenaza para ningún valor ambiental²¹.

En razón a esta mecánica, mediante el empleo de los indicadores EPI (Environmental Performance Index, 2018) y CAPP (WorleyParsons, 2014) fue posible recopilar la gran mayoría de aspectos relevantes en cuanto a cuestiones de manejo de descargas líquidas, a partir de las políticas de quienes se manifiestan como líderes mundiales respecto a la adopción de medidas regulatorias que mitigan el impacto ambiental de las actividades generadas por el ser humano. Las metodologías empleadas por EPI y CAPP permiten analizar la performance (de la política ambiental) en diferentes niveles ecológicos y sociales

²⁰ Lineamientos difieren de límites permisibles. Los límites son concentraciones que al excederse pueden señalar un potencial problema ambiental, y así activar una respuesta de remediación. Los lineamientos son concentraciones numéricas o sentencias narrativas empleadas para evaluar la calidad del agua y determinar los objetivos de calidad del agua que permitirán proteger y sostener los valores ambientales de los recursos hídricos. (ANZECC & ARMCANZ, 2000)

²¹ Aspectos cualitativos del agua que la hacen adecuada para sostener ecosistemas acuáticos y usos humanos. Ver (Parliamentary Counsel, 2016)

(Environmental Performance Index, 2018) y escalar razonablemente las políticas ambientales marco en base la realidad industrial correspondiente a cada nación. (WorleyParsons, 2014). En este trabajo, por sus niveles de actividad en el sector de gas y petróleo, y la madurez y apertura comparativa (para su región) de cada gobierno, las naciones electas para el rol de sujetos de referencia fueron Australia (Queensland), Canadá (Alberta y Ontario), Estados Unidos (Luisiana) y Colombia, líderes mundiales en cuanto a la adopción de medidas regulatorias que mitigan el impacto ambiental de las actividades generadas por el ser humano.

La tabla 4.1. presenta los límites permisibles establecidos en el RAOHE y TULAS (Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria) (Ministerio de Energía y Minas, 2001; Ministerio del Ambiente, 2015) para el manejo de efluentes y los compara los establecidos por los marcos legales de la República de Colombia (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015), Canadá (Environment and Sustainable Resource Development, 2014; Minister of Fisheries and Oceans, 2002), los Estados Unidos de América (Louisiana Department of Environmental Quality, 2017) y la Mancomunidad de Australia (Department of Environment and Heritage Protection, 2014a, 2014b, 2014d, 2014c). Todos los valores señalados corresponden a los límites permisibles establecidos para el punto de descarga (efluente) por cada instancia, a menos que se especifique lo contrario.

Los límites permisibles que constan en la tabla 4.1. son generales, puesto que dentro del entorno natural existe una variabilidad inherente, la cual induce al empleo de información específica para el desarrollo de pautas e índices apropiados de calidad ambiental²² en determinadas ocasiones. Este razonamiento puede ser ampliamente sustentado bajo el amparo de la ecotoxicología, un estudio sobre cómo los químicos (usualmente de origen humano o antropogénico) se comportan dentro del medio ambiente y cómo afectan a los organismos que allí se desarrollan.

²² Por ejemplo, la disponibilidad de luz es un factor clave que controla el crecimiento y la supervivencia de las plantas bentónicas. En aguas naturalmente turbias, la biomasa de una especie en particular puede disminuir con la profundidad hasta un límite más allá del cual hay luz insuficiente. Este límite sería más profundo en aguas menos turbias. Por lo tanto, la selección de un valor de referencia de claridad del agua (por ejemplo, el coeficiente de atenuación de la luz) debería tener en cuenta estas consideraciones específicas del sitio. Ver (ANZECC & ARMCANZ, 2000).

Tabla 4. 1. Matriz comparativa de límites permisibles establecidos en el RAOHE frente a otras regulaciones ambientales internacionales.

PARÁMETRO	UNIDADES	ECUADOR		COLOMBIA		ESTADOS UNIDOS (LOUISIANA)	CANADÁ	AUSTRALIA
		VALOR LÍMITE PERMISIBLE ^a	PROMEDIO ANUAL ^b	EXPLORACIÓN	PRODUCCIÓN			
pH	Unidades de pH	5,0 - 9,0	5,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,5 - 9,0	6,0 - 8,0
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	< 120,00	< 80,00	< 200,00	< 60,00	< 125,00	< 25,00*	< 120,00
Sólidos Totales (ST)	mg/L	< 1700,00	< 1500,00	< 1500,00	< 1500,00		Sentencia narrativa ^{d*}	
Fenoles	mg/L	< 0,15	< 0,10	< 0,20	< 0,20		< 0,004	
Conductividad Eléctrica	µS/cm	< 2500,00	< 2000,00					
Hidrocarburos Totales (HTP)	mg/L	< 20,00	< 15,00	< 10,00	< 10,00	< 15,00	< 30,00	
Nitrógeno Total (N)	mg/L	< 20,00	< 15,00	< 10,00	< 10,00		Ecuación ^e	< 0,668
Bario (Ba)	mg/L	< 5,00	< 3,00					
Cromo (Cr)	mg/L	< 5,00	< 0,40	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,10	< 0,10
Plomo (Pb)	mg/L	< 0,50	< 0,40	< 0,20	< 0,20	< 0,20		< 0,20
Vanadio (V)	mg/L	< 1,00	< 0,80	< 1,00	< 1,00	< 1,00		< 0,10
HAPs	mg/L	< 0,0003*	< 0,0002*	< 0,01	< 0,01	< 0,01		
BTEX	mg/L			< 0,01 ^c	< 0,01 ^c	< 4,8675	< 0,20*	
Turbidez	NTU		Condición natural ± 3*				Sentencia narrativa ^f	2,0 - 200,0
Temperatura	°C						Sentencia narrativa ^g	
Color	CU		Inapreciable en solución 1:20*				Sentencia narrativa ^h	

Notas:

^a En cualquier momento

^b Promedio de las determinaciones realizadas en un año conforme a la frecuencia de monitoreo establecida en el Art. 11 del RAOHE

^c En los casos en que el vertimiento puntual de aguas residuales se realice en un cuerpo de agua superficial receptor o en un tramo del mismo, que tenga como destinación el uso del agua para consumo humano y doméstico, y pecuario la concentración de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) en el vertimiento puntual de aguas residuales deberá ser menor o igual a 0,01 mg/L para aquellas actividades que lo tienen definido como de análisis y reporte.

^d Durante flujos de aguas claras: Incremento máximo de 25 mg/L con respecto a la base para cualquier exposición corta (e.g. periodo de 24 horas). Incremento máximo promedio de 5 mg/L sobre los niveles base para periodos de exposición prolongados (mayores a 24 horas). Durante flujo altos o para aguas turbias: Incremento máximo de 25 mg/L con respecto a los niveles base, cuando estos se encuentran entre 25 y 250 mg/L. No deberá incrementarse más del 10% respecto a los niveles base, cuando la base ≥ 250 mg/L.

^e Total de NH³ (como N) = $1,216^{(0,019/[10^{((0,09101821+(2729,92/T))\cdot pH+1))}]}$ * 0,8224

^f Para flujos de aguas claras: Incremento máximo de 8 NTU sobre la base para periodos de exposición cortos (e.g. periodos de 24 horas). Incremento promedio máximo de 2 NTU a partir de los niveles base para exposiciones mayores a 24 horas. Para flujos turbulentos o de aguas turbias: Incremento máximo de 8 NTU sobre los niveles de base para cualquier tiempo en el que estos se encuentren entre 8 y 80 NTU. No deberá incrementarse más del 10% por sobre los niveles de base cuando la base > 80 NTU.

^g Las adiciones térmicas no deberán alterar la estratificación térmica, exceder el promedio máximo semanal de temperatura, ni exceder la temperatura máxima a corto plazo.

^h Incremento máximo de 20% en Unidades de Color (CU) por sobre sus condiciones naturales.

* Valor referencial al punto de control de inmisión en el cuerpo receptor

Fuente: Ministerio de Energía y Minas, 2001; Ministerio del Ambiente, 2015; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015; Environment and Sustainable Resource Development, 2014; Minister of Fisheries and Oceans, 2002; Louisiana Department of Environmental Quality, 2017; Department of Environment and Heritage Protection, 2014

Elaboración: Daniel Castillo

4.2. RECOMENDACIONES

En la industria hidrocarburífera existen sustancias que ocurren de forma natural o que se producen a través de procesos naturales, como el cadmio, el mercurio y los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), cuya eliminación completa de emisiones, descargas y fugas de todas las fuentes potenciales resulta imposible (Burgess, 2013). Las concentraciones de estos químicos tóxicos y nutrientes biológicamente disponibles en exceso pueden derivar en diversos problemas como floraciones de algas tóxicas, pérdida de oxígeno, muerte de peces, pérdida de biodiversidad y pérdida de lechos de plantas acuáticas (Voutsas, Manoli, Samara, Sofoniou, & Stratis, 2001). Además, al elaborar las directivas individuales pertinentes, el entendimiento apropiado de la toxicología de los contaminantes ambientales debe tenerse debidamente en cuenta y las medidas deben tener como objetivo el cese de las emisiones, vertidos y pérdidas en el agua de las sustancias peligrosas prioritarias que se derivan de las actividades humanas (Burgess, 2013; European Parliament & Council of the European Union, 2001; Verbruggen, Beek, Pijnenburg, & Traas, 2009).

Los elementos tóxicos pueden ser aportados antropogénica o biogénicamente. Por una parte, en la actualidad, las actividades agrícolas, industriales y urbanas son consideradas como las mayores fuentes de químicos y nutrientes de los ecosistemas acuáticos. En tanto que por otra, determinados constituyentes como el mercurio y nitrógeno son aportados significativamente por la deposición atmosférica (Ouyang, Nkedi-Kizza, Wu, Shinde, & Huang, 2006). En la literatura se dispone de un sin número de aproximaciones para el manejo y control de emisiones, mecanismos de atenuación, y herramientas de remediación. A continuación, se compilan algunos de estos valiosos criterios (pertinentes, relevantes y

actuales) sobre cuáles deberían ser los lineamientos apropiados para sostener la vida en un medio genérico.

- Dentro de varios estudios se detalla que un pH dentro de un rango de 6.5 a 9.0 es el más apropiado para el sostenimiento de comunidades de peces (Enderlein, Enderlein, & Williams, 1997; Sparling, 2016a; U.S. Environmental Protection Agency, 2018; World Health Organization, 2011).
- Safari et al. señalan que concentraciones menores a 60 mg/L en la descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce pueden ser tomadas como buenas señales de cumplimiento ambiental, en tanto que Jouanneau et al. recomienda concentraciones no superiores a 70 mg/L (D. Chapman, World Health Organization, & United Nations Environment Programme, 1996; Jouanneau et al., 2014; Safari, Yetilmezsoy, Mahvi, & Zarrabi, 2013). Estos lineamientos se ven respaldados por la revolución tecnológica desarrollado en torno a la DQO, la cual ha permitido reducir los valores en este parámetro hasta límites de 4mg/L (Geerdink, van den Hurk, & Epema, 2017). Adicionalmente se anota que, bajas concentraciones de oxígeno disuelto, cuando combinado con la presencia de sustancias tóxicas pueden derivar en estrés de los ecosistemas acuáticos puesto que la concentración de ciertos elementos se incrementa por bajas concentraciones de oxígeno disuelto. Asimismo, que las altas temperaturas del agua también incrementan los efectos adversos en la biota asociada con bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Alabaster, 1982c, 1982b, 1982a; G. Chapman & EPA Office of Water Regulations and Standards, 1986; United States Environmental Protection Agency, 2006).
- Acorde a la “Directiva de Nitratos” (Jarvie, Whitton, & Neal, 1998), un cuerpo superficial de agua fresca puede ser clasificado como no contaminado cuando la concentración de amoníaco (como nitrógeno total) no excede los 11.3 mg/L.
- La Comisión Oslo – París (OSPAR) establece un objetivo límite de descarga de 30 mg/L de hidrocarburos totales en el agua de producción (Commision OSPAR, 2014; Lofthus, Almås, Evans, Pelz, & Brakstad, 2018).
- La OMS marca límites individuales dentro de los BTEX (benceno, tolueno, etil-benceno y xileno): 10 µg/L para el benceno –probado como carcinogénico-, 700 µg/L para tolueno, 300 µg/L para etil-benceno y 500 µg/L para xileno (World Health Organization, 2004).

- Eisler sugiere que la concentración del carcinogénico benzo[a]pireno (BaP) provee una estimación aproximada del total de HAPs en el medio, siendo el total aproximadamente 10 veces mayor que la concentración de BaP (Eisler, 2000). En este marco, la Agencia de Protección Ambiental americana recomienda que no se supere una concentración de BaP de 0.2 µg/kg acorde al Nivel Máximo de Contaminante (MCL) (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1995; United States Environmental Protection Agency, 2018). La Organización Mundial de la Salud reconoce como límites máximos permisibles concentraciones de 1.0 µg/L y 10.0 µg/L de HAPs en aguas superficiales y aguas subterráneas respectivamente (Adekunle et al., 2017; Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1995; Toxicology Department of Public Health England, 2008; World Health Organization, 2000). Además, según la OMS los HAPS son un problema de salud pública puesto que han sido confirmados como carcinogénicos, adicionado al hecho de que el hombre corre el mayor peligro de bioacumulación (Adekunle et al., 2017; Hylland, 2006; Sparling, 2016c).
- Sparling señala que, en sitios no contaminados las concentraciones de cromo se encuentran en el intervalo de 5 a 800 µg/L para agua de mar y 26 µg a 5.2 mg/L para agua fresca. Contrariamente, los efluentes industriales no tratados pueden tener concentraciones que exceden los 5000 mg/L (Sparling, 2016b).
- El Departamento de Energía estadounidense resalta que los cuerpos de agua relativamente limpios tienen hasta 50 µg / L de plomo disuelto. Se acota que, la concentración de sales disueltas en el agua y el pH influyen sustancialmente la cantidad de plomo soluble en aguas superficiales (US Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2007). Asimismo, la mayor parte del plomo en la columna de agua está ligado a partículas, ya sea partículas finamente suspendidas o partículas gruesas que eventualmente precipitan al fondo (Sparling, 2016b).
- Adicionalmente, en referencia a los metales solubles en agua, posterior al ajuste sobre los niveles de materia orgánica, el Instituto Nacional para la Salud Pública y el Ambiente de los Países Bajos (Lijzen et al., 2001) también marca como límites de riesgo graves (SRC) para los metales presentes en los cuerpos de agua superficiales los siguientes índices: bario (Ba) 7.1 mg/L, cromo (Cr) 0.22 mg/L y plomo (Pb) 0.15 mg/L.

La tabla 4.2. incluye la propuesta de modificación a los parámetros de control y monitoreo de descargas líquidas detallados en el RAOHE Art. 86, anexos correspondientes. Este estudio comparativo entre la directriz ambiental ecuatoriana para las operaciones del sector de gas y petróleo, reportes gubernamentales de agencias ambientales y publicaciones científicas en materia de eco toxicología en cuerpos acuáticos provee un terreno firme sobre el cual es posible afirmar que una gran parte del RAOHE aún se encuentra vigente en relación a los requerimientos de varios estándares internacionales sobre el manejo y disposición de descargas industriales líquidas. Debido a que en el Ecuador las actividades de exploración y explotación de crudo se llevan a cabo en una zona geográficamente no muy extensa y eco sistémicamente similar, es oportuno brindar una mención especial al detalle en la elaboración de la mayoría de directrices de 2001. Sin embargo, es necesario hacer énfasis en determinadas características que resuenan dentro de otros cuerpos legislativos internacionales. Entre ellas se menciona, desde Colombia, el establecimiento de lineamientos por actividad dentro de la industria (exploración, producción, refino, venta y distribución, y transporte y almacenamiento); y desde Australia y Canadá, el ordenamiento de sentencias narrativas o fórmulas en lugar de valores límite a las descargas, lo cual permite una aproximación a diversas realidades mediante el empleo de un solo mecanismo. Es importante destacar que las consideraciones aquí detalladas y su respectivo empleo son una función de los procedimientos detallados en la política ambiental local, i.e. si no existen los mecanismos de ejecución adecuados, la implementación de estos límites no concertará resultados.

Tabla 4.2. Propuesta de modificación de límites permisibles establecidos en el RAOHE (actualización de límites permisibles en el manejo de descargas líquidas).

PARÁMETRO	UNIDADES	LINEAMIENTO PROPUESTO ^a	FUENTE
pH	Unidades de pH	6,5 - 9,0	EPP Water (Canadá)
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	< 60,00	Safari et al. / OMS / Geerdink et al.
Sólidos Totales (ST)	mg/L	Sentencia narrativa ^b	Propuesta
Fenoles	mg/L	< 0,10	RAOHE
Conductividad Eléctrica	μS/cm	< 2000,00	RAOHE
Hidrocarburos Totales (HTP)	mg/L	< 15,00	RAOHE
Nitrógeno Total (N)	mg/L	Ecuación ^c	EPP Water (Canadá)
Bario (Ba)	mg/L	< 3,00	RAOHE
Cromo (Cr)	mg/L	< 0,40	RAOHE
Plomo (Pb)	mg/L	< 0,20	MADS 631 (Colombia)
Vanadio (V)	mg/L	< 0,80	RAOHE
HAPs	mg/L	< 0,001	OMS
BTEX	μg/L	B - 10,00 / T - 700,00 E - 300,00 / X - 500,00	OMS
Turbidez	NTU	< 80,00	ARMCAZ & ANZECC / EPP Water (Canadá)
Temperatura	°C	Sentencia narrativa ^d	EPP Water (Canadá)
Color	CU	Sentencia narrativa ^e	EPP Water (Canadá)

Notas:

^a La propuesta promedia las determinaciones realizadas en un trimestre conforme a la frecuencia de monitoreo establecida en el Art. 11 del RAOHE

^b Durante flujos de aguas claras: Incremento máximo de 30 mg/L con respecto a la base para cualquier exposición corta (e.g. periodo de 24 horas). Incremento máximo promedio de 15 mg/L sobre los niveles base para periodos de exposición prolongados (mayores a 24 horas). Durante flujo altos o para aguas turbias: Incremento máximo de 150 mg/L con respecto a los niveles base, cuando estos se encuentran entre 150 y 1500 mg/L. No deberá incrementarse mas del 10% respecto a los niveles base, cuando la base ≥ 1500 mg/L.

^c Total de NH³ (como N) = $1,216 \cdot (0,019 / [1/10^{((0,09101821 + (2729,92/T)) - pH) + 1}]) \cdot 0,8224$

^d Las adiciones térmicas no deberán alterar la estratificación térmica, exceder el promedio máximo semanal de temperatura, ni exceder la temperatura máxima a corto plazo.

^e Incremento máximo de 20% en Unidades de Color (CU) por sobre sus condiciones naturales.

Elaboración: Daniel Castillo

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. CONCLUSIONES

En cuanto a la consideración de tecnologías de fracturamiento hidráulico y reinyección de recortes:

- Los riesgos para la salud, la seguridad y el medio ambiente asociados con el fracturamiento hidráulico como medio para expandir el horizonte en el recobro de hidrocarburos y con la reinyección de recortes como herramienta en la administración de los residuos de E&P en una manera ambiental y económicamente segura; todos, pueden llegar a ser gestionados de manera efectiva en Ecuador siempre que las mejores prácticas operacionales sean implementadas y aplicadas a través de la regulación apropiada .
- La consideración más importante para todas las operaciones de inyección (incluyendo el fracturamiento hidráulico y la reinyección de recortes) es la protección del agua subterránea. Particularmente, es fundamental mantener la integridad mecánica a lo largo de todo el pozo y el aislamiento apropiado del espacio anular con cemento.
- En bases individuales, es de especial importancia considerar que debido a que el fracturamiento hidráulico no es una operación de procedimiento universal, las suposiciones y generalizaciones concernientes al uso del agua dentro de las operaciones de y el potencial de sus impactos ambientales deben tomarse con cautela.
- En tanto que, del otro lado, es necesario rescatar que aun cuando las condiciones necesarias para la implementación exitosa de la inyección de recortes en estratos sub superficiales imposibilitan su aplicación cada operación de perforación, la CRI se mantiene como la apuesta más segura para proyectos de perforación en áreas remotas o ambientalmente sensibles, e.g., el campo Apaika.

Con respecto a la revisión de los límites permisibles en el manejo de descargas líquidas:

- Muchas sustancias químicas emitidas al ambiente desde fuentes antropogénicas, tal como la industria hidrocarburífera, suponen una amenaza para el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y para el uso del agua para diversos fines. Los límites establecidos para dichos efluentes permiten especificar la cantidad de contaminante que se le permite descargar a una operadora emitir al agua y las tecnologías de tratamiento específicas que deben utilizarse para mantenerse dentro de dichos límites. Dichos estándares deben ser elaborados en función de aquello que se puede hacer con la tecnología disponible, en lugar de aquello que resulta económicamente más viable u operativamente más conveniente.
- El estudio comparativo, aquí presentado, entre la directriz ambiental ecuatoriana para las operaciones del sector de gas y petróleo, reportes gubernamentales de agencias ambientales y publicaciones científicas en materia de eco toxicología en cuerpos acuáticos provee un terreno firme sobre el cual es posible afirmar que una gran parte del RAOHE aún se encuentra vigente en relación a los requerimientos de varios estándares internacionales sobre el manejo y disposición de descargas industriales líquidas.
- Las consideraciones sobre los límites respectivos a las descargas de efluentes líquidos y su respectivo empleo son una función de los procedimientos detallados en la política ambiental local, implicando que, si no existen los mecanismos de ejecución adecuados, la implementación de estos límites no concertará resultados.

5.2. RECOMENDACIONES

Con respecto al fracturamiento hidráulico, primordialmente se recomienda evaluar a fondo el estado mecánico del pozo y la formación en cuestión, a fin de garantizar la apropiada contención y aislamiento de los fluidos inyectados y extraídos del estrato productor.

En cuanto a la reinyección de recortes, es relevante tomar en cuenta que aun cuando el devolver los ripios de perforación a su sitio de origen ha constituido un paso significativo en el cuidado del medio ambiente, la disposición o descarga de desechos no deja de ser el último eslabón en la gestión de residuos; y, por lo tanto, es relevante pensar prioritariamente en otros mecanismos que incluyan la minimización, reducción, reciclaje y recuperación, o tratamiento de los residuos.

Por último, al considerar la revisión de límites permisibles en el manejo de descargas líquidas, se recomienda mantener parámetros de control, con un número limitado de variables, que sean comprensibles para todas las partes involucradas en el control ambiental. Deben evitarse parámetros que sean vagos o demasiado sofisticados.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abou-Sayed, A., Clifton, R. J., Dougherty, R. L., & Morales, R. H. (1984). Evaluation of the Influence of In-Situ Reservoir Conditions on the Geometry of Hydraulic Fractures Using a 3-D Simulator: Part 2-Case Studies. *SPE Unconventional Gas Recovery Symposium*. Pittsburgh, Pennsylvania: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/12878-MS>
- Abou-Sayed, A., & Guo, Q. (2001). Design Considerations in Drill Cuttings Re-Injection Through Downhole Fracturing. En *SPE/IADC Middle East Drilling Technology Conference* (p. 9). Bahrain: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/72308-MS>
- Abou-Sayed, A., & Guo, Q. (2002). Drilling and Production Waste Injection in Subsea Operations-Challenges and Recommendations. En *Offshore Technology Conference 2002* (p. 8). Houston, TX: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.4043/14288-MS>
- Adams, J., & Rowe, C. (2013). Differentiating Applications of Hydraulic Fracturing. En R. Jeffrey, J. Mclennan, & A. Bungler (Eds.), *Effective and Sustainable Hydraulic Fracturing* (pp. 391–400). Brisbane, Australia: InTech Open. <https://doi.org/10.5772/56114>
- Adekunle, A. S., Oyekunle, J. A. O., Ojo, O. S., Maxakato, N. W., Olutona, G. O., & Obisesan, O. R. (2017). Determination of polycyclic aromatic hydrocarbon levels of groundwater in Ife north local government area of Osun state, Nigeria. *Toxicology Reports*, 4, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2016.10.002>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (1995). *Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. Atlanta, Georgia. Recuperado de [file:///C:/Users/Usuario/Downloads/Toxicological Profiles for PAH.pdf](file:///C:/Users/Usuario/Downloads/Toxicological%20Profiles%20for%20PAH.pdf)
- Alabaster, J. S. (1982a). Dissolved Oxygen. En J. S. Alabaster (Ed.), *Water Quality Criteria for Freshwater Fish* (2a ed., pp. 127–142). Stevenage: Butterworth-Heinemann. <https://doi.org/10.1016/B978-0-408-10849-2.50010-1>
- Alabaster, J. S. (1982b). Extreme pH value. En J. S. Alabaster (Ed.), *Water Quality Criteria*

- for *Freshwater Fish* (2a ed., pp. 21–45). Stevenage: Butterworth-Heinemann.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-408-10849-2.50006-X>
- Alabaster, J. S. (1982c). Water Temperature. En J. S. Alabaster (Ed.), *Water Quality Criteria for Freshwater Fish* (2a ed., pp. 47–84). Stevenage: Butterworth-Heinemann.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-408-10849-2.50007-1>
- Alberta Energy Regulator. (1990). Directive 009: Casing Cementing Minimum Requirements. Alberta Government.
- Alberta Energy Regulator. (2006). Directive 058: Oilfield waste management requirements for the upstream petroleum industry. Alberta Government. Recuperado de <https://www.aer.ca/providing-information/by-topic/hydraulic-fracturing>
- Alberta Energy Regulator. (2010). Directive 008: Surface Casing Depth Requirements. Alberta Government. Recuperado de <https://www.aer.ca/providing-information/by-topic/hydraulic-fracturing>
- Alberta Energy Regulator. (2018). Hydraulic Fracturing. Recuperado el 19 de julio de 2018, de <https://www.aer.ca/providing-information/by-topic/hydraulic-fracturing>
- ALL Consulting, & Ground Water Protection Council. (2009). *Modern Shale Gas Development in the United States: A primer*. Oklahoma City, OK. Recuperado de www.all-llc.com
- Amendolare, N. (2016a). The Tragedy of the Commons – www.MrAscience.com. Recuperado el 12 de abril de 2018, de <https://mrascience.com/2016/04/27/the-tragedy-of-the-commons-2/>
- Amendolare, N. (2016b). What is the tragedy of the commons? | TED-Ed. Recuperado el 12 de abril de 2018, de <https://ed.ted.com/lessons/what-is-the-tragedy-of-the-commons-nicholas-amendolare#watch>
- American Petroleum Institute. (2009a). *HF1 - Hydraulic Fracturing Operations — Well Construction and Integrity Guidelines*. Washington, DC. Recuperado de <https://www.energyindepth.org/wp-content/uploads/2009/03/API-HF.pdf>
- American Petroleum Institute. (2009b). *RP 51R - Environmental Protection for Onshore Oil and Gas Production Operations and Leases*. Washington. Recuperado de https://www.api.org/~media/Files/Policy/Exploration/API_RP_51R.pdf

- American Petroleum Institute. (2010a). HF2 – Water Management Associated with Hydraulic Fracturing. Washington, DC: American Petroleum Institute. Recuperado de https://global.ihs.com/doc_detail.cfm?document_name=API_HF2&item_s_key=00553741&item_key_date=940231
- American Petroleum Institute. (2010b). *Std 65 Part 2 - Isolating Potential Flow Zones During Well Construction*. Washington. Recuperado de https://www.api.org/~/media/Files/Policy/Exploration/Std_65_2_e2.pdf
- American Petroleum Institute. (2011). HF3 – Practices for Mitigating Surface Impacts Associated with Hydraulic Fracturing. Washington, DC: American Petroleum Institute. Recuperado de https://global.ihs.com/doc_detail.cfm?&rid=TIA&input_doc_number=TIA-942&input_doc_title=&item_s_key=00564549&item_key_date=881131&origin=DSSC
- American Petroleum Institute. (2013). Guidance/Best Practices Supporting Hydraulic Fracturing. American Petroleum Institute. Recuperado de https://www.api.org/~/media/files/policy/hydraulic_fracturing/hydraulic-fracturing-best-practices.pdf
- American Petroleum Institute. (2014). *API Standards on Exploration and Production Operations*. Recuperado de www.api.org/standards.
- American Petroleum Institute. (2017). *Hydraulic Fracturing: Unlocking America's Natural Gas Resources*. Recuperado de <http://www.hydraulicfracturing.com>
- Andagoya, K., & Pérez, H. (2013). *Estudio de la tecnología y el desarrollo para la explotación de gas metano de mantos carboníferos*. Escuela Politécnica Nacional. Recuperado de <http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/6974>
- ANZECC, & ARMCANZ. (2000). Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality The Guidelines Australian and New Zealand Environment and Conservation Council Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. *NATIONAL WATER QUALITY MANAGEMENT STRATEGY*, 1(4), 314. Recuperado de <http://www.dofa.gov.au/infoaccess/>
- Arkansas OCG. (2011, julio 28). Commission OKs Disposal Well Ban. *The Sentinel Record*, p. 1.

- Arthur, J. D., Bohm, B., & Layne, M. (2008). *Hydraulic Fracturing Considerations for Natural Gas Wells of the Marcellus Shale*. *The Ground Water Protection Council 2008 Annual Forum*. Cincinnati, Ohio. Recuperado de www.all-llc.com
- Arthur, J. D., Uretsky, M., & Wilson, P. (2012). Water Resources and Use for Hydraulic Fracturing in the Marcellus Shale Region. Recuperado de https://fracfocus.org/sites/default/files/publications/water_resources_and_use_for_hydraulic_fracturing_in_the_marcellus_shale_region.pdf
- Bachmann, C. E., Wiemer, S., Woessner, J., & Hainzl, S. (2011). Statistical analysis of the induced Basel 2006 earthquake sequence: introducing a probability-based monitoring approach for Enhanced Geothermal Systems. *Geophysical Journal International*, 186, 793–807. <https://doi.org/10.1111/j.1365-246X.2011.05068.x>
- Baker, B. D., Englehardt, J. M., & Reid, J. (1999). Large Scale NOW/NORM disposal through slurry waste injection. En *Latin American and Caribbean Petroleum Engineering Conference* (p. 18). Caracas, Venezuela: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/53821-MS>
- Barati, R., & Liang, J. T. (2014). A review of fracturing fluid systems used for hydraulic fracturing of oil and gas wells. *Journal of Applied Polymer Science*. Kansas: Wiley Periodicals. <https://doi.org/10.1002/app.40735>
- Barrios, P. (2012). CAPP's new guidelines for Canadian shale gas producers: A review of key requirements. Shareholder Association for Research & Education. Recuperado de <http://www.capp.ca/canadaIndustry/naturalGas/ShaleGas/Pages/Default.aspx#operating>
- Bertinat, P., D'elia, E., Observatorio Petrolero Sur, Ochandio, R., Svampa, M., & Viale, E. (2014). *Mitos y Realidades del Fracking* (1a ed.). Buenos Aires: Editorial El Colectivo. Recuperado de http://www.rosalux.org.ec/pdfs/20_Mitos_LIBRO_FRL_PRINT.pdf
- Boettcher, D. (2011). Fracking tests near Blackpool “likely cause” of tremors. Recuperado el 18 de julio de 2018, de <https://www.bbc.co.uk/news/uk-england-lancashire-15550458>
- Boyer, C., Kieschnick, J., Suarez-Rivera, R., Lewis, R. E., & Waters, G. (2006). Producing Gas from Its Source. *Oilfield Review*, 36–49. Recuperado de https://www.slb.com/~media/Files/resources/oilfield_review/ors06/aut06/producing_g

as.pdf

Brakel, J. D., Davies, J. B., Yule, G. K., & Thornton, J. T. O. (1997). Cuttings Re-Injection in Brent Reduces Drilled Cuttings Discharge to Sea. En *1997 SPE/UKOOA European Environment Conference* (p. 10). Aberdeen, United Kingdom: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/37864-MS>

Brianna Mordick. (2012). Hydraulic Fracturing Best Management Practices: Mitigating Environmental Concerns. En *Hydraulic Fracturing | A Wyoming Energy Forum* (pp. 18–19). University of Wyoming. Recuperado de <http://www.uwyo.edu/ser/conferences/hydraulic-fracturing>.

Bruno, M., Reed, A., & Olmstead, S. (2000). Environmental Management, Cost Management, and Asset Management for High-Volume Oil Field Waste Injection Projects. En *IADC/SPE 2000 Drilling Conference* (p. 10). New Orleans, Louisiana: Society of Petroleum Engineers. Recuperado de <http://www.terralog.com/article/spe59119.pdf>

Burgess, L. C. (2013). Organic Pollutants in Soil. En E. C. Brevik & L. C. Burgess (Eds.), *Soils and Human Health* (2a ed., pp. 83–106). Boca Raton, Florida: CRC Press. Recuperado de <https://www.taylorfrancis.com/books/9781439844557/chapters/10.1201%2Fb13683-9>

Bybee, K. (2002). Drill Cuttings Reinjection. <https://doi.org/10.2118/0202-0046-JPT>

Byers, B. (1995). Zero Discharge: Asystematic Approach to Water Reuse. *Chemical Engineering*, 102(7), 96–100. Recuperado de <https://search.proquest.com/docview/194424302?pq-origsite=gscholar>

Canadian Association of Petroleum Producers. (2012a). *Baseline Groundwater Testing. CAPP Hydraulic Fracturing Operating Practice*. Recuperado de <http://www.capp.ca/publications-and-statistics/publications/218135>

Canadian Association of Petroleum Producers. (2012b). *Fracturing Fluid Additive Risk Assessment and Management. CAPP Hydraulic Fracturing Operating Practice*. Recuperado de <https://www.capp.ca/publications-and-statistics/publications/218132>

Canadian Association of Petroleum Producers. (2012c). *Transport, Manipulation, Stockage et Élimination des Fluides. CAPP Hydraulic Fracturing Operating Practice*. Recuperado

- de <https://www.capp.ca/publications-and-statistics/publications/221269>
- Canadian Association of Petroleum Producers. (2012d). *Water sourcing, measurement, and reuse. CAPP Hydraulic Fracturing Operating Practice*. Recuperado de <https://www.capp.ca/publications-and-statistics/publications/218142>
- Canadian Association of Petroleum Producers. (2012e). *Wellbore Construction and Quality Assurance. CAPP Hydraulic Fracturing Operating Practice*. Recuperado de <https://www.capp.ca/publications-and-statistics/publications/218137>
- Canadian Centre for Occupational Health and Safety. (2007). Creating Material Safety Data Sheets (MSDSs). Recuperado el 8 de agosto de 2018, de https://www.ccohs.ca/oshanswers/legisl/msds_prep.html
- CAPP. (2017). Understanding Hydraulic fracturing. Canadian Association of Petroleum Producers. Recuperado de <https://www.capp.ca/~media/capp/customer-portal/publications/307444.pdf?modified=20170912110030>
- Center for Sustainable Shale Development. (2014). *Performance Standards and Regulatory Standards Across the Appalachian Basin*. Filadelfia. Recuperado de <http://www.responsibleshaledevelopment.org/wp-content/uploads/2017/12/2017-REGULATORY-COMPARISON-CHART-UPDATE-J2301543x7AD79.pdf>
- Cevallos R., Y. P. (2009). *Optimización de la producción mediante el fracturamiento hidráulico al reservorio M-1 del pozo Y*. Escuela Politécnica Nacional. Recuperado de <http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/1110>
- Chapman, D., World Health Organization, & United Nations Environment Programme. (1996). *Water Quality Assessments: A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Cambridge, UK. Recuperado de <http://www.earthprint.com>
- Chapman, G., & EPA Office of Water Regulations and Standards. Ambient Water Quality Criteria for Dissolved Oxygen (Freshwater), Pub. L. No. EPA 440/5-86-003, 54 (1986). National Service Center for Environmental Publications. Recuperado de <https://www3.epa.gov/region1/npdes/merrimackstation/pdfs/ar/AR-1236.pdf>
- Chemical Abstract Service. (2018). CAS REGISTRY and CAS Registry Number FAQs. Recuperado el 8 de agosto de 2018, de <https://www.cas.org/support/documentation/chemical-substances/faqs>

- Colorado Oil and Gas Association. (2012). *Does Hydraulic Fracturing Cause Earthquakes?* Denver, CO. Recuperado de https://www.cbu.ca/wp-content/uploads/2015/10/Does-Hydraulic-Fracturing-Cause-Earthquakes_.pdf
- Comisión OSPAR. (2001). *Environmental aspects of on and off-site injection of drill cuttings and produced water.* Londres. Recuperado de <https://www.ospar.org/documents?d=6916>
- Commision OSPAR. (2014). *Establishment of a list of Predicted No Effect Concentrations (PNECs) for naturally occurring substances in produced water (OSPAR Agreement 2014-05).* Recuperado de https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/361476/OSPAR_RBA_Predicted_No_Effect_Concentrations__PNECs__Background_Document.pdf
- Craig, D. P., & Blasingame, T. A. (2006). Application of a New Fracture-Injection/Falloff Model Accounting for Propagating, Dilated, and Closing Hydraulic Fractures. En *SPE Gas Technology Symposium* (p. 17). Alberta, Canada: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/100578-MS>
- Cramer, D. D. (2008). Stimulating Unconventional Reservoirs: Lessons Learned, Successful Practices, Areas for Improvement. En *SPE Unconventional Reservoirs Conference* (pp. 1–19). Keystone, Colorado: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/114172-MS>
- Darrah, T. H., Vengosh, A., Jackson, R. B., Warner, N. R., Poreda, R. J., Designed, R. J. P., & Performed, R. J. P. (2014). Noble gases identify the mechanisms of fugitive gas contamination in drinking-water wells overlying the Marcellus and Barnett Shales. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(39), 14076–14081. <https://doi.org/10.1073/pnas.1322107111>
- Deloitte. (2014). *Vision 2040 - Global scenarios for the oil and gas industry.* Brazil: Deloitte ToucheTohmatsu Limited. Recuperado de https://www2.deloitte.com/content/dam/Deloitte/ru/Documents/energy-resources/ru_er_vision2040_eng.pdf
- Department of Environment and Heritage Protection. *Barron River Basin Environmental Values and Water Quality Objectives* (2014). Queensland Government. Recuperado

de <https://www.ehp.qld.gov.au/water/policy/pdf/plans/barron-evs-wqos.pdf>

Department of Environment and Heritage Protection. Daintree and Mossman Rivers Basins Environmental Values and Water Quality Objectives (2014). Queensland Government. Recuperado de <https://www.ehp.qld.gov.au/water/policy/pdf/plans/daintree-mossman-evs-wqos.pdf>

Department of Environment and Heritage Protection. Mulgrave and Russell Rivers Basins, including Trinity Inlet Environmental Values and Water Quality Objectives (2014). Queensland Government. Recuperado de <https://www.ehp.qld.gov.au/water/policy/pdf/plans/mulgrave-russell-evs-wqos.pdf>

Department of Environment and Heritage Protection. Tully, Murray and Hinchinbrook Is. River Basins Environmental Values and Water Quality Objectives (2014). Queensland Government. Recuperado de <https://www.ehp.qld.gov.au/water/policy/pdf/plans/tully-murray-hinchinbrook-evs-wqos.pdf>

Doric, B., & Dimovski, V. (2018). Managing petroleum sector performance – a sustainable administrative design. *Economic Research-Ekonomiska Istraživanja*, 31(1), 119–138. <https://doi.org/10.1080/1331677X.2017.1421995>

Eisler, R. (2000). *Handbook of Chemical Risk Assessment* (1a ed.). Boca Ratón: CRC Press. Recuperado de <https://www.taylorfrancis.com/books/9781420032741>

Enderlein, U. S., Enderlein, R. E., & Williams, W. P. (1997). Water Quality Requirements. En R. Helmer & I. Hespanhol (Eds.), *Water Pollution Control - A Guide to the Use of Water Quality Management Principles* (2a ed., pp. 23–52). Londres: World Health Organization & Thomson Professional. Recuperado de http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/wpcchap2.pdf

Environment and Sustainable Resource Development. Environment Quality Guidelines for Alberta Surface Waters (2014). Canadá: AENV-Web.SWQ@gov.ab.ca. Recuperado de <https://open.alberta.ca/dataset/467d3c12-89e1-4d98-811d-bd399618e788/resource/cc92f3ed-2a62-44b5-af0f-2ed54216aa45/download/environmentalqualitysurfacewaters-2014.pdf>

Environmental Defenders Office (NT) Inc. (2018). Environmental Law in the Northern Territory. Recuperado el 1 de mayo de 2018, de <http://edont.org.au/factsheets/what-is-environmental-law/>

- Environmental Performance Index. (2018). Global metrics for the environment: Ranking country performance on high-priority environmental issues, 1–4. Recuperado de <https://epi.envirocenter.yale.edu/downloads/epi2018policymakerssummaryv01.pdf>
- European Parliament, & Council of the European Union. List of Priority Substances in the field of Water Policy, Pub. L. No. 2455/2001/EC, Official Journal of the European Communities 5 (2001). Recuperado de <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2001:331:0001:0005:EN:PDF>
- Farber, D. A., & Findley, R. W. (2010). Pollution Control. En *Environmental Law in a Nutshell* (Octava Ed., pp. 71–115). St Paul, MN: West Publishing Co.
- Frohlich, C., Potter, E., Hayward, C., & Stump, B. (2010). Dallas-Ft Worth Earthquakes Coincident with Activity Associated with Natural Gas Production. *The Leading Edge*, 29(3), 270–275. <https://doi.org/10.1190/1.3353720>
- Gallegos, T. J., Varela, B. A., Haines, S. S., & Engle, M. A. (2015). Hydraulic fracturing water use variability in the United States and potential environmental implications. *Water Resources Research*, 51(7), 5839–5845. <https://doi.org/10.1002/2015WR017278>
- Geehan, T., Gilmour, A., & Guo, Q. (2007). Tecnología de avanzada en el manejo de residuos de perforación. *OilField Review*, 19(1), 60–74. Recuperado de https://www.slb.com/~media/Files/resources/oilfield_review/spanish07/spr07/p60_74.pdf
- Geerdink, R. B., van den Hurk, R. S., & Epema, O. J. (2017). Chemical oxygen demand: Historical perspectives and future challenges. *Analytica Chimica Acta*, 961(4), 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2017.01.009>
- Gilleland, K. (2018). Hydraulic Fracturing. Recuperado el 14 de agosto de 2018, de <http://www.gwpc.org/events/gwpc-proceedings?page=6>
- Grant, S. B., Saphores, J.-D., Feldman, D. L., Hamilton, A. J., Fletcher, T. D., Cook, P. L. M., ... Marusic, I. (2012). Taking the “Waste” Out of “Wastewater” for Human Water Security and Ecosystem Sustainability. *Science*, 337(6095), 681–686. Recuperado de <http://science.sciencemag.org/content/337/6095/681.abstract>
- Groat, C. G., & Grimshaw, T. W. (2012). *Fact-Based Regulation for Environmental Protection in Shale Gas Development*. Austin, TX. Recuperado de

<http://energy.utexas.edu/512.475.8822>

- Gumarov, S., Shokanov, T., Simmons, S., Anokhin, V., & Benelkadi, S. (2014). Good well design helps mitigate solids settling in cuttings re-injection - Drilling Contractor. Recuperado el 8 de septiembre de 2018, de <http://www.drillingcontractor.org/good-well-design-helps-mitigate-solids-settling-in-cuttings-re-injection-30549>
- Guo, Q., & Abou-Sayed, A. (2003). Worldwide Drill Cuttings Injection Permitting Requirements and Guidelines. En *SPE/EPA/DOE Exploration and Production Environmental Conference* (p. 8). San Antonio, TX: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/80587-MS>
- Guo, Q., Dutel, L. J., Wheatley, G. B., Mclennan, J. D., & Black, A. D. (2000). Assurance Increased for Drill Cuttings Re-Injection in the Panuke Field Canada: Case Study of Improved Design. En *2000 IADC/SPE Drilling Conference* (p. 8). New Orleans, Louisiana: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/59118-MS>
- Guo, Q., Geehan, T., & Ovalle, A. (2007). Increased Assurance of Drill Cuttings Reinjection: Challenges, Recent Advances, and Case Studies. *SPE Drilling & Completion*, 22(6), 99–105. <https://doi.org/10.2118/87972-PA>
- Guo, Q., Geehan, T., & Pincock, M. (2005). Managing Uncertainties and Risks in Drill-Cuttings Reinjection in Challenging Environments: Field Experience from Sakhalin. *SPE/EPA/DOE Exploration and Production Environmental Conference*. Galveston, Texas: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/93781-MS>
- Guo, Q., & Nagel, N. (2009). Do's and Don'ts in Drilling Waste Injection with Case Examples. En *AADE National Technical Conference & Exhibition* (p. 3). New Orleans, Louisiana: American Association of Drilling Contractors. Recuperado de https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&ved=2ahUK EwjYuJeDjbjdAhXGuFMKHR_jDaYQFjABegQICRAC&url=http%3A%2F%2Fwww.aade.org%2Fapp%2Fdownload%2F6857316204%2F2009NTCE-16-01%252BTech%252BPaper.pdf&usg=AOvVaw25tDBuY299DW8J6qd_mici
- Gupta, A., Gupta, V., Okeke, U., & Jerath, S. (2017). Multistage Up-Dip Well (<94 Deg) Fracturing using Plug & Perf Technology through Coiled Tubing - A Case Study. En *SPE Oil and Gas India Conference and Exhibition* (p. 22). Mumbai: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/185372-MS>

- Hagan, J., Murray, L., Meling, T., Guo, Q., Mclennan, J., Abou-Sayed, A., & Kristiansen, T. G. (2002). Engineering and Operational Issues Associated with Commingled Drill Cuttings and Produced Water Re-injection Schemes. En *SPE International Conference on Health, Safety and Environment in Oil and Gas Exploration and Production* (p. 9). Kuala Lumpur, Malasia: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/73918-MS>
- Hardin, G. (1968). La tragedia de los comunes. *Science*, 162(1968), 1243–1248. <https://doi.org/10.1126/science.162.3859.1243>
- Harper, J. A. (2007). The Marcellus Shale - An Old “New” Gas Reservoir in Pennsylvania. *Pennsylvania Geology*, 38(1), 2–12. Recuperado de www.dcnr.state.pa.us
- Hennings, P., Allwardt, P., Pijush, P., Zahm, C., Reid, R. J., Alley, H., ... Hough, E. (2012). Relationship between fractures, fault zones, stress, and reservoir productivity in the Suban gas field, Sumatra, Indonesia. *The American Association of Petroleum Geologists Bulletin*, 96(4), 753–772. Recuperado de <http://doi.aapg.org/data/open/offer.do?target=%2Fbulletns%2F2012%2F04apr%2FBLTN09084%2FIMAGE%2FBLTN09084.PDF>
- Hernandez, R. M., Torres, M., Leal, J., Abad, F., Lopez, B., & Bastidas, A. (2015). Drill Cutting Reinjection Feasibility Study in a Critical Environment, Apaika Field, Ecuador. *SPE Latin American and Caribbean Health, Safety, Environment and Sustainability Conference*. Bogotá, Colombia: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/174101-MS>
- Hylland, K. (2006). Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Ecotoxicology in Marine Ecosystems. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 69(1–2), 109–123. <https://doi.org/10.1080/15287390500259327>
- Izurieta, A., Cuenca, D., Pozo, L., Padilla, W., & Bustos, J. (2018). Economical Mature Field Revitalization in Low Oil Prices Environment: A Ten Thousand Incremental Oil Production Case Story in the Drago Complex Field, Ecuador. En *SPE Trinidad and Tobago Section Energy Resources Conference* (p. 19). Puerto España: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/191248-MS>
- Jackson, R. B., Lowry, E. R., Pickle, A., Kang, M., DiGiulio, D., & Zhao, K. (2015). The Depths of Hydraulic Fracturing and Accompanying Water Use Across the United States.

Environmental Science & Technology, 49(15), 8969–8976.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01228>

Jarvie, H. P., Whitton, B. A., & Neal, C. (1998). Nitrogen and phosphorus in east coast British rivers: Speciation, sources and biological significance. *Science of The Total Environment*, 210–211, 79–109. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00109-0](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00109-0)

Jordan, A. K., Daulton, D. J., Cobb, J. A., & Grumbles, T. G. (2010). Quantitative Rankings Measure Oilfield Chemicals Environmental Impacts. En *SPE Annual Technical Conference and Exhibition* (p. 9). Florencia, Italia: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/135517-MS>

Jouanneau, S., Recoules, L., Durand, M. J., Boukabache, A., Picot, V., Primault, Y., ... Thouand, G. (2014). Methods for assessing biochemical oxygen demand (BOD): A review. *Water Research*, 49, 62–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.066>

Kargboet, D. M., Wilhelm, R. G., & Campbell, D. J. (2010). Natural gas plays in the Marcellus Shale: Challenges and potential opportunities. *Environmental Science & Technology*, 44(15), 5679–5684. <https://doi.org/10.1021/es903811p>

Keck, R. (2002). Drill Cuttings Injection: A Review of Major Operations and Technical Issues. En *2002 SPE Annual Technical Conference and Exhibition* (p. 12). San Antonio, TX: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/77553-MS>

Kim, W.-Y. (2013). Induced seismicity associated with fluid injection into a deep well in Youngstown, Ohio. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 118, 1–13. <https://doi.org/10.1002/jgrb.50247>

King, G. E. (2012). Hydraulic Fracturing 101: What Every Representative, Environmentalist, Regulator, Reporter, Investor, University Researcher, Neighbor and Engineer Should Know About Estimating Frac Risk and Improving Frac Performance in Unconventional Gas and Oil Wells. *SPE Hydraulic Fracturing Technology Conference*. The Woodlands, Texas, USA: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/152596-MS>

King, G. E. (2014). 60 Years of Multi-Fractured Vertical, Deviated and Horizontal Wells: What Have We Learned? En *SPE Annual Technical Conference and Exhibition* (p. 32). Amsterdam: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/170952-MS>

Kiparsky, M., & Foley, J. (2013). *Regulation of Hydraulic Fracturing in California: A*

Wastewater and Water Quality Perspective. Berkeley, CA. Recuperado de [https://web.archive.org/web/20130513015556/http://www.law.berkeley.edu/files/ccelp/Wheeler_HydraulicFracturing_April2013\(1\).pdf](https://web.archive.org/web/20130513015556/http://www.law.berkeley.edu/files/ccelp/Wheeler_HydraulicFracturing_April2013(1).pdf)

Kondash, A., & Vengosh, A. (2015). Water Footprint of Hydraulic Fracturing. *Environmental Science & Technology Letters*, 2(10), 276–280. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.5b00211>

Lee, D., Birchwood, R., & Bratton, T. (2004). Leak-Off Test Interpretation and Modeling with Application to Geomechanics. En *Gulf Rocks* (p. 13). Houston, TX: American Rock Mechanics Association. Recuperado de <http://sci-hub.tw/https://www.onepetro.org/conference-paper/ARMA-04-547>

Lijzen, J. P. A., Baars, A. J., Otte, P. F., Rikken, M. G. ., Swartjes, F. A., Verbruggen, E. M. J., & Van Wezel, A. P. (2001). *Technical evaluation of the Intervention Values for Soil / Sediment and Groundwater*. Bilthoven. Recuperado de <http://rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9660/1/711701023.pdf>

Liroff, R., Investor Environmental Health Network, Interfaith Center on Corporate, & Responsibility. (2017). *An Investor Guide to Disclosing Risks from Hydraulic Fracturing Operations*. Recuperado de <http://frackingcolorado.wordpress.com>

Lisle, R., & Srivastava, D. (2004). Test of the frictional reactivation theory for faults and validity of fault-slip analysis. *Geology*, 32(7), 569–572. <https://doi.org/10.1130/G20408.1>

Llewellyn, G. T., Dorman, F., Westland, J. L., Yoxtheimer, D., Grieve, P., Sowers, T., ... Brantley, S. L. (2015). Evaluating a groundwater supply contamination incident attributed to Marcellus Shale gas development. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112(20), 6325–6330. <https://doi.org/10.1073/pnas.1420279112>

Lofthus, S., Almås, I. K., Evans, P., Pelz, O., & Brakstad, O. G. (2018). Biodegradation in seawater of PAH and alkylphenols from produced water of a North Sea platform. *Chemosphere*, 206, 465–473. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2018.05.006>

Louisiana Department of Environmental Quality. Louisiana's Water Quality Regulations Part IX: Water Quality (2017). Recuperado de <http://deq.louisiana.gov/assets/docs/Water/33v09-201707WaterQuality.pdf>

- Lowey, M. (2016). How hydraulic fracturing and fracking induces tremors. Recuperado el 4 de julio de 2018, de <http://explore.ucalgary.ca/how-hydraulic-fracturing-induces-tremors>
- Majer, E., Baria, R., Stark, M., Oates, S., Bommer, J., Smith, B., & Asanuma, H. (2007). Induced seismicity associated with Enhanced Geothermal Systems. *Geothermics*, 36(3), 185–222. <https://doi.org/10.1016/j.geothermics.2007.03.003>
- Mauter, M. S., Alvarez, P. J. J., Burton, A., Cafaro, D. C., Chen, W., Gregory, K. B., ... Schnoor, J. L. (2014). Regional Variation in Water-Related Impacts of Shale Gas Development and Implications for Emerging International Plays. *Environmental Science & Technology*, 48(15), 8298–8306. <https://doi.org/10.1021/es405432k>
- McClung, M. R., & Moran, M. D. (2018). Understanding and mitigating impacts of unconventional oil and gas development on land-use and ecosystem services in the U.S. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 3, 19–26. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.03.002>
- Meehan, N. (2016). The Case for Hydraulic Fracturing. *Journal of Petroleum Technology*, 68(2), 10–13. Recuperado de <https://www.spe.org/en/jpt/jpt-article-detail/?art=1745>
- Meyer & Associates Inc. (2008). *Meyer Fracturing Simulators User's Guide* (9a ed.). Recuperado de http://tm.spbstu.ru/images/d/df/MFRAC_User's_Guide.pdf
- Miller, J. (2015). Why It's so Hard to Regulate Fracking. Recuperado el 12 de mayo de 2018, de <http://prospect.org/article/why-its-so-hard-regulate-fracking>
- Minister of Fisheries and Oceans. Metal Mining Effluent Regulations, Pub. L. No. SOR/2002-222 (2002). Recuperado de <http://laws-lois.justice.gc.ca/eng/regulations/SOR-2002-222/index.html>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Resolución No. 0631 (2015). Bogotá, Colombia: MINAMBIENTE. Recuperado de http://servicios.minminas.gov.co/compilacionnormativa/docs/resolucion_minambiente_ds_0631_2015.htm
- Ministerio de Energía y Minas. Reglamento Sustitutivo del Reglamento Ambiental para las Operaciones Hidrocarburíferas en el Ecuador (2001). Ecuador. Recuperado de <http://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2012/09/RAOHE->

DECRETO-EJECUTIVO-1215.pdf

Ministerio del Ambiente. Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente, Pub. L. No. 097–A, Registro Oficial No. 387 407 (2015). Ministerio del Ambiente. Recuperado de <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ecu155128.pdf>

Morris, A., Ferrill, D. A., & Brent Henderson, D. B. (1996). Slip-tendency analysis and fault reactivation. *Geology*, 24(3), 275. [https://doi.org/10.1130/0091-7613\(1996\)024<0275:STAAFR>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0091-7613(1996)024<0275:STAAFR>2.3.CO;2)

Moschovidis, Z., Gardner, D. C., Sund, G. V, & Veatch Jr., R. W. (1994). Disposal of Oily Cuttings by Downhole Periodic Fracturing Injections, Valhall, North Sea: Case Study and Modeling Concepts. *SPE Drilling & Completion*, 9(04), 256–262. <https://doi.org/10.2118/25757-PA>

Moschovidis, Z., Steiger, R., Peterson, R., Warpinski, N., Wright, C., Chesney, E., ... Akhmedov, O. (2000). The Mounds Drill-Cuttings Injection Field Experiment: Final Results and Conclusions. *IADC/SPE Drilling Conference*. New Orleans, Louisiana: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/59115-MS>

Nacamulli, M. (2018). *How does fracking work?* TED-Ed. Recuperado de <https://ed.ted.com/lessons/how-does-fracking-work-mia-nacamulli#watch>

Nagel, N. B. (s/f). Acerca de la importancia de la reinyección de recortes. *OilFiled Review*. Houston, Texas: ConocoPhillips. Recuperado de https://www.slb.com/~media/Files/resources/oilfield_review/spanish07/spr07/editorial.pdf

Nagel, N., & Strachan, K. (1998). Implementation of Cuttings Reinjection at the Ekofisk Field. *SPE/ISRM Rock Mechanics in Petroleum Engineering*. Trondheim, Norway: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/47218-MS>

Organization for Economic Cooperation and Development. (2014). Environmental Performance Reviews. Colombia. Organization for Economic Cooperation and Development. Recuperado de https://www.oecd.org/countries/colombia/ColombiaHighlights_english_web.pdf.

Ortiz, C. (2013). *Sismotectónica y peligrosidad sísmica en Ecuador*. Universidad Complutense de Madrid. Recuperado de

<http://repositorio.educacionsuperior.gob.ec/bitstream/28000/1221/1/T-SENESCYT-000352.pdf>

- Osborn, S. G., Vengosh, A., Warner, N. R., & Jackson, R. B. (2011). Methane contamination of drinking water accompanying gas-well drilling and hydraulic fracturing. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(20), 8172–8176. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100682108>
- Ouyang, Y., Nkedi-Kizza, P., Wu, Q. T., Shinde, D., & Huang, C. H. (2006). Assessment of seasonal variations in surface water quality. *Water Research*, 40(20), 3800–3810. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2006.08.030>
- Oyekunle, A. A. (2014). Shale Oil and Gas Revolution: Implications on Energy Market Outlook and Politics. En *SPE Nigeria Annual International Conference and Exhibition* (pp. 5-07). Lagos, Nigeria: Society of Petroleum Engineers. Recuperado de <https://www.onepetro.org/download/conference-paper/SPE-172431-MS?id=conference-paper%2FSPE-172431-MS>
- Palisch, T. T., Vincent, M., & Handren, P. J. (2010). Slickwater Fracturing: Food for Thought. *SPE Production & Operations*, 25(03), 327–344. <https://doi.org/10.2118/115766-PA>
- Parliamentary Counsel. Environmental Protection (Water) Policy 2009, Office of the Queensland Parliamentary Counsel § (2016). Australia: Queensland Government. Recuperado de <https://www.legislation.qld.gov.au/view/pdf/inforce/current/sl-2009-0178>
- Peterson, R. E., Warpinski, N., Lorenz, J. C., Garber, M., Wolhart, S. L., & Steiger, R. P. (2001). Assessment of the Mounds Drill Cuttings Injection Disposal Domain. *SPE Annual Technical Conference and Exhibition*. New Orleans, Louisiana: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/71378-MS>
- Petróleo vs. Agua. (2014). Recuperado el 19 de junio de 2018, de <https://www.dinero.com/edicion-impresa/pais/articulo/petroleo-vs-agua/176744>
- Porter, M. (1991). America's Green Strategy. *Scientific American*, 264(4). Recuperado de <http://www.nature.com/scientificamerican/journal/v264/n4/pdf/scientificamerican0491-168.pdf>
- Reddoch, J., Taylor, C., & Smith, R. (1995). Society of Petroleum Engineers SPE 30433

- Successful Drill Cuttings Reinjection (CRI) Case History On A Subsea Template Utilizing Low Cost Natural Oil Based Mud. En *1995 Offshore Europe Conference* (p. 16). Aberdeen, Scotland: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/30433-MS>
- Romero, L., Ramirez, O., Hernandez, R., & Bastidas, A. (2016). First Successful Cuttings Reinjection CRI Operation in Ecuador: An Alternative to Help Minimize the Environmental Impact in a Protected Area. En *Abu Dhabi International Petroleum Exhibition & Conference* (p. 8). Abu Dhabi, EAU: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/183150-MS>
- Rubinstein, J. L., & Mahani, A. B. (2015). Myths and facts on wastewater injection, hydraulic fracturing, enhanced oil recovery, and induced seismicity. *Seismological Research Letters*, *86*(4), 1060–1067. <https://doi.org/10.1785/0220150067>
- Rutqvist, J., Birkholzer, J., Cappa, F., & Tsang, C. (2007). Estimating maximum sustainable injection pressure during geological sequestration of CO₂ using coupled fluid flow and geomechanical fault-slip analysis. *Energy Conversion and Management*, *48*(6), 1798–1807. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2007.01.021>
- Saasen, A., Tran, T. N., Jøranson, H., Meyer, E., Gabrielsen, G., & Tronstad, A. E. (2001). Subsea Re-Injection of Drilled Cuttings - Operational Experience. En *SPE/IADC Drilling Conference* (p. 6). Amsterdam, Países Bajos: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/67733-MS>
- Safari, G., Yetilmezsoy, K., Mahvi, A., & Zarrabi, M. (2013). Post-treatment of secondary wastewater treatment plant effluent using a two-stage fluidized bed bioreactor system. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, *11*(1), 10. <https://doi.org/10.1186/2052-336X-11-10>
- Samedan. (2000). Ecuador's Amistad gas drilling encourages EDC. *Oil & Gas Journal*, *98*(41). Recuperado de <https://www.ogj.com/articles/print/volume-98/issue-41/exploration-development/ecuadors-amistad-gas-drilling-encourages-samedan-edc.html>
- Sanders, P. F., Tibbetts, P. J. C., Jones, R. E., Sanders, P. F., Watkinson, R. J., Blackman, R. A. A., ... Hamilton, W. A. (1987). Effects of Discarded Drill Muds on Microbial Populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, *316*(1181),

107–127. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/2396597>

Satterfield, J., Mantell, M., Kathol, D., Hiebert, F., Patterson, K., & Lee, R. (2008). Managing Water Resource's Challenges in Select Natural Gas Shale Plays. En *GWPC Annual Meeting* (p. 8). Ground Water Protection Council. Recuperado de <http://www.gwpc.org/events/gwpc-proceedings?page=6>

Schlumberger Oilfield Glossary. (2018). Fracturamiento Hidráulico. Recuperado el 19 de junio de 2018, de http://www.glossary.oilfield.slb.com/es/Terms/h/hydraulic_fracturing.aspx

Schmidt, J., Friar, W., Bill, M., & Cooper, G. (1999). Large-Scale Injection of North Slope Drilling Cuttings. En *SPE/EPA Exploration and Production Environmental Conference* (p. 10). Austin, TX: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/52738-MS>

Schuh, P., Secoy, B., & Sorrie, E. (1993). Case History: Cuttings Reinjection on the Murdoch Development Project in the Southern Sector of the North Sea. En *1993 Offshore Europe Conference* (p. 16). Aberdeen, Scotland: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/26680-MS>

Schwarzenbach, R. P., Egli, T., Hofstetter, T. B., von Guten, U., & Wehrli, B. (2010). Global water pollution and human health. *Annual Revision of Environmental Resources*, 1(35), 109–136. Recuperado de <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-environ-100809-125342>

Shaikh, A. M. (2010). *Environmental Management of Drilling Mud*. University of Miskolc. Recuperado de <https://repository.tudelft.nl/islandora/object/uuid:a57fc0bc-ddc5-446c-9752-8f7d061df5e9>

Shale Gas Production Subcommittee. (2011). *Blueprint for a Secure Energy Future - 90 Day Report*. Recuperado de <https://web.archive.org/web/20120210092319/http://www.shalegas.energy.gov/index.html>

Soliman, M., Graig, D., Bartko, K., Rahim, Z., Ansah, J., & Adams, D. (2005). New Method for Determination of Formation Permeability, Reservoir Pressure, and Fracture Properties from a Minifrac Test. En *40th U.S. Symposium on Rock Mechanics* (p. 15). Anchorage, Alaska: American Rock Mechanics Association. Recuperado de <http://sci-hub.tw/https://www.onepetro.org/conference-paper/ARMA-05-658>

- Sparling, D. W. (2016a). Basics of Toxicity Testing. En D. W. B. T.-E. E. Sparling (Ed.), *Ecotoxicology Essentials* (pp. 21–44). San Diego: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801947-4.00002-0>
- Sparling, D. W. (2016b). Metals. En D. W. B. T.-E. E. Sparling (Ed.), *Ecotoxicology Essentials* (pp. 225–275). San Diego: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801947-4.00008-1>
- Sparling, D. W. (2016c). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. En D. W. B. T.-E. E. Sparling (Ed.), *Ecotoxicology Essentials* (pp. 193–223). San Diego: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801947-4.00007-X>
- Stickley, D. C. (2012). Expanding Best Practice: The Conundrum of Hydraulic Fracturing. *Wyoming Law Review*, 12(2), 17. Recuperado de <http://www.eenews.net/Landletter/2010/10/14/archive/2?terms=hydraulic>
- Stone, L. (2017). Fracking's Environmental Impacts: Water. Washinton, D.C.: Greenpeace. Recuperado de <https://www.greenpeace.org/usa/global-warming/issues/fracking/environmental-impacts-water/>
- Stuart, G. (2000). Shared Values and Environmental Regulation of Oil and Gas Industry Operations: A World-Wide Perspective. *SPE International Conference on Health, Safety and Environment in Oil and Gas Exploration and Production*. Stavanger, Norway: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/61005-MS>
- Subsea IQ. (2014). Amistad - Offshore Field Development Projects. Recuperado el 12 de mayo de 2018, de http://www.subseaiq.com/data/Project.aspx?project_id=2128&AspxAutoDetectCookieSupport=1
- The Royal Society, & Royal Academy of Engineering. (2012). *Shale gas extraction in the UK: a review of hydraulic fracturing*. Londres. Recuperado de https://royalsociety.org/~media/royal_society_content/policy/projects/shale-gas/2012-06-28-shale-gas.pdf
- Toxicology Department of Public Health England. (2008). *Polycyclic aromatic hydrocarbons (Benzo[a]pyrene)*. Recuperado de https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/316535/benzoapyrene_BaP_polycyclic_aromatic_hydrocarbons_PAH_g

uidance.pdf

- U.S. Department of Energy. (2015). Chapter 7: Advancing Systems and Technologies to Produce Cleaner Fuels Oil and Gas Technologies Oil and Gas in the Energy Economy of the United States. *Quadrennial Technology Review*. Recuperado de <https://www.energy.gov/sites/prod/files/2016/05/f32/Ch.7-SI-Oil-and-Gas-Technologies.pdf>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2004). *Evaluation of Impacts to Underground Sources of Drinking Water by Hydraulic Fracturing of Coalbed Methane Reservoirs*. Recuperado de https://fracfocus.org/sites/default/files/publications/evaluation_of_impacts_to_underground_sources_of_drinking_water_by_hydraulic_fracturing_of_coalbed_methane_reservoirs.pdf
- U.S. Environmental Protection Agency. (2018). Toxic and Priority Pollutants Under the Clean Water Act. Recuperado el 30 de julio de 2018, de <https://www.epa.gov/eg/toxic-and-priority-pollutants-under-clean-water-act#priority>
- U.S. Geological Survey. (2014). Hydraulic Fracturing (Fracking) FAQs. Recuperado de <https://web.archive.org/web/20141019024105/http://www.usgs.gov/faq/?q=categories%2F10132%2F3830>
- United States Environmental Protection Agency. National Recommended Water Quality Criteria, Pub. L. No. 800R06001, 25 (2006). National Service Center for Environmental Publications. Recuperado de <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/nrwqc-2004.pdf>
- United States Environmental Protection Agency. Surface Water Quality Standards, Pub. L. No. 62–302, 82 (2018). Florida Administrative Code. Recuperado de https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-12/documents/fl_section62-302.pdf
- US Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2007). *Toxicological Profile for Lead*. US Department of Health and Human Services (Vol. 1). Atlanta, Georgia. Recuperado de <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>
- van Eck, T., Goutbeek, F., Haak, H., & Dost, B. (2006). Seismic hazard due to small-magnitude, shallow-source, induced earthquakes in The Netherlands. *Engineering Geology*, 87(1–2), 105–121. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2006.06.005>

- Van Gils, J. M. I., Thornton, T. J. O., Kece, M., Bennett, W., & Yule, G. K. (1995). Cuttings Re-injection on Mature Platforms: a Case History. En *1995 SPE/IADC Drilling Conference* (p. 5). Amsterdam: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/29377-MS>
- Vengosh, A., Jackson, R. B., Warner, N., Darrah, T. H., & Kondash, A. (2014). A critical review of the risks to water resources from unconventional shale gas development and hydraulic fracturing in the United States. *Environmental Science & Technology*, *48*(15), 8334–8348. <https://doi.org/10.1021/es405118y>
- Verbruggen, E. M., Beek, M., Pijenburg, J., & Traas, T. (2009). Ecotoxicological environmental risk limits for total petroleum hydrocarbons on the basis of internal lipid concentrations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *27*(12), 2436–2448. <https://doi.org/10.1897/07-597.1>
- Vidic, R. D., Brantley, S. L., Vandenbossche, J. M., Yoxtheimer, D., & Abad, J. D. (2013). Impact of Shale Gas Development on Regional Water Quality. *Science*, *340*(6134), 826–837. <https://doi.org/10.1126/science.1235009>
- Viswanathan, H. S., Carey, J. W., Karra, S., Porter, M. L., Rougier, E., Currier, R. P., ... Hyman, J. D. (2015). Integrated Experimental and Computational Study of Hydraulic Fracturing and the Use of Alternative Fracking Fluids. *49th U.S. Rock Mechanics/Geomechanics Symposium*. San Francisco, California: American Rock Mechanics Association. Recuperado de <https://www.onepetro.org/download/conference-paper/ARMA-2015-248?id=conference-paper%2FARMA-2015-248>
- Voutsas, D., Manoli, E., Samara, C., Sofoniou, M., & Stratis, I. (2001). A Study of Surface Water Quality in Macedonia, Greece: Speciation of Nitrogen and Phosphorus. *Water, Air, and Soil Pollution*, *129*(1), 13–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010315608905>
- Wang, H., Soliman, M. Y., Shan, Z., Meng, F., & Towler, B. F. (2011). Understanding the Effects of Leakoff Tests on Wellbore Strength. *SPE Drilling & Completion*, *26*(04), 531–539. <https://doi.org/10.2118/132981-PA>
- Wastewater pollution. (2014). Recuperado el 20 de junio de 2018, de <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/wastewater/pollution.html>

- Weaver, J. D., Nguyen, P. D., Parker, M. A., & van Batenburg, D. W. (2005). Sustaining Fracture Conductivity. En *SPE European Formation Damage Conference* (p. 10). Scheneningen: Society of Petroleum Engineers. <https://doi.org/10.2118/94666-MS>
- Wells, B. (s/f). Offshore Petroleum History. Recuperado el 12 de mayo de 2018, de <https://aoghs.org/offshore-history/offshore-oil-history/>
- Wells, B., & Wells, K. (2017). Shooters - A Fracking History. Recuperado de <https://aoghs.org/technology/hydraulic-fracturing/>
- Weston, R. T. (2008). *Development of the Marcellus Shale-Water Resource Challenges*. Recuperado de http://www.tiogagaslease.org/images/marcellusshale_and_water_resources.pdf
- Wojtanowicz, A. K. (2016). Oilfield Waste Disposal Control. En S. Orszulik (Ed.), *Environmental Technology in the Oil Industry* (3a ed., pp. 171–198). Grove, Wantage, UK: Springer Science+Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24334-4>
- World Health Organization. (2000). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). En *Air Quality Guidelines* (Segunda, pp. 1–5). Copenhagen: WHO Regional Office for Europe. Recuperado de http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0015/123063/AQG2ndEd_5_9PAH.pdf
- World Health Organization. (2004). *Guidelines for Drinking-Water Quality* (3a ed.). Ginebra: SNPBT Typesetter. Recuperado de http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/GDWQ2004web.pdf
- World Health Organization. (2011). *Guidelines for Drinking-water Quality* (4a ed.). Malta: Gutenberg. Recuperado de https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEWjbqpyrIzrcAhUPwlkKHcU8BD4QFggsMAA&url=http%3A%2F%2Fapps.who.int%2Firis%2Fbitstream%2F10665%2F44584%2F1%2F9789241548151_eng.pdf&usq=AOvVaw1wIDOZuBV8HwUMKJb6GHA5
- WorleyParsons. (2014). Environmental Regulation. *An International Comparison of Leading Oil and Gas Producing Regions*. Canadian Association of Petroleum Producers. Recuperado de <https://www.capp.ca/~media/capp/customer-portal/documents/249637.pdf?la=en&modified=20150309152416>

Zehner, R. (2012). Reglamento Sustitutivo del Reglamento Ambiental para las Operaciones Hidrocarburíferas en el Ecuador: Introducción, Enfoques y Objetivos. Quito: Ministerio de Energía y Minas. Recuperado de <http://www.hidrocarburos.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2015/06/Reglamento-Sustitutivo-del-Reglamento-de-Operaciones-Hidrocarburiferas-671.pdf>