

Étude AENV16
Revue de littérature sur les caractéristiques
des eaux usées gazières et pétrolières,
les impacts potentiels sur les communautés
biologiques et sur les suivis biologiques s'y rattachant

Décembre 2015
Direction du suivi de l'état de l'environnement
Service des avis et des expertises

AVERTISSEMENT

LE PRÉSENT DOCUMENT A ÉTÉ RÉALISÉ DANS LE CADRE DES ÉVALUATIONS ENVIRONNEMENTALES STRATÉGIQUES SUR LES HYDROCARBURES ANNONCÉES LE 30 MAI 2014.

Renseignements

Pour tout renseignement, vous pouvez communiquer avec le centre d'information du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.

Téléphone : 418 521-3830
1 800 561-1616 (sans frais)
Télécopieur : 418 656-5974
Courriel : info@mddelcc.gouv.qc.ca

Référence à citer :

GUAY, I., A. Caron et L. Pelletier (2015). *Revue de littérature sur les caractéristiques des eaux usées gazières et pétrolières, les impacts potentiels sur les communautés biologiques et sur les suivis biologiques s'y rattachant* (Étude AENV16), rapport produit dans le cadre de l'Évaluation environnementale stratégique sur les hydrocarbures, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-74761-1 (PDF), 75 p. + 2 ann.

Dépôt légal – 2015
Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2015
ISBN 978-2-550-74761-1 (PDF)
© Gouvernement du Québec, 2015

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Rédaction

Isabelle Guay
Direction du suivi de l'état de l'environnement
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les
changements climatiques

Lyne Pelletier
Direction du suivi de l'état de l'environnement
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les
changements climatiques

Antoine Caron (contractuel)
Direction du suivi de l'état de l'environnement
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les
changements climatiques

Collaboration

Sylvie Cloutier
Christelle Guillemain
Direction du suivi de l'état de l'environnement
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les
changements climatiques

Mise en page

Manon Laplante
Direction du suivi de l'état de l'environnement
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les
changements climatiques

Claire Cournoyer
Direction du suivi de l'état de l'environnement
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les
changements climatiques

MANDAT

Le gouvernement du Québec s'est doté d'un plan d'action gouvernemental sur les hydrocarbures, lequel inclut la réalisation d'une évaluation environnementale stratégique (ÉES) sur l'ensemble de la filière de l'exploration et de l'exploitation des hydrocarbures (ÉES globale) ainsi qu'une évaluation propre à l'île d'Anticosti (ÉES Anticosti).

L'exploration et l'exploitation des hydrocarbures sont susceptibles d'avoir des impacts négatifs sur le milieu aquatique. Ces impacts sont fonction notamment du nombre d'installations, de la technologie qui sera retenue, des caractéristiques des eaux usées produites et de la sensibilité des milieux récepteurs. L'étude E3-5 produite par le MDDEFP en 2013 dans le cadre de l'ÉES sur le gaz de schiste, incluant un volet sur les caractéristiques physicochimiques des eaux usées gazières et sur les risques qui y sont liés, avait montré qu'il manquait de l'information à propos de certains paramètres. De plus, le suivi de la qualité des milieux aquatiques, permettant de prendre en compte le cumul des impacts de cette industrie dans un même milieu, avait été identifié comme un élément à documenter.

C'est dans ce contexte que la Direction du suivi de l'état de l'environnement du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) a réalisé les deux revues de littérature qui font l'objet du présent rapport. La première revue sert à la mise à jour des informations relatives aux caractéristiques physicochimiques des eaux usées générées par les activités de forage et de fracturation. La deuxième porte sur les programmes de suivi de la qualité des milieux aquatiques déjà implantés aux États-Unis pour l'industrie gazière ou pétrolière et les impacts identifiés sur les communautés biologiques.

Le rapport présente l'information recensée pour ces deux revues de littérature. Il présente également les contaminants les plus préoccupants pour la vie aquatique d'eau douce et une validation des contaminants visés par les exigences formulées dans les *Lignes directrices provisoires sur l'exploration gazière et pétrolière* (MDDELCC, 2014).

RÉSUMÉ

Volet 1 Caractéristiques des eaux usées

L'étude E3-5, réalisée dans le cadre de l'ÉES sur le gaz de schiste (MDDEFP, 2013), a permis d'analyser les données d'eaux usées de forage et de fracturation obtenues au Québec et celles qui étaient alors disponibles aux États-Unis. Il a été ainsi possible de confirmer les listes de contaminants visés par les *Lignes directrices provisoires sur l'exploration gazière et pétrolière* (MDDELCC, 2014), de documenter les contaminants préoccupants et d'identifier ceux pour lesquels des suivis exploratoires seraient nécessaires (MDDEFP, 2013).

Dans la présente étude, la mise à jour de ces informations, à partir de la littérature récente (2013-2015) permet de préciser certains constats et de réduire les incertitudes. Dans le but d'identifier les contaminants les plus préoccupants pour la santé humaine, la majorité des études consultées, incluant celle de l'U.S. Environmental Protection Agency (2015), ont comparé les concentrations mesurées dans les eaux de fracturation hydraulique à plusieurs indicateurs établis sur la base des concentrations maximales acceptables établies pour l'eau potable. Dans la présente étude, les données de caractérisation d'eaux usées non traitées ont été comparées à deux indicateurs de qualité des eaux usées de manière à identifier les contaminants les plus préoccupants pour la santé des écosystèmes aquatiques. Mentionnons que les eaux usées gazières et pétrolières qui seraient autorisées pour un rejet seraient nécessairement traitées (MDDELCC, 2014).

Les deux indicateurs en question sont :

- les exigences de rejet précisées dans les *Lignes directrices provisoires sur l'exploration gazière et pétrolière*;
- des indicateurs de qualité pour les eaux usées référant à des risques d'effets sur la vie et le milieu aquatiques.

Constats

Les concentrations médianes et maximales observées dans les eaux de reflux hydraulique issues du schiste de Marcellus sont pour tous les contaminants, à trois exceptions près, supérieures aux concentrations qui sont observées dans les eaux usées issues du schiste de l'Utica au Québec. Toutefois, les données obtenues pour l'Utica au Québec restent à confirmer. Il n'y a pas encore de données pour le schiste de Macasté. La suite de l'analyse a été réalisée à partir des données recensées sur des eaux de reflux issues du schiste de Marcellus.

Contaminants généraux

- Les concentrations élevées en DBO₅ et en MES confirment la nécessité d'avoir une filière de traitement visant ces deux indicateurs. Cette filière permettra à la fois de viser les composés organiques et les composés inorganiques qui leur sont associés.
- C'est l'azote ammoniacal qui, parmi les différentes formes d'azote, ressort comme la forme la plus préoccupante, suivie des nitrites. Les nitrates et le phosphore ne ressortent pas parmi les contaminants les plus préoccupants selon les indicateurs de qualité employés dans l'exercice. Le phosphore pourrait l'être dans certains milieux sensibles.
- Les solides dissous totaux apparaissent, et ce, dans toutes les études, comme les contaminants les plus préoccupants, représentant l'enjeu le plus important en raison de la gestion de ces résidus hautement salés (USGS, 2013). Ils sont dominés principalement par les ions chlorures.

- Les bromures, avec des concentrations maximales très élevées et les effets documentés qu'ils ont produits sur certains sites aux États-Unis, font partie des contaminants préoccupants propres à ce secteur.
- Tous ces contaminants sont, au minimum, visés par un suivi dans les *Lignes directrices*, et les chlorures, la demande biochimique en oxygène sur cinq jours (DBO₅), les matières en suspension (MES) et les solides dissous totaux sont visés par une exigence de rejet.

Métaux

- La plupart des métaux lourds présentent des concentrations maximales plus élevées que les indicateurs de qualité. Les métaux les plus préoccupants sont le baryum, le bore, le cuivre, le fer, le lithium, le strontium et le zinc. Le baryum, le strontium et le zinc sont tous les trois visés par une exigence de rejet. Le mercure est aussi visé par une exigence de rejet et de suivi. Tous les autres sont visés au minimum par un suivi qui permettrait de calculer les charges rejetées et d'évaluer les risques au cas par cas.

Composés organiques

- Pour les principaux composés organiques volatils et semi-volatils, les quelques composés qui ressortent dans les diverses études sont le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et le xylène, ainsi que certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), notamment le naphthalène et le benzo(a)pyrène.
- Les hydrocarbures pétroliers, par leur présence potentielle dans les intrants de fracturation et par leur origine naturelle dans les schistes explorés, font partie des contaminants les plus préoccupants, bien que les caractérisations soient toujours insuffisantes.
- Les composés phénoliques ne ressortent pas parmi les contaminants les plus préoccupants à partir des indicateurs de qualité établis pour la vie aquatique, mis à part le pentachlorophénol.
- La présence de surfactants et de glycols dans les eaux usées serait le reflet de la composition du fluide de fracturation, et cette présence serait modifiée au fil du temps. Leur caractérisation dans les eaux usées non traitées serait utile. Par ailleurs, pour les eaux usées traitées, la présence de ces composés organiques se refléterait dans la concentration en DBO₅.

Radioéléments

- Malgré des données encore trop partielles, voire inexistantes au Québec, et malgré l'absence de comparaison des données à un indicateur de qualité pour la vie aquatique, l'activité volumique du radium 226 ainsi que celle de certains radioéléments présentés dans le tableau 8 sont recommandées. Même s'il est possible que les concentrations soient très variables d'un site à l'autre, la présence de ces contaminants doit être quantifiée. Le radium 226 ainsi que les radioéléments naturels de la famille de l'uranium et du thorium sont visés par des exigences de concentration maximale à respecter et de suivi.

La liste des contaminants les plus préoccupants, c'est-à-dire ceux dont les concentrations sont supérieures soit aux exigences technologiques pour les effluents traités, soit à l'un des indicateurs de la qualité des eaux usées, est établie. L'exercice confirme que la liste des contaminants visés par les exigences de rejet et de suivi des Lignes directrices provisoires est toujours pertinente. Quelques ajustements seraient possibles, et l'ajout d'un suivi de la toxicité chronique globale des eaux de reflux pourrait être envisagé. Ce dernier permettrait de prendre en compte l'effet combiné des contaminants : les contaminants non identifiés (intrants) et ceux pour lesquels des indicateurs de qualité ne sont pas disponibles. Ce suivi devrait être envisagé, advenant le rejet continu d'eaux usées dans un milieu aquatique.

Volet 2 Programmes de suivi du milieu aquatique et des impacts sur les communautés biologiques

Les activités d'exploration et d'exploitation de pétrole et de gaz de shale étant en augmentation aux États-Unis, plusieurs intervenants sont en faveur de la mise en place de programmes de suivi propres à ces activités. Certains experts croient également qu'une caractérisation des eaux de surface et souterraines doit être effectuée avant tout forage ou fracturation afin d'établir des valeurs naturelles sur lesquelles on pourrait se baser pour déterminer s'il y a un changement observable à la suite de l'implantation de puits d'exploitation gazière ou pétrolière.

Peu de programmes assurent le suivi des communautés aquatiques, la plupart se limitant au suivi de la qualité de l'eau. Le programme *Remote Water Quality Monitoring Network* (RWQMN) de la Susquehanna River Basin Commission (SRBC) est consacré au suivi des activités gazières dans le schiste de Marcellus, tout le long du bassin versant de la rivière Susquehanna, au nord de la Pennsylvanie et au sud de l'État de New York. C'est l'un des programmes les plus avancés en la matière. Il comprend un suivi des macroinvertébrés benthiques et des poissons ainsi qu'un suivi de la qualité de l'eau. Plusieurs paramètres sont mesurés en continu à l'aide de sondes (température, pH, oxygène dissous, conductivité, turbidité et profondeur de l'eau). Le financement est assuré par l'industrie, les redevances pour le prélèvement d'eau et par des organismes publics.

En 2014, trois agences américaines, le Department of Energy, le Department of Interior et l'Environmental Protection Agency, ont élaboré un programme de suivi de la qualité des eaux et des impacts sur l'environnement et les communautés aquatiques. Ce programme qui n'a cependant pas encore été mis en place étudiera les effets de l'exploitation des hydrocarbures de shale sur les communautés aquatiques.

En Colombie-Britannique, le *Horn River Basin Water Project* a été mis en œuvre en 2008 par un groupe de producteurs de gaz de shale, le Horn River Basin Producers Group, en partenariat avec un organisme à but non lucratif, Geoscience BC, et le ministère du Développement du gaz naturel de la Colombie-Britannique. Le suivi a permis de déterminer l'état initial du bassin versant (hydrologie, qualité de l'eau, communautés biologiques). D'autres programmes de suivi sont à leur début, et peu de résultats sont disponibles.

Les impacts des activités gazières et pétrolières sur les communautés biologiques sont difficiles à déterminer, car il n'est pas facile d'établir des relations de cause à effet. Malgré tout, des épisodes de mort massive de poissons ont été liés aux rejets d'eaux usées gazières. Bien qu'il ait été constaté que la densité de puits de gaz et de pétrole dans le bassin versant du fleuve Colorado n'a eu que peu d'influence sur la structure des communautés de poissons, certaines espèces de poissons (indigènes et menacées) pourraient tout de même être particulièrement affectées.

Certaines variables de communautés de macroinvertébrés et indices ont montré des variations saisonnières en réponse à l'utilisation du territoire (agriculture, zone urbanisée, forêt, etc.) et aux activités de développement du gaz de shale dans le bassin versant de la rivière Susquehanna en Pennsylvanie. En effet, au printemps, les variables et indices tels les taxons éphéméroptère-

plécoptère-trichoptère (EPT), l'indice de Beck et l'indice d'intégrité biotique (IIB) étaient significativement corrélés avec la densité des plateformes de forage où s'effectuait le forage, la fracturation ou la production, puis avec le nombre d'infractions et la densité des oléoducs. Cependant, en été et en automne, l'utilisation du sol pour l'agriculture ou à d'autres fins a expliqué une plus grande part de la variabilité de ces indicateurs. En conséquence, le lien entre les activités de développement de l'industrie du gaz de shale et l'intégrité biotique du cours d'eau a pu être établi au printemps, mais ce lien était plus faible ou même inexistant en été et en automne.

Les impacts potentiels (par opposition aux impacts réels) restent toutefois le principal sujet des nombreuses études consultées. Ces impacts potentiels pourraient survenir à la suite de la mise en place des plateformes de forage, lors du forage lui-même, de la fracturation hydraulique, de la production d'hydrocarbures subséquente ou du traitement des eaux usées. Parmi ces impacts, soulignons des changements dans la composition des communautés aquatiques, une réduction de l'abondance et de la richesse en espèces de macroinvertébrés, la contamination des organismes, l'introduction et la prolifération d'espèces invasives et l'extinction locale d'une espèce. Les impacts potentiels sur les communautés biologiques sont nombreux et pourraient même être cumulatifs ou multiplicatifs, lorsque plusieurs sources d'impacts sont présentes. De nombreux chercheurs sont en faveur d'une intensification des recherches sur chacun de ces impacts.

L'exploration et l'exploitation des hydrocarbures peuvent être « sécuritaires » si des mesures d'atténuation appropriées sont mises en place. Plusieurs impacts avérés et potentiels aux États-Unis résultent en fait d'infractions et de manquements aux bonnes pratiques.

À la lumière de cette revue de littérature tant sur les programmes de suivi que sur les impacts sur les communautés biologiques, un programme de suivi biologique pourrait être exigé, advenant le développement de la filière des hydrocarbures au Québec, et ce, afin de tenir compte de l'impact cumulatif des diverses sources d'altération du milieu.

LISTE DES ABRÉVIATIONS

BPC : Biphényles polychlorés

BTEX : Benzène, toluène, éthylbenzène et xylène

CEAEQ : Centre d'expertise en évaluation environnementale du Québec

COSV : Composé organique semi-volatil

COT : Carbone organique total

COV : Composé organique volatil

CPCO : Critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques

CVAC : Critère de vie aquatique chronique

DBO₅ : Demande biochimique en oxygène sur 5 jours

DCO : Demande chimique en oxygène

DOE : Department of energy

DOI : Department of interior

ÉES : Évaluation environnementale stratégique

EPT : Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères (macroinvertébrés benthiques)

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

IIB : Indice d'intégrité biotique

MES : Matières en suspension

SDT : Solides dissous totaux

SIG : Système d'information géographique

US EPA : United States Environmental Protection Agency

VAFe : Valeur aiguë finale à l'effluent

TABLE DES MATIÈRES

ÉQUIPE DE RÉALISATION	III
MANDAT	V
RÉSUMÉ	VI
LISTE DES ABRÉVIATIONS	X
LISTE DES TABLEAUX	XII
LISTE DES ANNEXES.....	XII
1 INTRODUCTION.....	1
2 VOLET 1 – CARACTÉRISTIQUES DES EAUX USÉES ISSUES DU FORAGE ET DE LA FRACTURATION HYDRAULIQUE	2
2.1 Description des sources de données	3
2.2 Description des données de caractérisations et tendances générales	5
2.2.1 Contaminants généraux.....	9
2.2.2 Solides dissous totaux (SDT) et principaux ions	10
2.2.3 Métaux	12
2.2.4 Composés organiques.....	13
2.2.5 Autres contaminants analysés aux États-Unis	14
2.3 Intrants retrouvés dans les eaux usées gazières	17
2.4 Origine des principaux contaminants mesurés.....	19
2.5 Contaminants les plus préoccupants pour le milieu aquatique	21
2.5.1 Exigences de rejet des eaux usées gazières ou pétrolières	21
2.5.2 Indicateurs de qualité des eaux usées	23
2.6 Analyse	26
2.7 Conclusion	31
3 VOLET 2 – PROGRAMMES DE SUIVI DU MILIEU AQUATIQUE ET IMPACTS SUR LES COMMUNAUTÉS BIOLOGIQUES	31
3.1 Programme de suivi du milieu aquatique	31
3.2 Impacts sur les communautés biologiques aquatiques.....	36
3.2.1 Impacts observés.....	37
3.2.2 Impacts potentiels	38
4 CONCLUSION.....	41
5 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	43

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1	<i>Caractéristiques des eaux usées issues de l'Utica au Québec et du Marcellus aux États-Unis (mise à jour mars 2015).....</i>	6
Tableau 2	<i>Activité volumique des radioéléments mesurés dans les eaux usées issues du shale de Marcellus aux États-Unis</i>	16
Tableau 3	<i>Composés retrouvés dans les eaux usées gazières et pétrolières qui proviennent des intrants de fracturation de l'étude E3-5</i>	18
Tableau 4	<i>Origine présumée des contaminants retrouvés dans les eaux usées gazières issues du shale de l'Utica</i>	19
Tableau 5	<i>Comparaison des exigences de rejet recommandées et des concentrations maximales et médianes mesurées dans les eaux usées non traitées aux États-Unis</i>	22
Tableau 6	<i>Résultats des essais de toxicité aiguë globale réalisés sur quatre échantillons d'eaux usées gazières prélevés le 30 novembre 2010 et provenant de quatre puits différents</i>	23
Tableau 7	<i>Contaminants les plus préoccupants pour la qualité de l'eau de surface au Québec, selon les concentrations relevées dans les eaux usées gazières issues du shale de l'Utica au Québec ou du shale de Marcellus aux États-Unis</i>	23
Tableau 8	<i>Contaminants les plus préoccupants accompagnés de leur exigence de rejet et de suivi</i>	26
Tableau 9	<i>Programmes de suivi dans le milieu aquatique liés aux activités de l'industrie du pétrole et du gaz de schiste répertoriés aux États-Unis et au Canada.....</i>	32
Tableau 10	<i>Liste des impacts potentiels de toutes les activités liées à l'exploitation des hydrocarbures de shale et répertoriés dans la littérature</i>	40

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Résultats pour les contaminants dont les concentrations dans les eaux usées gazières ou pétrolières sont supérieures aux indicateurs de qualité préétablis	52
Annexe 2	Composés susceptibles d'être utilisés dans les intrants destinés à la fracturation des gisements non conventionnels de gaz et de pétrole, au Québec (tiré de Étude E3-5 (MDDEFP, 2013) et de AENV12 (CEAEQ, 2015)).	57

1 INTRODUCTION

Aux États-Unis, des impacts ont été observés dans les plans d'eau en aval de rejets d'eaux de reflux hydraulique (MDDEFP, 2013; Vidic *et al.*, 2013). Ces impacts se sont produits alors que des eaux usées étaient rejetées directement dans des stations d'eaux usées municipales, non conçues pour éliminer les ions contenus dans ces eaux. Désormais, ces rejets d'eaux usées sont soumis à des normes de rejet et à des traitements appropriés, et surtout, leurs modes de gestion ont été adaptés pour réduire le plus possible les quantités d'eau rejetées, en commençant par une réutilisation très importante de celles-ci. Bien que les risques liés aux rejets contrôlés de ces eaux usées soient grandement diminués, la connaissance de leur contenu chimique demeure essentielle pour en valider les modes de gestion et pour en appréhender les risques sur la santé humaine et les écosystèmes, advenant qu'elles atteignent un milieu naturel. D'autres sources d'impact ont aussi été identifiées, et des suivis ont été mis en place pour en mesurer l'étendue et exercer un meilleur contrôle.

L'étude E3-5 (MDDEFP, 2013), produite dans l'ÉES sur le gaz de schiste, a permis de répertorier les connaissances sur la toxicité et le devenir des composés utilisés dans les fluides de fracturation au Québec de même que pour les eaux usées gazières. À ce moment-là, peu d'études étaient disponibles. Depuis, une mise à jour des connaissances sur les intrants de fracturation a été réalisée dans le cadre de l'étude AENV12 (CEAEQ, 2015), l'une des récentes ÉES. La présente étude contient la mise à jour des connaissances sur les caractéristiques des eaux usées et sur les contaminants les plus préoccupants pour la qualité de l'eau.

L'étude E3-5 (MDDEFP, 2013) a permis, à l'aide de données d'eaux usées de forage et de fracturation obtenues au Québec et de celles qui étaient alors disponibles aux États-Unis, de documenter les contaminants les plus préoccupants et d'identifier ceux pour lesquels des suivis exploratoires seraient nécessaires.

D'autres études ont été publiées depuis, où de nouvelles données ou de nouvelles compilations de ces mêmes données d'eaux de reflux permettent aux auteurs de préciser le portrait émanant de ces eaux. La présente mise à jour, à partir de la littérature récente (2013-2015), permet de préciser certains constats et de réduire les incertitudes relativement à certains paramètres. Les publications sur le sujet sont en pleine effervescence, si bien que certaines n'ont pu être utilisées optimalement dans la présente étude. Citons l'étude de l'US EPA (2015) qui a été publiée sous la forme d'un document préliminaire. L'information qu'elle contient s'ajoute au bassin des connaissances qui servira, le cas échéant, à l'évaluation environnementale de futurs projets.

Dans la majorité des études consultées, incluant celle de l'US EPA (2015), les concentrations mesurées dans les eaux de reflux hydraulique ont été comparées aux concentrations maximales acceptables établies pour l'eau potable afin d'identifier les contaminants les plus préoccupants (Volz *et al.*, 2011; Ferrar *et al.*, 2013; Abualfaraj *et al.*, 2014; US EPA, 2015; Ziemkiewicz et He, 2015). Cette comparaison permet d'identifier les contaminants les plus préoccupants par rapport à leur risque pour la santé humaine. Dans l'exercice qui suit, les données de caractérisation de ces eaux usées ont plutôt été comparées à des indicateurs de qualité pour des eaux usées prenant en compte les effets potentiels sur la santé des écosystèmes. Ces indicateurs sont les exigences précisées dans les *Lignes directrices provisoires sur l'exploration gazière et pétrolière* (MDDELCC, 2014), ainsi que des indicateurs de qualité référant à des risques d'effets sur la vie et le milieu aquatiques.

Ces indicateurs sont exprimés en concentration, et la comparaison avec les concentrations mesurées n'informe pas sur les risques réels pour un milieu donné où la charge de contaminants rejetés doit être considérée. Ils ont néanmoins été utilisés afin de relativiser les concentrations obtenues dans les eaux non traitées par rapport à la toxicité propre de chacun des contaminants. En effet, le risque lié à un déversement accidentel, à une fuite ou à un rejet d'un contaminant dans l'environnement sera fonction du volume d'eaux usées rejeté, de sa composition, de la durée du rejet et de la toxicité des contaminants, ainsi que des caractéristiques de l'environnement récepteur, des usages du milieu et des organismes qui y vivent. Par conséquent, les risques associés à un déversement, à une fuite ou à un rejet d'eaux usées doivent être évalués au cas par cas pour un site donné, ce qui va au-delà de la présente étude.

Le présent document est divisé en deux volets.

Le volet 1 contient la mise à jour des informations relatives à la qualité des eaux usées générées par les activités de forage et de fracturation accompagnée d'un exercice d'identification des contaminants les plus préoccupants pour la vie aquatique d'eau douce et d'une validation des contaminants visés par les exigences formulées dans les *Lignes directrices provisoires sur l'exploration gazière et pétrolière* (MDDELCC, 2014).

Le volet 2 contient le recensement des programmes de suivis physicochimiques et biologiques déjà mis en place par d'autres autorités ainsi qu'une revue des impacts ayant déjà été observés sur les communautés biologiques aquatiques et des impacts potentiels sur celles-ci, induits par ces activités industrielles.

Au volet 1, la section 2.1 traite de l'origine des données de caractérisation des eaux usées inventoriées au Québec et aux États-Unis. La section 2.2 contient la description des données de caractérisation et celles des tendances générales, tout en étayant les différences observées par rapport aux constats de l'étude E3-5. La section 2.3 présente des informations relatives aux composés contenus dans les intrants de fracturation pouvant se retrouver dans les eaux usées gazières ou pétrolières. La section 2.4 présente des informations relatives à l'origine présumée des contaminants mesurés dans les eaux usées. La section 2.5 expose la méthode et les indicateurs ayant servi à établir une liste de contaminants susceptibles de poser un risque pour les communautés aquatiques d'eau douce. Enfin, les sections 2.6 et 2.7 présentent une analyse et une conclusion sur ces contaminants.

Au volet 2, la section 3.1 offre un inventaire des programmes de suivi du milieu aquatique demandés aux industries ou réalisés par d'autres instances gouvernementales (Canada et États-Unis). Ces programmes de suivi de la qualité physicochimique et toxique de l'eau et des communautés biologiques (poissons, macroinvertébrés benthiques) sont décrits sommairement. Ces programmes visent à documenter une ou plusieurs problématiques entourant l'exploration et l'exploitation du gaz et du pétrole de shale. La section 3.2 traite des impacts réels et potentiels de cette industrie sur les communautés biologiques aquatiques.

2 VOLET 1 – CARACTÉRISTIQUES DES EAUX USÉES ISSUES DU FORAGE ET DE LA FRACTURATION HYDRAULIQUE

L'étude E3-5 (MDDEFP, 2013) a présenté une première caractérisation des eaux usées gazières issues des fracturations hydrauliques qui ont eu cours sur le territoire québécois entre 2007 et 2010. Il y avait alors peu d'informations disponibles sur les caractéristiques physicochimiques des eaux issues d'une fracturation hydraulique dans le shale d'Utica. Le recensement des données américaines de caractérisation d'eaux usées issues du forage ou de la fracturation, alors accessibles, avait permis de compléter le portrait chimique de ces eaux et de faire des recommandations quant aux contaminants à suivre dans d'éventuels projets qui seraient soumis au Ministère. L'étude avait aussi permis d'identifier les composés qui, une fois utilisés dans les intrants de fracturation, peuvent se retrouver dans les eaux usées. L'origine principale des différents contaminants présents a pu être établie.

L'étude montrait que plusieurs facteurs ont pu influencer la qualité des résultats de caractérisation obtenus au Québec. Pour les contaminants qui ont été recherchés dans un faible nombre d'échantillons d'eaux usées gazières, il est fort probable que les teneurs maximales observées ne soient pas représentatives de ce qu'elles ont pu être réellement en cours d'activités. Depuis 2010, il n'y a pas eu de nouvelles données qui ont été générées pour le shale de l'Utica ou de Macasty sur le territoire québécois.

Un bon nombre d'autres études américaines ou européennes, portant sur les eaux usées générées par la fracturation hydraulique, ont été publiées depuis 2013. Ce sont souvent des études similaires à l'étude E3-5, établies à partir des mêmes sources de données de caractérisation de ces eaux usées ou, alors, ce sont des études générant de nouvelles données mais plus ciblées, permettant ainsi aux auteurs de préciser le portrait de la qualité de ces eaux. La mise à jour de ces informations, à partir de cette

littérature récente (2013-2015), a été réalisée dans le but de préciser et de réduire les incertitudes relativement à certains paramètres.

Si certaines données obtenues sur les eaux usées issues du shale de l'Utica au Québec, peuvent fournir une information utile pour de futures évaluations dans les basses-terres du Saint-Laurent, elles informent peu sur le shale de Macasty de l'île d'Anticosti. En fait, certaines études permettent de mettre en évidence les variabilités entre les eaux de reflux issues des différents shales (Abualfaraj *et al.*, 2014; Ziemkiewicz et He, 2015). Malgré cela, et compte tenu de la rareté des données québécoises, ce sont les données de caractérisation des eaux usées issues du shale de Marcellus, maintenant bien documentées, qui ont servi à mettre à jour les constats de 2013, en fournissant une gamme de concentrations de contaminants susceptibles de se retrouver dans des eaux usées issues de l'exploration de gaz ou de pétrole par fracturation hydraulique.

Mises en garde

Les eaux usées visées par l'étude E3-5 et par la présente étude regroupent les eaux de forage et les eaux de reflux de fracturation, aucune distinction n'ayant pu être faite entre ces deux types d'eau tant pour les données québécoises que pour les données américaines. Comme les caractérisations visaient particulièrement les eaux de reflux remontant à la surface à la suite d'une fracturation, les expressions eaux de reflux¹ et eaux usées gazières et pétrolières² sont utilisées sans distinction dans le présent document.

Le faible nombre de données sur les eaux usées issues des fracturations dans le schiste de l'Utica des basses-terres du Saint-Laurent, et l'utilisation des données américaines provenant de formations géologiques ayant des caractéristiques différentes de celles retrouvées au Québec (principalement du Marcellus), ne permettent pas de prédire avec certitude ce que seraient les caractéristiques résultantes des eaux de reflux issues de fracturations dans les schistes de l'Utica ou de Macasty. Il en est de même pour les eaux de production³ qui, à certains endroits, sont présentes durant toute la durée de vie du puits, et d'autant plus que la composition change grandement au fil du temps (Blauch *et al.*, 2009; Hayes, 2009).

Finalement, les échantillons d'eaux usées analysés au Québec sont issus de l'exploration de gaz naturel et non pas de pétrole. Les données américaines analysées relèvent aussi principalement des activités d'exploration et d'exploitation de gaz, qui est le type d'hydrocarbure qui prédomine dans le schiste de Marcellus. Néanmoins, il est rare que les études fassent une distinction claire entre les eaux usées issues de l'exploitation des deux types d'hydrocarbures. Les résultats de Dresel et Rose (2010) semblent indiquer que peu de différences sont observables entre les caractéristiques des eaux usées gazières et pétrolières provenant de schistes comparables. De plus, les intrants de fracturation pour l'exploration du gaz ou du pétrole sont les mêmes. Par conséquent, l'analyse et les conclusions du présent rapport sont valables pour l'exploitation des deux types d'hydrocarbures.

2.1 Description des sources de données

Le présent rapport fait un rappel des données obtenues par les caractérisations réalisées au Québec et provenant des différents opérateurs actifs de l'industrie de l'exploration gazière au Québec en 2008-2010. Il présente aussi la mise à jour des données et études américaines sur les caractéristiques des eaux usées gazières et pétrolières, publiées jusqu'en mars 2015.

¹ L'eau de reflux est l'eau qui contient principalement le fluide de fracturation injecté, qui remonte à la surface une fois la fracturation hydraulique du schiste complétée.

² Les eaux usées gazières ou pétrolières sont les eaux usées générées par les activités d'exploration de gaz naturel ou de pétrole, incluant l'eau de forage, l'eau de reflux remontant par le puits à la suite de la fracturation, l'eau de ruissellement contaminée, l'eau provenant des tests hydrostatiques et l'eau provenant d'un procédé de traitement du gaz (MDDELCC, 2014).

³ L'eau de production est une combinaison d'eau de reflux et d'eau de la formation géologique (eau de formation).

Il fait ainsi état de toutes les informations qui ont été colligées dans l'étude E3-5, en reprenant certaines informations, données, observations et conclusions, et en apportant de nouvelles informations et données retrouvées dans la littérature, qu'elles soient plus récentes ou non, sur la base de leur fiabilité et de leur pertinence.

Données québécoises

Les données des 18 fracturations hydrauliques réalisées dans le shale de l'Utica, dans les basses-terres du Saint-Laurent, ont été décrites dans l'étude E3-5. Les résultats d'analyse provenaient de 40 échantillons prélevés entre 2008 et 2010, majoritairement dans des bassins d'entreposage d'eaux usées gazières. Ces échantillons provenaient de 18 puits distincts, appartenant à 5 compagnies gazières. De 5 à 25 contaminants ont été analysés sur chacun des 40 échantillons. Toutefois, une caractérisation plus complète, comportant plus de 50 contaminants, avait été réalisée sur 5 de ces échantillons provenant de 3 puits distincts.

Plusieurs incertitudes avaient été exprimées sur ces données en raison, notamment, du faible nombre d'échantillons pour de nombreux paramètres, des limites analytiques non optimales, du mélange probable des eaux de forage avec celles de la fracturation et d'un entreposage prolongé dans des bassins ouverts, rendant alors les échantillons sujets à la dilution par les précipitations et à la dégradation (MDDEFP, 2013). L'analyse des résultats obtenus pour les cinq échantillons visés par une caractérisation plus exhaustive montrait que ceux-ci ne représentaient pas les concentrations d'une eau de fracturation en cours d'activités.

Les données québécoises sont tout de même rapportées dans la présente étude, car il a été possible de faire des constats à partir des caractérisations plus fréquentes pour un bon nombre de paramètres. Les résultats obtenus pour les cinq échantillons vraisemblablement dilués sont aussi inscrits dans le tableau 1 de la section suivante, bien qu'ils ne soient plus utilisés à des fins d'analyse.

Pour pallier ces lacunes, les données américaines les plus récentes ont été compilées pour compléter l'information et fournir un inventaire plus exhaustif des contaminants susceptibles de présenter un risque pour l'environnement. Comme ces données ont été recensées sous la forme de médianes des résultats pour la grande majorité des contaminants, des médianes ont aussi été calculées avec les données québécoises, lorsque des données pour plus de trois échantillons étaient disponibles. Malgré les réserves qui avaient été émises en 2013, ces médianes ont été établies pour fournir, à titre indicatif, des valeurs comparables aux médianes américaines.

Données américaines

Aux États-Unis, le shale de l'Utica s'étend entre les États de New York, de l'Ohio, de la Pennsylvanie, et de la Virginie Occidentale. Parfois, certains documents ne font pas de distinction entre le shale de l'Utica et le shale de Marcellus (PADEP BOGM 2010). Toutefois, le shale de l'Utica est situé en profondeur sous le shale de Marcellus et il présente des particularités géologiques distinctes. L'Utica est une formation datant de l'Ordovicien supérieur (455 millions d'années en moyenne), alors que le shale de Marcellus est une formation datant du Dévonien moyen (385 millions d'années) (Bertrand et Malo, 2015). Comme dans l'étude E3-5, la très grande majorité des documents récents retrouvés et portant sur les caractéristiques des eaux de reflux réfère à la formation de Marcellus. De plus, les profondeurs de forage ne sont pratiquement jamais disponibles (Hayes, 2009; NYSDEC, 2011; URS Corporation, 2010; Palmerton Group, 2009). Par conséquent, les données qui sont présentées dans le présent rapport doivent être interprétées en tenant compte de ces considérations.

Plusieurs études ont été compilées de façon à élargir le spectre des concentrations potentielles contenues dans ces eaux, ainsi que le nombre de contaminants découverts. Dans l'étude E3-5, les études portant sur les caractérisations des eaux usées réalisées par Hayes (2009), le Palmerton Group (2009) et l'URS Corporation (2010) ont toutes fait partie de l'analyse, sans toutefois avoir été compilées et présentées sous un même format. La plupart des articles récents portant sur l'analyse des caractéristiques des eaux de reflux se rapportent à ces mêmes données. Il semble qu'en date de mars 2015, aucune autre étude complète de caractérisation physicochimique des eaux

de reflux du shale de Marcellus, incluant de nouveaux prélèvements, n'ait été réalisée ou rendue publique.

Les données qui ont été privilégiées sont celles de l'étude d'Abuelfaraj *et al.* (2014), qui fusionne quatre sources de données, notamment celle de Hayes (2009). Ces auteurs ont ajouté à leur compilation trois autres sources de données : 1) les données d'analyses d'eaux de reflux de 20 puits exigées par l'US EPA aux compagnies productrices de gaz de schiste en Pennsylvanie et réalisées dans des laboratoires certifiés (US EPA, 2011); 2) les données de 40 puits du Pennsylvania Department of Environmental Protection, Bureau of Oil and Gas Management (PA DEP BOGM, 2010); puis 3) les données de radioéléments de 13 puits contenues dans l'annexe 13 du Draft Supplemental Generic Environmental Impact Statement on the Oil, Gas and Solution Mining Regulatory Program du New York State Department of Environmental Conservation (NYSDEC, 2011). Les auteurs ont ainsi compilé les données brutes de toutes ces sources dans une même base de données et ont procédé à des analyses statistiques permettant de vérifier l'uniformité des résultats et d'établir des médianes de concentration à partir d'un grand nombre de données. Ces concentrations n'ont toutefois pas été ajustées pour tenir compte du jour de la prise d'échantillons suivant la fracturation, des concentrations provenant d'échantillons de journées différentes sont donc amalgamées.

Dans la présente étude, la compilation d'Abuelfaraj *et al.* (2014) a elle-même été complétée par celles de Hayes et Severin (2012). Malgré les critiques formulées par l'Independent Oil and Gas Association of New York (All Consulting, 2010) concernant les méthodes d'analyses de l'étude initiale de Hayes (2009), l'étude de Hayes et Severin (2012) est celle dont la procédure de l'échantillonnage est la plus informative. Les auteurs apportent des corrections sur les données initiales de Hayes (2009), et ils donnent des précisions sur le moment précis où les échantillons ont été prélevés après le début de la fracturation, ainsi que sur la méthode d'échantillonnage exacte utilisée. La majorité des études récentes citent aussi ou utilisent de préférence les données de Hayes (2009) (Haluszczak *et al.*, 2013; Capo *et al.*, 2014; Engle et Rowan, 2014; Abuelfaraj *et al.*, 2014).

En fait, Hayes et Severin (2012) rapportent leurs résultats de caractérisation pour les journées de prise d'échantillons 0, 1, 5, 14 et 90 suivant la fracturation. Ce sont les résultats obtenus pour les cinq jours suivant la fracturation qui sont retenus pour la compilation qui suit. Selon l'URS Corporation (2010), ce sont 60 % des eaux de reflux qui ont déjà été récupérées après quatre jours suivant la fracturation. Ainsi, les résultats obtenus après cinq jours peuvent être plus représentatifs de ceux de la majeure partie du volume d'eau recueilli.

Ces données ne sont toutefois pas disponibles pour tous les contaminants. Les données de l'URS Corporation (2010) et du Palmerton Group (2009) compilées dans l'étude E3-5 ont été utilisées lorsque aucune autre donnée n'était disponible. Ces données doivent toutefois être utilisées avec réserve : pour le Palmerton Group (2009), même si elles ont été produites pour le compte du Pennsylvania Department of Environmental Protection (PA DEP), seules les données brutes sont disponibles, et pour l'URS Corporation (2010), les auteurs précisent qu'aucune information n'est disponible sur la façon dont les échantillons ont été prélevés ou conservés.

La compilation des données qui suit a été réalisée avant la publication du rapport préliminaire de l'US EPA (2015), qui inclut un volet sur la composition des eaux de reflux hydraulique. Bien que plusieurs des études qui y sont citées soient identiques à celles qui sont rapportées dans la présente étude, il est possible que certaines valeurs rapportées par l'US EPA (2015) diffèrent de celles présentées dans le présent rapport. Elles ne changent toutefois pas l'essentiel des conclusions. Ces nouvelles informations seront utilisées pour évaluer tout projet qui serait soumis au MDDELCC.

2.2 Description des données de caractérisations et tendances générales

Les différentes études ont permis de déterminer que plusieurs facteurs ont une influence sur la composition des eaux de reflux qui refont surface, notamment : 1) la composition du fluide de fracturation; 2) la formation géologique explorée et le type d'hydrocarbure qui lui est associé; et 3) le

temps de résidence de l'eau dans le shale suivant la fracturation. Les données rapportées dans le tableau 1 ne tiennent pas compte du temps de résidence dans la roche au moment de la prise d'échantillons, si ce n'est pour les données de Hayes et Severin (2012).

Le tableau présente les concentrations minimales, médianes et maximales mesurées dans les eaux usées de forage et de fracturation issues du shale de l'Utica au Québec (2007-2010) et du shale de Marcellus aux États-Unis. La fréquence de détection y est précisée pour les données québécoises. Du côté américain, les données d'Abualfaraj *et al.* (2014) et certaines données de Hayes et Severin (2012) sont accompagnées du nombre d'échantillons analysés, tandis que les données de l'URS Corporation (2010) et du Palmerton Group (2009) sont accompagnées de la fréquence de détection.

L'étude E3-5 n'avait pas permis d'établir s'il y avait des différences notables entre les concentrations contenues dans les eaux de reflux provenant du shale de l'Utica par rapport à celles issues du shale de Marcellus. Pour tous les contaminants, les concentrations maximales contenues dans les eaux usées gazières issues du shale de l'Utica étaient inférieures à celles recensées pour le shale de Marcellus. Cependant en raison du faible nombre de données du côté québécois et de la comparaison de données non standardisées, il n'était pas possible d'affirmer que la nature du shale était réellement en cause.

On observe, cette fois-ci, que les concentrations médianes rapportées pour le shale de Marcellus sont encore pour tous les contaminants, à trois exceptions près, plus élevées que celles estimées pour le shale de l'Utica au Québec. Les exceptions sont pour la DBO₅ et les sulfates, dont les concentrations sont similaires malgré leur provenance, ainsi que pour les hydrocarbures pétroliers qui, en fait, n'ont pas été caractérisés adéquatement aux États-Unis.

Les sections 2.2.1 à 2.2.5 exposent les tendances observées pour les différents types de contaminants du tableau 1.

TABEAU 1 *Caractéristiques des eaux usées issues de l'Utica au Québec et du Marcellus aux États-Unis (mise à jour mars 2015)*

Contaminants	Eaux usées gazières non traitées issues du shale de l'Utica au Québec ¹				Eaux usées gazières non traitées issues du shale de Marcellus aux États-Unis ²				
	Min. ³ (mg/L)	Médiane ³ (mg/L)	Max. ³ (mg/L)	Fréquence de détection	Min. ³ (mg/L)	Médiane ³ (mg/L)	Max. ³ (mg/L)	N ou fréquence de détection	Réf. ²
Contaminants généraux									
Azote ammoniacal	0,16	4,5	15,8	36/36	29,4	90	242	19	(2)
Azote Kjeldahl	1,8	11	44	11/11	38	89,5	204	19	(2)
Bromures	—	—	—	—	0	445	1 190	19	(2)
Carbone organique total	25	139,5	370	4/4	3,7	61,8	388	19	(2)
Chlorures	80	2 295	16 380	34/34	18	34 000	196 000	141	(1)
Conductivité (pmhos/cm)	4 620	11 580	11 900	5/5	79 500	175 000	470 000	19	(2)
Cyanure	< 0,003	—	0,041	5/11	0,0019	0,1	0,954	86	(1)
DBO ₅	4	160	675	17/17	37,1	144	1 950	19	(2)
DCO	95	701	13 440	30/30	195	4 845	17 700	19	(2)
Dureté (mg/L CaCO ₃)	—	—	—	—	5 100	20 000	55 000	19	(2)
Fluorures	< 1	—	6	2/5	0,009	1,7	58,3	86	(1)
Huiles et graisses totales	< 1	2,75	91	3/6	0	16,2	655	19	(2)
MES	7	39,9	643,3	18/18	10,8	102	3 220	19	(2)
Nitrates	< 0,1	—	11	1/2	0,02	1,6	15,9	92	(1)
Nitrites	< 0,1	—	24	1/2	0,034	2,5	146	91	(1)
Nitrites-nitrates	< 0,02	0,25	36	11/21	0,049	0,36	1,2	19	(2)
pH	6,36	8,04	9,71	35/35	4,9	6,6	11,6	138	(1)
Phosphore	< 0,01	—	1,7	7/21	0,053	0,305	2,3	19	(2)
Solides dissous totaux	2 480	6 390	7 190	5/5	221	55 000	345 000	141	(1)
Sulfates	30	60	170	12/12	0,5	41	2 920	142	(1)
Sulfites	—	—	—	—	2,5	—	38	19	(3)

Contaminants	Eaux usées gazières non traitées issues du shale de l'Utica au Québec ¹				Eaux usées gazières non traitées issues du shale de Marcellus aux États-Unis ²				
	Min. ³ (mg/L)	Médiane ³ (mg/L)	Max. ³ (mg/L)	Fréquence de détection	Min. ³ (mg/L)	Médiane ³ (mg/L)	Max. ³ (mg/L)	N ou fréquence de détection	Réf. ²
Sulfures totaux	< 0,02	NA	0,78	2/10	1,6	2,4	5,6	19	(2)
Métaux extractibles totaux									
Aluminium	< 5	—	< 5	0/5	0,025	0,36	47,2	220	(1)
Antimoine	< 0,05	—	< 0,05	0/5	0,001	0,1	0,2	186	(1)
Argent	< 0,02	—	< 0,02	0/5	0,0005	0,05	0,1	216	(1)
Arsenic	< 0,001	0,013	0,08	6/8	0,0015	0,077	0,151	219	(1)
Baryum	< 1	1,95	3	8/10	0,005	164	13 900	220	(1)
Béryllium	< 0,5	—	< 0,5	0/5	0,00021	0,04	0,08	216	(1)
Bismuth	< 0,2	—	< 0,2	0/4	—	—	—	—	—
Bore	1,3	2,5	12	6/10	3,14	12,05	97,9	18/18	(2)
Cadmium	< 0,001	—	< 0,05	0/16	0,00019	0,012	0,1	218	(1)
Calcium	< 100	—	155	2/5	1 440	5 555	23 500	18/18	(2)
Chrome	< 0,01	—	< 0,5	2/15	0,00084	0,025	0,704	220	(1)
Cobalt	< 1	—	1	0/5	0,0109	0,01935	0,0278	2/17	(2)*
Cuivre	< 0,003	—	0,5	2/15	0,0025	0,13	116	219	(1)
Étain	< 0,5	—	< 0,5	0/5	ND	—	0,026	1/18	(2)
Fer	< 0,5	2,5	9,1	8/12	0,025	29,7	574	233	(1)
Lithium	—	—	—	—	10,6	42,75	153	18/18	(2)
Magnésium	< 10	12	27	3/5	135	581,5	1 550	18/18	(2)
Manganèse	< 0,5	—	< 0,5	0/5	0,0025	2,2	29,4	220	(1)
Mercure	< 0,0001	—	0,002	1/12	0	0,0002	0,065	185	(1)
Molybdène	< 0,5	—	< 0,5	0/5	0,0009	0,0317	0,147	15/18	(2)
Nickel	< 0,01	—	< 0,5	5/16	0,011	0,023	0,187	6/8	(2)
Plomb	< 0,002	—	0,4	5/16	0,0005	0,03	0,97	212	(1)
Potassium	7	15	34	5/5	48,9	300,5	2 430	18/18	(2)
Sélénium	< 0,5	—	< 0,5	0/1	0,0025	0,05	0,35	196	(1)
Sodium	952	2 510	3 260	5/5	10 700	18 100	65 100	18/18	(2)
Strontium	—	—	—	—	345	1080	4 830	19	(3)
Thallium	< 1	—	< 1	0/5	0,001	0,1	1	192	(1)
Titane	< 0,1	—	< 0,1	0/4	0,024	0,107	0,313	9/18	(2)
Uranium	< 0,5	—	< 0,5	0/1	—	—	—	—	—
Vanadium	< 0,5	—	< 0,5	0/5	40,4	—	40,4	1/24	(4)
Zinc	< 0,016	0,25	7,5	8/16	0,005	0,12	247	220	(1)
Biphényles polychlorés									
BPC totaux (µg/L)	< 0,02	—	< 0,02	0/3	—	—	—	—	—
Dioxines et furannes chlorés (pg/L)	0,00176	0,03315	1,14	4/4	—	—	—	—	—
Composés organiques volatils et semi-volatils									
Acétone	—	—	—	—	0,027	0,11	0,54	9/16	(2)
Benzène	< 0,0002	—	0,0091	2/7	0,00025	0,005	2	142	(1)
Benzo(a)pyrène	—	—	—	—	0,0005	0,002	0,19	111	(1)
Chlorobenzène	< 0,0002	—	< 0,0002	0/2	< 0,0005	—	< 0,005	0/19	(4)
Chloroforme	< 0,001	—	< 0,001	0/2	< 0,0005	—	0,0119	2/19	(4)
Chloroéthène (chlorure de vinyle)	< 0,0002	—	< 0,0002	0/2	0,0005	0,005	2	87	(1)
Dibromochlorométhane	—	—	—	—	0,00025	0,0005	2	148	(1)
1,2-Dichlorobenzène	< 0,0002	—	< 0,0002	0/2	< 0,0005	—	0,005	0/19	(4)
1,3-Dichlorobenzène	< 0,0001	—	< 0,0001	0/2	< 0,0005	—	0,005	0/19	(4)
1,4-Dichlorobenzène	< 0,0002	—	< 0,0002	0/2	< 0,0005	—	0,005	0/19	(4)
1,1-Dichloroéthène	< 0,0002	—	< 0,0002	0/2	< 0,0005	—	0,052	3/19	(4)
1,2-Dichloroéthène	< 0,0001	—	< 0,0001	0/2	0,00025	0,005	2	129	(1)
1,1-Dichloroéthylène	< 0,001	—	< 0,001	0/2	< 0,0005	—	< 0,005	0/19	(4)
1,2-(cis+trans)Dichloroéthylène	< 0,0002	—	< 0,0002	0/2	—	—	—	—	—
cis-1,2-Dichloroéthène	< 0,0002	—	< 0,0002	0/2	< 0,0005	—	< 0,005	0/19	(4)
trans-1,2-Dichloroéthène	< 0,0002	—	< 0,0002	0/2	< 0,0005	—	< 0,005	0/19	(4)
Dichlorométhane	< 0,0009	—	< 0,0009	0/2	< 0,0005	—	0,00104	2/19	(4)
1,2-Dichloropropane	< 0,0001	—	< 0,0001	0/2	0,00025	0,005	2	128	(1)
1,3-Dichloropropane	< 0,0001	—	< 0,0001	0/2	< 0,0005	—	< 0,005	0/19	(4)
trans-1,3-Dichloropropène	< 0,0001	—	< 0,0001	0/2	< 0,0005	—	< 0,005	0/19	(4)

Contaminants	Eaux usées gazières non traitées issues du shale de l'Utica au Québec ¹				Eaux usées gazières non traitées issues du shale de Marcellus aux États-Unis ²				
	Min. ³ (mg/L)	Médiane ³ (mg/L)	Max. ³ (mg/L)	Fréquence de détection	Min. ³ (mg/L)	Médiane ³ (mg/L)	Max. ³ (mg/L)	N ou fréquence de détection	Réf. ²
1-4-Dioxane		—	—	—	0,0031	0,0054	0,012	7/16	(2)
Éthylbenzène	< 0,0001	—	0,0028	3/7	0,00025	0,005	2	127	(1)
Hexachloroéthane	< 0,0001	—	< 0,0001	0/2	—	—	—	—	—
Isopropylbenzène		—	—	—	0,0008	0,035	0,069	2/16	(2)
Naphtalène		—	—	—	0,0048	0,022	3,1	16/16	(2)
Pentachloroéthane	< 0,0004	—	< 0,0004	0/2	—	—	—	—	—
Pyridine		—	—	—	0,1	0,5	0,67	15/16	(2)
Styrène	< 0,0001	—	< 0,0001	0/2	0,00025	0,005	2	128	(1)
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	< 0,0001	—	< 0,0001	0/2	< 0,0005	—	< 0,005	0/19	(4)
Tétrachloroéthène	< 0,0002	—	< 0,0002	0/2	< 0,0005	—	0,00501	1/45	(4)
Tétrachlorométhane (tétrachlorure de carbone)	< 0,0002	—	< 0,0002	0/2	0,00025	0,005	2	128	(1)
Toluène (méthylbenzène)	< 0,0005	—	0,0112	4/7	0,00025	0,005	6,2	143	(1)
Tribromométhane (bromoforme)	—	—	—	—	0,0348	0,03665	0,039	2/26	(4)
1,2,4-Trichlorobenzène	—	—	—	—	0,00025	0,005	2	152	(1)
1,1,1-Trichloroéthane	< 0,0002	—	< 0,0002	0/2	0,00025	0,005	2	128	(1)
1,1,2-Trichloroéthane	< 0,0001	—	< 0,0001	0/2	0,00025	0,005	2	128	(1)
Trichloroéthène	< 0,0001	—	< 0,0001	0/2	< 0,0005	—	< 0,005	0/19	(4)
1,2,4-Triméthylbenzène	—	—	—	—	0,0069	0,037	1,2	13/16	(2)
1,3,5-Triméthylbenzène	—	—	—	—	0,0064	0,015	0,3	12/16	(2)
Xylènes	< 0,0004	—	0,0059	3/7	0,0005	0,0015	6,5	87	(1)
Composés phénoliques									
3-Chlorophénol	< 0,001	—	< 0,001	0/5	—	—	—	—	—
4-Chlorophénol	< 0,001	—	< 0,001	0/5	—	—	—	—	—
Chlorophénols (substances phénoliques)	< 0,001	—	< 0,001	0/5	—	—	—	—	—
2-Méthylphénol (o-crésol)	0,0022	0,0118	0,0229	5/5	—	—	—	—	—
4-Méthylphénol (p-crésol)	< 0,001	0,0055	0,0726	3/5	—	—	—	—	—
2,3-Dichlorophénol	< 0,001	—	< 0,001	0/5	—	—	—	—	—
2,4+2,5-Dichlorophénol	< 0,001	—	< 0,001	0/5	—	—	—	—	—
2,6-Dichlorophénol	< 0,001	—	< 0,001	0/5	—	—	—	—	—
3,4-Dichlorophénol	< 0,001	—	< 0,001	0/5	—	—	—	—	—
3,5-Dichlorophénol	< 0,001	—	< 0,001	0/5	—	—	—	—	—
2,4-Diméthylphénol	< 0,001	0,0012	0,0067	3/5	—	—	—	—	—
4-Nitrophénol	0,0016	8,8	0,0141	5/5	—	—	—	—	—
Pentachlorophénol	< 0,001	—	< 0,001	0/5	0,0013	0,0095	0,94	111	(1)
Phénol	0,0013	0,0021	0,0443	5/5	0,459	—	0,459	1/20	(4)
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	< 0,001	—	< 0,001	0/5	—	—	—	—	—
2,3,5,6-Tétrachlorophénol	< 0,001	—	< 0,001	0/5	—	—	—	—	—
2,4,5-Trichlorophénol	< 0,001	—	< 0,001	0/5	—	—	—	—	—
2,4,6-Trichlorophénol	0,0016	0,0086	0,0137	5/5	—	—	—	—	—
Composés phénoliques 4AAP	< 0,002	0,0035	0,12	8/12	0,0076	0,024	0,31	19	(2)
Composés phénoliques GC/MS	0,0059	0,031	0,167	5/5	—	—	—	—	—
Composés phénoliques chlorés GC/MS	< 0,001	0,0086	0,0137	4/5	—	—	—	—	—
Hydrocarbures pétroliers									
C ₆ -C ₁₀ (F1)	0,2	—	0,5	2/2	—	—	—	—	—
C ₆ -C ₁₀ (F1 sans BTEX)	0,2	—	0,5	2/2	—	—	—	—	—
C ₁₀ -C ₁₆ (F2)	1	—	18,4	2/2	—	—	—	—	—
C ₁₆ -C ₃₄ (F3)	0,6	—	8,4	2/2	—	—	—	—	—
C ₃₄ -C ₅₀ (F4)	0,3	—	0,5	2/2	—	—	—	—	—
C ₁₀ -C ₅₀ (F2+F3+F4)	1,9	—	27,3	2/2	—	—	—	—	—
C ₁₀ -C ₅₀ totaux	0,19	2,4	100	21/21	0,21	—	0,21	1	(2)
Glycols									
Éthylène glycol	—	—	—	—	0,0005	0,01	0,13	9/15	(4)
Propane 1,2 diol	—	—	—	—	0,0005	0,001	0,16	5/15	(4)
Autres composés organiques									
Surfactants	—	—	—	—	0,1	0,21	0,61	12/12	(4)
Radioéléments (pCi/L)									

Contaminants	Eaux usées gazières non traitées issues du shale de l'Utica au Québec ¹				Eaux usées gazières non traitées issues du shale de Marcellus aux États-Unis ²				
	Min. ³ (mg/L)	Médiane ³ (mg/L)	Max. ³ (mg/L)	Fréquence de détection	Min. ³ (mg/L)	Médiane ³ (mg/L)	Max. ³ (mg/L)	N ou fréquence de détection	Réf. ²
Gross Alpha	—	—	—	—	55	13 000	123 000	14	(1)
Radium 226	—	—	—	—	0,16	1 300	17 000	63	(1)
Radium 228	—	—	—	—	0,03	230	1 400	63	(1)
Uranium 234	—	—	—	—	0,01	0,44	25	14	(1)
Uranium 235	—	—	—	—	0,01	0,14	40	16	(1)
Uranium 238	—	—	—	—	0,08	0,33	150	16	(1)

¹ Résultats de caractérisation d'eaux usées non traitées provenant du forage ou de la fracturation de 18 différents puits de gaz de schiste au Québec.

² Résultats de caractérisation d'eaux usées non traitées aux États-Unis provenant des données (1) d'AbuAlfaraj *et al.*, 2014; (2) Hayes et Severin, 2012, (jour 5); (3) Hayes, 2009; (4) URS Corporation, 2010 et Palmerton Group, 2009.

³ Sauf si indiqué différemment à la suite du nom de la substance ou du paramètre.

* Jour 14 de fracturation au lieu du jour 5 dans Hayes et Severin, 2012.

2.2.1 Contaminants généraux

pH

Malgré une acidification importante des puits avant fracturation, les pH des eaux usées gazières se situaient tous au-dessus de 6, jusqu'à une tendance vers la basicité (près de 10) (MDDEFP, 2013). Du côté américain, on rapportait dans l'étude E3-5 que le pH pouvait même descendre jusqu'à 0. Cette donnée provenait toutefois de l'URS Corporation (2010), et elle n'est pas reprise par AbuAlfaraj *et al.* (2014), qui retiennent plutôt une valeur minimale observée de 4,9. Par ailleurs, la valeur maximale rapportée est de 11,6, soit nettement plus élevée que celle de 8,6 rapportée en 2013.

Selon certaines études, dans le shale de Marcellus, une variabilité très importante des pH peut être observée selon le site de prélèvement et sans lien avec le moment de l'échantillonnage (Hayes, 2009; Haluszczak *et al.*, 2013). Le pH pourrait aussi, dans certains cas, diminuer avec le temps (Blauch *et al.*, 2009).

Demande biochimique et chimique en oxygène (DBO₅ et DCO) et carbone organique total (COT)

Les concentrations maximales rapportées pour la DBO₅ (17 échantillons) et la DCO (30 échantillons) étaient respectivement de 675 mg/L et de 13 440 mg/L. Ces résultats témoignent de fortes concentrations en matières organiques et inorganiques oxydables dans les eaux gazières (MDDEFP, 2013). Les concentrations maximales rapportées ici pour le shale de Marcellus, de 1 950 mg/L et de 17 700 mg/L respectivement, bien qu'inférieures à celles qui étaient rapportées dans l'étude E3-5 du côté américain, corroborent également ces fortes concentrations en matières oxydables.

L'étude de Hayes (2009) indique que la concentration en DCO dans les eaux de reflux diminue de moitié entre le cinquième et le quatorzième jour suivant le début de la fracturation, ce qui s'explique par l'oxydation de certains additifs présents dans le fluide de fracturation.

Hayes et Severin (2012) et Orem *et al.* (2014) observent une tendance similaire pour le carbone organique total (COT). Les résultats d'Orem *et al.* (2014) montrent que dans le shale de Marcellus, les concentrations passent de très élevées (5 804 mg/L) à beaucoup plus faibles (30 à 50 mg/L) entre les jours 0 et 20 suivant les opérations de fracturation. Les concentrations élevées de départ seraient ici aussi le reflet des intrants présents dans le fluide de fracturation, tandis que les concentrations plus faibles (et assez stables entre 20 et 240 jours suivant la fracturation) reflètent l'apport en substances

organiques diverses provenant de l'eau de formation⁴. La concentration de ces composés varie grandement (de < 1 mg/L à > 5 000 mg/L) dans l'eau de reflux tout au long des jours suivant la fin de la fracturation (Orem *et al.*, 2014).

Azote

L'azote ammoniacal, l'azote Kjeldahl ainsi que les nitrates et les nitrites ont fait l'objet d'analyses dans les différentes études. Leur origine est diverse (section 2.4); ils peuvent en outre provenir des résidus d'explosifs.

La présence d'azote ammoniacal avait été rapportée dans tous les échantillons au Québec. Une concentration maximale de 15,8 mg/L avait été observée pour ce paramètre. Les nitrites-nitrates n'avaient été quantifiés que pour 11 échantillons sur 21, avec une concentration maximale de 36 mg/L (MDDEFP, 2013). Les données américaines montrent des valeurs maximales beaucoup plus élevées pour les différentes formes d'azote avec des concentrations de 242 mg/L d'azote ammoniacal, 204 mg/L d'azote Kjeldahl, 15,9 mg/L de nitrates et 146 mg/L de nitrites. Les valeurs rapportées pour les nitrites-nitrates du côté américain ne semblent pas fiables au regard des données rapportées pour ces deux formes d'azote prises séparément. Sur la base des concentrations observées et de la toxicité reconnue de ces composés, l'azote ammoniacal et les nitrites ressortent comme les formes les plus préoccupantes d'azote.

Matières en suspension (MES)

Les concentrations en MES sont très variables, avec un minimum de 7 mg/L et un maximum de 643 mg/L observés (MDDEFP, 2013). Les données américaines fournissent plutôt une médiane de 99 mg/L et une concentration maximale de 3 220 mg/L relevée par Hayes et Severin (2012) dans les eaux de reflux recueillies cinq jours après la fracturation.

2.2.2 Solides dissous totaux (SDT) et principaux ions

Il est maintenant bien connu que les solides dissous totaux (SDT) sont présents en concentrations très élevées dans les eaux de reflux et qu'ils sont l'enjeu principal pour la gestion de ces eaux usées. Au Québec, les quelques échantillons analysés (n = 5) tant pour les SDT que pour les ions calcium, magnésium, potassium et sodium ne permettaient pas de préciser les concentrations attendues en provenance du shale de l'Utica. De nombreuses explications sont données à cet effet dans l'étude E3-5. Seules les concentrations en chlorures, avec une valeur maximale de 16 380 mg/L (n = 36), nous informaient sur le potentiel de SDT élevé en provenance des eaux issues du shale de l'Utica, alors que les concentrations en sulfates (n = 12) demeuraient relativement faibles.

Aux États-Unis, les concentrations en SDT sont de loin les concentrations les plus élevées, tout contaminant confondu, avec un maximum de 345 000 mg/L observé sur une eau de reflux échantillonnée 90 jours après une fracturation hydraulique. La salinité moyenne de l'eau de mer est de 35 000 mg/L.

L'étude de Hayes et Severin (2012) rapporte que les sept cations qui se retrouvent principalement dans les eaux de fracturation hydraulique sont le sodium, le calcium, le strontium, le potassium, le magnésium, le fer, le baryum et le lithium. Les sept anions principaux mesurés dans ces eaux sont les chlorures, les bicarbonates, les bromures, les fluorures, les sulfures, les sulfates et les phosphates.

Les cations sont dominés par le calcium (max. 23 000 mg/L) et le sodium (max. 65 000 mg/L), alors que les anions le sont par les chlorures (196 000 mg/L). Leur importance relative varie cependant selon les études (Hayes et Severin, 2012; URS Corporation, 2010; PA DEP BOGM, 2010; Palmerton Group, 2009). La publication récente de l'US EPA (2015) relate des concentrations de plus de 200 000 mg/L pour les ions chlorures et sodium.

⁴ L'eau de formation est l'eau piégée dans la formation rocheuse qui remonte à la surface avec l'huile et le gaz.

Le magnésium et le potassium sont aussi des ions très fréquemment mesurés et pouvant se retrouver en concentrations importantes dans les eaux de reflux, avec des maximums observés de 1 550 mg/L et de 2 430 mg/L. Ces teneurs augmentent aussi avec le nombre de jours suivant la fracturation (Blauch *et al.*, 2009; Haluszczak *et al.*, 2013), et laissent présager que des tendances similaires seraient observées au Québec avec un échantillonnage réalisé dans les mêmes conditions.

Les teneurs élevées des SDT dans les eaux usées du shale de Marcellus peuvent être dues à la présence d'eau de formation (Haluszczak *et al.*, 2013). Ce type d'eau est susceptible de remonter dans le puits, à la suite de la remontée des eaux de reflux pendant une certaine période de temps. Blauch *et al.* (2009) et Hayes (2009) ont constaté que les teneurs en SDT, en chlorures, en sodium et en calcium augmentent dans l'eau de reflux au fil des jours suivant la fin de la fracturation. Par ailleurs, les quantités d'eau de reflux, de plus en plus concentrées, diminuent considérablement après cinq jours suivant la fin de la fracturation (Hayes, 2009).

Selon les données actuelles, il n'est pas possible de déterminer si cette tendance pourrait être observée au Québec. Les premiers tests semblent indiquer que le shale de l'Utica au Québec est, de manière générale, plus sec que le shale de l'Utica aux États-Unis (Bertrand et Malo, 2015). L'information n'était pas disponible pour le shale de Macasty au moment de la rédaction du présent rapport. D'après les résultats obtenus dans l'étude du MDDEFP (2013), les concentrations rapportées dans les eaux usées gazières pour les solides dissous totaux semblent attribuables à la fois aux concentrations naturellement présentes dans le shale d'Utica et aux sous-produits de dégradation des produits chimiques utilisés.

L'origine de ces sels en hautes teneurs n'est pas résolue. Certains suggèrent que le fluide de fracturation refait surface avec une salinité plus élevée en raison d'une dissolution de certains minéraux; alors que d'autres auteurs suggèrent plutôt que cette haute salinité provient d'une combinaison de la salinité des fluides de fracturation avec l'eau de formation présente dans la formation rocheuse (US EPA, 2015).

Bromures et fluorures

Les bromures avec des concentrations médianes et maximales très élevées (445 et 1 190 mg/L, n = 19) font aussi partie des contaminants caractéristiques propres à ce secteur industriel. Ils sont à l'origine de plusieurs problèmes de qualité de l'eau potable, vu leur effet catalyseur pour la production de trihalométhanes au moment de la chloration (MDDEFP, 2013). Hayes et Severin (2012) rapportent des concentrations maximales croissantes en bromures en fonction du nombre de jours suivant la fracturation. Ils obtiennent des concentrations maximales de 376 mg/L, 1 190 mg/L et 1 600 mg/L, aux jours 1, 5 et 14 suivant la fracturation. Les médianes observées suivent la même tendance à la hausse, avec des valeurs de 120 mg/L, 445 mg/L et 704 mg/L, aux jours 1, 5 et 14.

Les fluorures présentent une médiane et un maximum de 1,7 et 58 mg/L (n = 86). Ils font aussi partie des ions cités comme caractéristiques de ce secteur industriel.

Sulfates et sulfites

Les concentrations de sulfates varient fortement d'un shale à l'autre (Hayes et Severin, 2012). Les sulfates favorisent la précipitation de divers cations et conséquemment, leur présence influence les concentrations observées, notamment du baryum. Ce sont les conditions de pH et d'oxygène ainsi que les concentrations en sulfates, carbonates et sulfures qui vont influencer les concentrations observées en baryum, strontium, fer et calcium (USGS, 2013).

Une seule étude rapporte des données sur les sulfites. Hayes (2009) a obtenu des concentrations variables en sulfites, mais les maximums atteints étaient toujours assez élevés, même 14 jours après le début de la fracturation. En effet, l'auteur a observé des concentrations de sulfites variant de 2,5 mg/L à 38 mg/L dans les eaux de reflux recueillies 5 jours après la fracturation, et de 7,2 mg/L à 74 mg/L dans les eaux de reflux recueillies 14 jours après la fracturation. De plus, la valeur médiane de 14 mg/L obtenue pour les échantillons recueillis 14 jours après le début de la fracturation démontre

la présence d'une concentration soutenue de ce contaminant dans les eaux usées. Par ailleurs, aucune autre étude ne fait état de la présence de sulfites. Une validation serait donc nécessaire.

Autres indicateurs de la présence d'ions : conductivité et dureté

La conductivité maximale ($n = 5$) relevée au Québec (11 900 pmhos/cm) témoigne aussi des concentrations importantes d'ions présentes dans les eaux de reflux, même si ce maximum reste largement sous les valeurs maximales observées du côté américain (470 000 pmhos/cm), et même très en dessous des valeurs minimales (79 500 pmhos/cm). Ce résultat indique à nouveau que l'on doit s'attendre à des valeurs beaucoup élevées dans des eaux usées gazières fraîches.

La dureté de l'eau est un autre indicateur de la charge en ions, cette fois plus particulièrement celle qui est liée au calcium et au magnésium. Dans les eaux de reflux recueillies 5 jours après la fracturation, Hayes et Severin (2012) ont relevé des teneurs variant de 5 100 mg/L à 55 000 mg/L de CaCO_3 , avec une médiane de 20 000 mg/L. De leur côté, Blaich *et al.* (2009) ont retrouvé des concentrations de CaCO_3 fluctuantes jusqu'à 45 jours suivant la fracturation. En effet, des concentrations variant de 9 281 mg/L à 103 026 mg/L ont été observées.

2.2.3 Métaux

Les métaux les plus fréquemment présents dans les eaux de reflux issues du shale de l'Utica ont été l'arsenic, le baryum, le bore, le fer et le zinc. Le bore, le fer et le zinc présentaient les maximums les plus élevés avec des concentrations de 12 mg/L, 9,1 mg/L et 7,5 mg/L respectivement. Toutes ces concentrations sont bien en deçà des concentrations maximales qui ont été mesurées dans certaines eaux usées issues du shale de Marcellus.

Les données américaines présentent des concentrations médianes au-delà de la dizaine de mg/L : baryum, bore, fer, lithium et strontium, et des concentrations maximales au-delà de la centaine de mg/L : baryum, cuivre, fer, lithium, strontium et zinc (tableau 1).

Les données de Hayes et Severin (2012) montrent que le maximum le plus élevé est de loin pour le baryum, avec une valeur de 13 900 mg/L. Si les concentrations élevées en baryum semblaient au départ être liées à sa présence dans les intrants de forage, plusieurs études montrent maintenant que les concentrations de baryum dans les eaux de reflux augmentent considérablement avec le nombre de jours suivant la fracturation, ce qui laisse présager qu'un apport substantiel du sous-sol est possible (Blaich *et al.*, 2009; Haluszczak *et al.*, 2013; RFF, 2013; Blaich, 2010).

Le lithium, le strontium et les bromures ont été détectés dans tous les échantillons analysés par le Palmerton Group (2009) et l'URS Corporation (2010). Des concentrations maximales très élevées de 297 mg/L, 5 841 mg/L et 3 070 mg/L avaient été rapportées respectivement pour ces métaux et ions (MDDEFP, 2013). Hayes et Severin (2012) rapportent de leur côté des valeurs maximales pour le lithium de 129 mg/L et de 201 mg/L, après 1 et 14 jours suivant la fracturation. Ces résultats indiquent que la concentration élevée de ce contaminant peut se maintenir sur une certaine période.

Plusieurs autres études ont aussi rapporté la présence de concentrations très élevées de strontium dans les eaux de reflux, soit des concentrations variant de 1 000 mg/L à 10 000 mg/L (Blaich *et al.*, 2009; Hayes, 2009; Chapman *et al.*, 2009; Osborn *et al.*, 2011; Barbot *et al.*, 2013; Chapman *et al.*, 2012). L'étude récente de Capo *et al.* (2014) portant sur le strontium particulièrement montre des concentrations variant entre 330 et 2 698 mg/L.

Hayes et Severin (2012) rapportent des concentrations maximales croissantes en bromures en fonction du nombre de jours suivant la fracturation. Ils obtiennent des concentrations de 376 mg/L, 1 190 mg/L et 1 600 mg/L, 1, 5 et 14 jours suivant la fracturation.

Si les ions dominants des eaux de fracturation que sont les Ca, Na et Cl peuvent se retrouver dans l'environnement par plusieurs autres sources possibles, les ions baryum, strontium et bromures semblent être des signatures propres aux eaux de reflux et de production (Haluszczak *et al.*, 2013).

Le strontium, le bore et le radium ont aussi été identifiés comme des traceurs de ce type de contamination (Vengosh *et al.*, 2014).

2.2.4 Composés organiques

Composés organiques volatils (COV) et semi-volatils (COSV)

Certains composés organiques naturels peuvent lixivier dans l'eau de formation, et ces eaux en contiennent donc naturellement, avant tout ajout de produits chimiques. La nature de ces composés varie avec la maturité thermique du shale exploré (US EPA, 2015).

Seuls deux échantillons ont fait l'objet d'une analyse de l'ensemble des COV et COSV dans les eaux de reflux issues de shale de l'Utica au Québec, à l'exception des principaux composés organiques mono-aromatiques volatils, à savoir les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène et xylène). Pour ces derniers, ce ne sont toutefois que sept échantillons qui ont été analysés. Les BTEX ont été mesurés en faible concentration à quelques reprises même dans les échantillons possiblement dilués (MDDEFP, 2013).

Dans leur étude, Hayes et Severin (2012) ont analysé 70 composés volatils et 116 composés semi-volatils ($n = 19$). Ils rapportent que pour les composés volatils, plus de 93 % de ceux-ci n'ont pas été détectés, et que moins de 1 % des composés présentaient des concentrations au-dessus de 1 mg/L. Les données indiquent que ces derniers sont les composés caractéristiques d'eau de production associée à l'exploitation de gaz (tels que xylènes, toluène et naphthalène). Pour les composés semi-volatils, ils rapportent que 96 % des composés recherchés sont en concentrations non détectables et que moins de 0,1 % des composés présentaient des concentrations de plus de 1 mg/L. Ils concluent que mis à part quelques composés volatils et semi-volatils ciblés, le suivi de l'ensemble de ces composés ne serait pas nécessaire.

Les médianes obtenues pour les BTEX de 0,005 mg/L par Abualfaraj *et al.* (2014) avec un nombre d'échantillons beaucoup plus important (tableau 1) montrent que les concentrations sont généralement basses. La variabilité entre les sites peut néanmoins être importante (Hayes et Severin, 2012). À titre de comparaison, Sligar (2010) a obtenu des concentrations de toluène variant de 0,01 à 0,052 mg/L pour 6 échantillons d'eaux usées analysés provenant du shale de l'Utica de l'État de New York.

Peu de nouveaux résultats de caractérisations des COV et COSV sont disponibles, et il en est de même de manière générale, pour tous les composés organiques.

Hydrocarbures pétroliers

Les produits pétroliers font nécessairement partie des contaminants caractéristiques de cette activité. Ceux-ci représentent des mélanges complexes qui peuvent contenir des centaines d'hydrocarbures différents. Au Québec, vingt et un échantillons avaient été analysés pour les hydrocarbures pétroliers (C_{10} - C_{50}), alors que seuls deux échantillons ont fait l'objet de l'analyse des composés de différentes longueurs de chaînes de carbone, à savoir les hydrocarbures pétroliers C_6 - C_{10} , C_{10} - C_{16} , C_{16} - C_{34} et C_{34} - C_{50} . Les hydrocarbures pétroliers (C_{10} - C_{50}) ont été mesurés dans tous les échantillons analysés et présentent des teneurs maximales allant jusqu'à 100 mg/L. Malgré le faible nombre d'échantillons, les formes d'hydrocarbures C_{10} - C_{16} , C_{16} - C_{34} et C_{34} - C_{50} ont été malgré tout détectées en concentrations significatives (MDDEFP, 2013). Des données supplémentaires devront être obtenues.

Du côté américain, peu de données sur les concentrations d'hydrocarbures pétroliers sont disponibles, car les analyses d'hydrocarbures portent habituellement sur les BTEX et les HAP associés aux hydrocarbures présents. Dans le shale de Marcellus, Orem *et al.* (2014) ont toutefois observé que les composés organiques dominants retrouvés dans les eaux de reflux étaient des alcanes. La grande majorité de ceux-ci étaient des hydrocarbures aliphatiques C_{11} - C_{32} de même que des alcanes et des alcènes ramifiés. L'étude portant toutefois sur une analyse qualitative, les niveaux détectés ne sont pas présentés par les auteurs.

Composés phénoliques

Les composés phénoliques ont été analysés au Québec, dans les cinq échantillons dont les concentrations ont possiblement été diluées par les précipitations. Malgré cela, quelques substances phénoliques ont été mesurées dans ces eaux (MDDEFP, 2013).

Du côté américain, peu d'analyses ont été réalisées sur les composés phénoliques. Le phénol a été observé une seule fois ($n = 20$), à une concentration dix fois plus forte que le maximum enregistré au Québec. Les substances phénoliques analysées par une méthode générique (indice phénol) montrent un rapport de 100 entre les plus fortes concentrations observées aux États-Unis ($n = 35$) et celles observées au Québec ($n = 12$) (0,44 mg/L et 0,0035 mg/L). Le pentachlorophénol a aussi été observé avec un maximum de 0,94 mg/L ($n = 111$). L'étude d'Orem *et al.* (2014) ne semble pas confirmer la présence de ces composés dans le shale de Marcellus, bien que certaines substances phénoliques aient été mesurées dans d'autres shales.

Malgré une présence possible, les composés phénoliques ne semblent pas ressortir comme étant des contaminants caractéristiques de cette activité.

Biphényles polychlorés (BPC) et dioxines et furannes chlorés

L'analyse des résultats de caractérisation des eaux usées gazières du shale de l'Utica et de Marcellus permettait de conclure que le suivi des BPC et des dioxines et furannes chlorés n'était pas requis (MDDEFP, 2013).

Dans leur réévaluation des données de Hayes (2009), Hayes et Severin (2012) concluaient qu'il y avait absence de 7 BPC mesurés (dont l'Aroclor 1248) dans les eaux usées récoltées 14 jours après le début de la fracturation. Il semble donc toujours peu probable que les eaux usées gazières en contiennent de manière générale. Aucune autre étude sur le sujet n'a été trouvée, confirmant ainsi la faible pertinence d'en assurer le suivi.

Il en est de même pour les dioxines et furannes chlorés dont la présence pourrait être attribuable à l'eau d'alimentation où des teneurs de fond sont toujours détectables.

2.2.5 Autres contaminants analysés aux États-Unis

Plusieurs autres contaminants ont fait l'objet de campagnes d'échantillonnage dans les puits du shale de Marcellus (tableau 1). Parmi ceux-ci, on note des contaminants de nature organique, inorganique et microbiologique. La grande majorité de ces autres contaminants caractérisés aux États-Unis présentent toutefois des concentrations et des fréquences de détection très faibles. C'est probablement pourquoi très peu de recherches visant à effectuer des caractérisations d'eaux usées gazières exhaustives semblent avoir été réalisées depuis 2011 aux États-Unis. Les recherches récentes se sont plutôt penchées sur quelques contaminants particuliers à la lumière des résultats de caractérisations précédentes. En effet, plusieurs chercheurs visent maintenant à mieux comprendre l'origine de certains contaminants (Barbot *et al.*, 2013), à cerner l'évolution de la composition des eaux de reflux (Engle et Rowan, 2014), à identifier les composés posant des risques pour l'environnement (Orem *et al.*, 2014), à trouver une signature chimique particulière des eaux usées gazières (Capo *et al.*, 2014; Thurman *et al.*, 2014) ou à analyser l'interaction de certains contaminants durant le traitement de ceux-ci (Zhang *et al.*, 2014). Les prochaines sections exposent certains de ces contaminants dont les concentrations observées peuvent poser un risque pour l'environnement. Les données du Palmerton Group (2009) et de l'URS Corporation (2010) qui sont citées ont été compilées à l'annexe 8 de l'étude E3-5.

Trihalométhanes (THM), surfactants et glycols

Les trihalométhanes, les surfactants et les glycols figurent parmi les paramètres organiques analysés par le Palmerton Group et l'URS Corporation (2010), divers surfactants et divers glycols pouvant faire partie des intrants utilisés pour la fracturation hydraulique (MDDEFP, 2013).

Les concentrations maximales rapportées dans l'étude E3-5 pour deux formes de trihalométhanes, soit le tribromométhane et le bromodichlorométhane ($n = 26-29$), étaient respectivement de 0,039 mg/L et de 0,0022 mg/L. Sur les 148 analyses d'échantillons d'eau de reflux retenus dans l'étude d'Abualfaraj *et al.* (2014), des concentrations de dibromochlorométhane maximale et médiane de 2 mg/L et de 0,0005 mg/L respectivement ont été rapportées.

Dans l'étude E3-5, la présence de surfactants (non précisés) avait été rapportée dans 12 échantillons analysés, avec une concentration maximale de 0,61 mg/L. Pour les glycols, des concentrations maximales de 0,13 mg/L et de 0,16 mg/L ($n = 15$) pour l'éthylène glycol et le propane-1,2-diol ont été rapportées. Les études récemment consultées ne permettent pas de mettre à jour ces valeurs.

La concentration de surfactants et de glycols dans les eaux de reflux est fortement dépendante de la composition du fluide de fracturation qui est utilisé (Orem *et al.*, 2014). De plus, leur identification demeure problématique au vu du secret industriel, de la multiplicité de ces composés et des transformations potentielles de ceux-ci au contact des eaux de formation (Thurman *et al.*, 2014). Plusieurs auteurs soutiennent la pertinence d'une meilleure caractérisation de ces substances dans les eaux usées (Ferrar *et al.* 2013, Stringfellow *et al.* 2014, Thurman *et al.* 2014).

Des données supplémentaires sur les surfactants seront requises, et des méthodes analytiques permettant d'analyser les surfactants de type alcools éthoxylés seront nécessaires. Pour les glycols, l'analyse de la DBO₅ fournit une bonne indication de leur présence et de leur impact potentiel sur le milieu aquatique.

1,2,4-Triméthylbenzène, 1,4-dioxane, naphtalène et pyridine

D'autres COV et COSV ont parfois été détectés. En effet, les données du Palmerton Group (2009) rapportées dans l'étude E3-5 montraient des concentrations maximales pour le 1,2,4-triméthylbenzène (8/19 échantillons), le 1,4-dioxane (1/19 échantillons) et le naphtalène (8/19 échantillons), de 1,2 mg/L, de 15 mg/L et de 1,3 mg/L respectivement (MDDEFP, 2013). La mise à jour de Hayes et Severin (2012) fait état de concentrations maximales de 0,012 mg/L pour le 1,4-dioxane, de 3,1 mg/L pour le naphtalène et de 0,67 mg/L pour la pyridine pour 7 à 16 observations (tableau 1).

Radioéléments

Les radioéléments sont pour certains shales, un contaminant caractéristique et un enjeu majeur pour la gestion des eaux de reflux hydraulique. Ils ne sont pas présents dans les fluides de fracturation au départ, puis s'ils sont présents, ils enrichissent les eaux de reflux au fil du temps suivant la fracturation.

Il a été démontré que dans les eaux de formation du shale de Marcellus, l'activité volumique du radium 226 peut dépasser les 10 000 pCi/L (370 Bq/L) (EHP, 2014). De plus, les activités de forage et de fracturation hydraulique amèneraient des concentrations plus élevées de ces éléments dans les eaux de reflux et dans les eaux de production subséquentes, d'où leur qualification de *TENORM* en anglais (*technology enhanced naturally occurring radioactive material*) (Hayes, 2009; EHP, 2014). De la même manière, la réutilisation des eaux usées favoriserait une concentration accrue des éléments radioactifs (Resnikoff *et al.*, 2010). Enfin, la concentration en éléments radioactifs serait plus élevée lorsque les eaux de formation sont plus salées (EHP, 2014).

L'étude d'Abualfaraj *et al.* (2014) fait état d'activités volumiques maximales et médianes pour plusieurs radioéléments avec un nombre plus élevé d'échantillons. Ces données incluent celles du Pennsylvania Department of Environmental Protection, Bureau of Oil and Gas Management (PA DEP BOGM) rapportées par Haluszczak *et al.* (2013), et qui montraient des activités volumiques de radium 226 variant de 73 à 6 540 pCi/L (de 2,7 à 242 Bq/L). De leur côté, Mohan *et al.* (2013b) ont observé cette augmentation des activités volumiques du radium 226 dans les eaux de reflux au fil du temps, avec un nombre croissant de jours après la fracturation, soit 3 062 pCi/L (113 Bq/L) après 1 jour, 8 634 pCi/L (320 Bq/L) après 7 jours, 9 031 pCi/L (334 Bq/L) après 9 jours et enfin

18 300 pCi/L (677 Bq/L) après 187 jours. Les particules alpha et bêta de même que le radium 226 sont les contaminants radiotoxiques présentant les activités volumiques les plus élevées.

Les données disponibles aux États-Unis font donc état de concentrations parfois considérables et, surtout, d'un dépassement des concentrations maximales acceptables (CMA, ou *MCL* en anglais : *maximum concentration level*) pour l'eau potable, de certains radioéléments dans les eaux de reflux (tableau 2). La présence de radioéléments dans les eaux de reflux est donc un enjeu puisque les usines de traitement ne sont habituellement pas équipées de technologies adéquates pour les éliminer (Kiviat, 2013).

Tableau 2 *Activité volumique des radioéléments mesurés dans les eaux usées issues du shale de Marcellus aux États-Unis*

Radionucléides	Concentration avant traitement (pCi/L)				CMA*
	Min	Médiane	Max	N	(pCi/L)
Particule alpha ¹	2,0	480	4 550	14	0,56
Particule bêta ²	2,3	NC	275,5	15	2
Césium 137 ³	0,37	NC	0,389	16	7
Plomb 212 ⁴	0,1	NC	52,9	14	---
Plomb 214 ⁴	0	NC	81	14	---
Radium 226 ¹	0,0059	48	520	63	0,2
Radium 228 ¹	0,003	8,5	52	63	0,2
Uranium 234 ¹	0,0004	0,016	0,93	14	0,7
Uranium 235 ¹	0,0004	0,0052	1	16	0,7
Uranium 238 ¹	0,003	0,012	5,6	16	0,7

pCi/L picocuries par litre

* Concentration maximale acceptable pour l'eau potable définie aux États-Unis (US EPA, 2009; ATDSR, 2004 pour le Cs137).

¹ Abualfarj *et al.* (2014)

² NYSDEC (2011).

³ URS Corporation (2010).

⁴ Palmerton Group (2009).

Au Québec, l'activité volumique des différents radioéléments n'a pas été mesurée dans les eaux de reflux hydraulique issues du shale de l'Utica. Toutefois, étant donné la dépendance entre le niveau de SDT et la concentration en radium (Rowan *et al.*, 2011), il n'est pas attendu que ces eaux au Québec présentent une activité semblable à celle du shale de Marcellus, du bassin appalachien. D'ailleurs, les eaux usées de Marcellus contiennent statistiquement plus de radium que les eaux provenant des autres formations géologiques (Rowan *et al.*, 2011).

Bactéries

Les bactéries hétérotrophes ont fait l'objet d'analyses dans les eaux usées du shale de Marcellus. Des concentrations de l'ordre de 565 UFC/mL (unités formatrices de colonies par mL) pour les bactéries hétérotrophes (n = 3/5) avaient été rapportées pour un faible nombre d'échantillons en 2013.

Toutefois, l'origine des bactéries n'est pas forcément souterraine. La contamination de l'équipement, des intrants ou de l'eau utilisée pour le forage et la fracturation peut en être la source de départ (NAE, 2014; Kahrilas *et al.*, 2015). De plus, l'entreposage prolongé ou la réutilisation des fluides de forage et de fracturation, leur transport, de même que les températures élevées auxquelles celles-ci sont exposées sous la terre peuvent favoriser leur prolifération (Kahrilas *et al.*, 2015; NAE, 2014). Enfin, le nombre d'espèces et de taxons présents est très variable, peut changer grandement dans le temps et dépend à la fois de la méthode de fracturation, des caractéristiques du shale présent et de l'entreposage subséquent des eaux usées (NAE, 2014; Mohan *et al.*, 2013a; Mohan *et al.*, 2013b). Dans certaines conditions, la prolifération de bactéries anaérobies sulfidogéniques – capables de

produire des sulfures à partir d'autres sources de soufre que les sulfates – des genres *Halanaerobium*, *Vibrio*, *Shewanella* et *Thermoanaerobacter* peuvent entre autres entraîner des enjeux pour la qualité de l'eau et de l'air par la production de sulfures plus importante que prévue (Vidic *et al.*, 2013; Mohan *et al.*, 2013b).

2.3 Intrants retrouvés dans les eaux usées gazières

Soixante-deux (62) composés chimiques différents, entrant dans la composition des 36 produits commerciaux utilisés comme intrants, ont été utilisés pour la fracturation du shale de l'Utica au Québec (MDDEFP, 2013). Parmi ceux-ci, seuls les dérivés d'acide benzènesulfonique représentés par l'analyse des hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₁₆ et ceux représentés par l'analyse des chaînes de carbone C₁₀-C₅₀ ont été mesurés et détectés. Dans l'étude E3-5, une liste des composés utilisés au Québec et retrouvés dans les eaux usées gazières provenant du shale de Marcellus aux États-Unis avait néanmoins été présentée à titre indicatif. Le tableau 3 présente une mise à jour de la détection de ces mêmes 62 composés, selon la plus récente littérature. Il y aurait lieu de compléter cette vérification avec l'ajout des autres composés susceptibles d'être utilisés au Québec, identifiés dans l'étude AENV-12. La liste complète des 125 composés maintenant identifiés comme intrants potentiels pour la fracturation hydraulique est présentée à l'annexe 2.

Tableau 3 Composés retrouvés dans les eaux usées gazières et pétrolières qui proviennent des intrants de fracturation de l'étude E3-5

N° CAS	Nom de la substance	Fonctions	Sources bibliographiques
64-19-7	Acide acétique	Antitartre, tampon acide	1, 2
64743-02-8	Alpha-alcènes, C > 10	Inhibiteurs de corrosion	4
—	Alkoxylates d'alkyle	Surfactants	4, 5
7782-50-5	Chlore	Fluide de stimulation	1
25265-71-8	Dipropylène glycol	Antitartre, additif acide	4
—	Alcool	Surfactant	4
68131-39-5	Alcools éthoxylés, C ₁₂ -C ₁₅	Stimulateurs de reflux, surfactants	4
78330-19-5	Alcools éthoxylés, ramifiés	Anti-émulsifiants	4
68951-67-7	Alcools éthoxylés C ₁₄ -C ₁₅	Inhibiteurs de corrosion	4
111-76-2	2-Butoxy éthanol	Surfactant, réducteur de tension de surface, agent acidifiant	4
9016-45-9	Nonyl phénol éthoxylé	Surfactant	4
91744-20-6	Esters d'acides gras	Réducteurs de friction	4
—	Glycol	Surfactant	4
67-63-0	Isopropanol	Inhibiteur de corrosion, anti-émulsifiant, stimulateur de reflux, agent acidifiant, fluide de stimulation	1,2
67-56-1	Méthanol	Anticorrosion, agent acidifiant	1,2
91-20-3	Naphtalène	Inhibiteur de corrosion	1, 2,4
57-55-6	Propane-1,2-diol	Stimulateur de reflux	1,2
72480-70-7	Dérivés de quinoline	Inhibiteur de corrosion	4
—	Terpène	Surfactant	4
112-27-6	Triéthylène glycol	Stimulateur de reflux, antibactérien	4
107-21-1	Éthylène glycol	Antitartre, agent de réticulation, réducteur de friction, agent gélifiant	4
95-63-6	1,2,4-Triméthylbenzène	Inhibiteur de corrosion	1,2
68584-22-5	Dérivés d'acide benzènesulfonique (C ₁₀ -C ₁₆)	Réducteurs de friction	3
—	Hydrocarbures pétroliers (C ₁₀ -C ₅₀)	Surfactants	3

1 : URS Corporation (2010).

2 : Hayes et Severin (2012).

3 : Caractérisation des eaux usées au Québec 2008-2011.

4 : Orem *et al.* (2014), contaminants exacts ou apparentés, issus du shale de Marcellus ou d'autres shales.5 : Thurman *et al.* (2014), contaminants exacts ou apparentés, issus du shale de Marcellus ou d'autres shales.

Cette liste inclut des produits apparentés ou détectés dans les eaux usées provenant d'autres shales, car il y a peu de littérature disponible sur le sujet. De plus, la transformation potentielle des composés après le passage du fluide de fracturation dans le shale complique l'établissement de liens clairs permettant de confirmer la provenance réelle des composés mesurés (Orem *et al.*, 2014; Carter *et al.*, 2013). Selon les informations colligées par Soeder *et al.* (2014) et provenant d'une étude de l'US EPA (2011), 132 composés (différents ou apparentés) ont pu être mesurés dans les eaux usées gazières et pétrolières aux États-Unis. En général, il semble que ces contaminants puissent se retrouver dans les premières eaux qui refont surface après une fracturation et que leur présence, généralement mesurée à partir des indicateurs de la présence de ces contaminants organiques que sont les carbones organiques total (COT) ou dissous (COD) et la DBO₅, diminue au fil du temps à la suite de leur dilution dans l'eau de formation, des réactions biochimiques, de la dégradation microbienne et de la biotransformation possible (dégradation ou prise en charge). Des explications sont données dans l'étude de l'US EPA de 2015.

2.4 Origine des principaux contaminants mesurés

Dans l'étude E3-5, une évaluation de l'origine des principaux contaminants retrouvés dans les eaux usées gazières avait été présentée. On y comparait les concentrations de quelques contaminants mesurés dans les fluides de fracturation utilisés aux États-Unis avec celles des eaux de reflux du shale de Marcellus. Cette comparaison permettait de cibler les substances dont l'origine est principalement naturelle. L'augmentation de leur concentration dans les eaux de reflux témoignait ainsi de leur présence naturelle dans le milieu, puis de leur mobilisation subséquente vers la surface.

Certains des contaminants naturels identifiés avaient également été détectés dans les eaux usées gazières issues de l'exploration du shale d'Utica au Québec (MDDEFP, 2013). Ces contaminants sont principalement le phosphore, les solides dissous totaux ainsi que certains métaux, ions majeurs, composés organiques volatils et composés phénoliques. Par ailleurs, certains contaminants semblent associés à la fois à une origine naturelle ainsi qu'aux sous-produits de dégradation et de réaction des composés utilisés lors du forage ou de la fracturation hydraulique, ou encore à des composés formés par l'interaction des réactifs utilisés dans les intrants avec les substances naturellement présentes dans le milieu. La source de certains contaminants demeure toutefois indéterminée.

Les radioéléments font partie des contaminants ayant une origine naturelle (Rowan *et al.*, 2011; Hayes, 2009), et pourraient conséquemment être retrouvés dans les eaux de reflux au Québec, provenant de sites d'exploitation où les formations géologiques présentes en contiendraient déjà.

Le tableau 3 présente un ensemble d'informations fournissant des indices quant à l'origine des composés qui ont été retrouvés dans les eaux usées issues du shale de l'Utica. Pour certains contaminants, leur présence naturelle a déjà été confirmée dans le shale de l'Utica, ou encore ils font partie de la composition des intrants de forage ou de fracturation au Québec. L'exercice a été complété avec les données de Hayes et Severin (2012). Leurs données ayant été obtenues à partir des analyses (i) sur la source d'eau brute, à la base fluide de fracturation, avant ajout des intrants, (ii) sur le fluide de fracturation avec tous les intrants, puis (iii) sur les eaux de reflux récoltées 1, 5 ou 14 jours après la fracturation, il est possible de mieux cerner les variations de concentrations de plusieurs contaminants et ainsi de mieux en évaluer l'origine. Comme pour l'étude E3-5, certaines données du Palmerton Group (2009) ont aussi été utilisées pour l'exercice, lorsque les concentrations dans le fluide de fracturation et dans les eaux usées étaient disponibles. Néanmoins, comme mentionné par Hayes (2009), la réutilisation des eaux usées pour d'autres opérations (forage, fracturation) peut fausser l'interprétation quant à l'origine présumée d'un contaminant.

Pour ce qui est des variations de pH, les données de Hayes et Severin (2012) montrent que le fluide de fracturation peut être soit plus acide, soit plus basique que l'eau brute analysée avant l'ajout d'intrants. De la même manière, les eaux de reflux sont parfois plus acides, parfois plus basiques lorsque comparées au fluide de fracturation. Conséquemment, ces résultats suggèrent des influences variables sur le pH, selon les intrants utilisés, les conditions dans lesquelles la fracturation est effectuée et selon les caractéristiques de l'eau de formation en présence.

Tableau 4 *Origine présumée des contaminants retrouvés dans les eaux usées gazières issues du shale de l'Utica*

No CAS	Contaminants	Indicateur d'origine
Chimie générale		
-	Carbone organique total (COT)	3
-	Conductivité	1, 3, 4
-	Couleur vraie	*
-	DBO ₅	3
-	DCO	3, 4
-	Huiles et graisses totales	3, 4

No CAS	Contaminants	Indicateur d'origine
-	MES	3, 4
-	pH	*
-	Solides dissous totaux (SDT)	1, 3, 4
Ions		
007664-41-7	Azote ammoniacal	2, 3, 4
07727-37-9	Azote Kjeldahl	3
07440-70-2	Calcium	1, 2, 4
-	Chlorures	1, 2, 3, 4
16984-48-8	Fluorures	1, 4
07439-95-4	Magnésium	1, 4
-	Nitrites-nitrates	*
07440-09-7	Potassium	1, 2, 4
07440-23-5	Sodium	1, 2, 4
14808-79-8	Sulfates	1, 2, 3
18496-25-8	Sulfures	2
Métaux		
07440-38-2	Arsenic	1, 4
07440-39-3	Baryum	1, 4
07440-42-8	Bore	1, 4
00100-41-4	Nickel	1
07439-92-1	Plomb	1, 4
57723-14-0	Phosphore	1, 4
07440-66-6	Zinc	1, 4
Hydrocarbures pétroliers		
-	C ₆ -C ₅₀	2
Composés organiques volatils et semi-volatils		
00071-43-2	Benzène	1, 2, 4
00100-41-4	Éthylbenzène	1, 2, 4
00108-88-3	Toluène	1, 4
001330-20-7	Xylène	1, 2
Composés phénoliques		
000095-48-7	2-Méthylphénol	4
000106-44-5	4-Méthylphénol	1, 4
000105-67-9	2,4-Diméthylphénol	1, 4
000100-02-7	4-Nitrophénol	1
00108-95-2	Phénol	1, 4
000088-06-2	2,4,6-Trichlorophénol	1

1 : Naturellement présent dans le shale d'Utica et identifié dans l'étude E3-5 (2013).

2 : Entre dans la composition des intrants de forage ou de fracturation (MDDEFP, 2013).

3 : Concentration plus élevée dans le fluide de fracturation après ajout des intrants que dans la source d'eau brute (Hayes *et al.*, 2012).

4 : Concentration plus élevée dans les eaux usées que dans le fluide de fracturation (Hayes et Severin, 2012; Palmerton Group, 2009).

Hayes (2009) mentionne par ailleurs que de grandes variations de DCO sont observées autant dans l'eau brute à la base du fluide de fracturation que dans l'eau de reflux, et que ces variations semblent être dues à la réutilisation des eaux usées. Conséquemment, lorsque de l'eau usée est réutilisée, la DCO plus élevée dans le fluide de fracturation après ajout des intrants pourrait ne pas être liée nécessairement aux intrants utilisés.

Dans le cas de nombreux contaminants (COT, DBO₅, DCO, huiles et graisses totales, MES et azote Kjeldahl), il est très difficile de conclure par rapport à l'origine présumée. Ces mesures constituent un ensemble de contaminants potentiels présents dans les intrants, dans le shale ou dans les deux, et seule une caractérisation beaucoup plus précise permettrait d'en déterminer la composition. Cela est

particulièrement vrai pour le COT, qui peut être un mélange de nombreuses substances organiques très différentes et posant chacune un risque environnemental tout aussi variable (Orem *et al.*, 2014). D'autres mesures telles les SDT et la conductivité sont aussi une somme de nombreuses substances, mais leur origine naturelle a été maintes fois prouvée (Blanch *et al.*, 2009; Dresel et Rose, 2010; Hayes et Severin, 2012).

Le cas du 2-méthylphénol est particulier : il pourrait être un produit de transformation d'autres composés phénoliques.

2.5 Contaminants les plus préoccupants pour le milieu aquatique

Tous les contaminants ne présentent pas les mêmes risques pour l'environnement. Malgré de fortes concentrations, certains contaminants peuvent avoir de faibles impacts, alors que d'autres contaminants peuvent amener des conséquences néfastes même à de faibles concentrations. La majorité des études consultées, incluant celle de l'US EPA (2015), ont comparé, pour identifier les contaminants les plus préoccupants, les concentrations mesurées dans les eaux de reflux hydraulique aux concentrations maximales acceptables établies pour l'eau potable (Volz *et al.*, 2011; Ferrar *et al.*, 2013; Abualfaraj *et al.*, 2014; US EPA, 2015; Ziemkiewicz et He, 2015). Dans l'exercice qui suit, les données de caractérisations d'eaux usées ont plutôt été comparées à des indicateurs de qualité des eaux usées.

Les indicateurs retenus sont les exigences précisées dans les *Lignes directrices provisoires sur l'exploration gazière et pétrolière* (MDDELCC, 2014), ainsi que des indicateurs de qualité référant à des risques d'effets sur la vie et le milieu aquatiques.

Ces indicateurs sont exprimés en concentrations et ne tiennent pas compte des volumes rejetés à ces concentrations, ils n'informent donc pas sur les risques réels pour un milieu donné. Ils ont été utilisés afin de relativiser les concentrations obtenues dans les eaux non traitées par rapport à la toxicité propre à chacun des contaminants. Conséquemment, les risques associés à un déversement, à une fuite ou à un rejet d'eaux usées doivent être évalués au cas par cas pour un site donné, ce qui va au-delà de la présente étude.

2.5.1 Exigences de rejet des eaux usées gazières ou pétrolières

Selon les recommandations des *Lignes directrices provisoires sur l'exploration gazière et pétrolière* (MDDELCC, 2014), les 14 contaminants présentés dans le tableau 5 ainsi que la toxicité aiguë devraient être soumis, dans le certificat d'autorisation du MDDELCC, à des exigences de concentrations maximales dans les eaux usées à respecter à l'effluent final. Le tableau 5 permet de faire la comparaison entre les exigences recommandées pour le rejet d'un effluent traité et les concentrations maximales et médianes mesurées dans les eaux de reflux avant traitement.

Les 14 contaminants chimiques visés par des exigences technologiques ont tous présenté, aux États-Unis, des concentrations maximales avant traitement au-delà de ces exigences. Même en utilisant les données obtenues au Québec, de loin inférieures aux données américaines, la comparaison confirme le besoin de traitement de ces eaux pour 11 des 12 contaminants analysés au Québec. Lorsque la comparaison se fait plutôt avec les concentrations médianes, les exigences pour le pH, les fluorures, le mercure et le zinc sont respectées avant traitement.

Tableau 5 *Comparaison des exigences de rejet recommandées et des concentrations maximales et médianes mesurées dans les eaux usées non traitées aux États-Unis*

Contaminants	Exigences de rejet – Eaux usées traitées (mg/L)	Concentrations maximales rapportées aux États-Unis – Eaux usées non traitées (mg/L)	Concentrations médianes rapportées aux États-Unis – Eaux usées non traitées (mg/L)	Dépassements des médianes
pH	6-9,5	11,6	6,6	
Baryum	1	13 900	164	X
Chlorures	600	196 000	34 000	X
DBO ₅	30	1 950	144	X
Fluorures	2	58	1,7	
Hydrocarbures pétroliers C ₁₀ -C ₅₀	2	100	NA	X
Mercure	0,001	0,065	0,0002	
MES	30	3 220	102	X
Solides dissous totaux	1 500	345 000	55 000	X
Substances phénoliques totales	0,02	NA	NA	X
Strontium	10	4 830	1 080	X
Sulfures totaux	1	5,6	2,4	X
Zinc	1	247	0,12	
Radium 226 (Bq/L)	1,11	629	48,1	X
Toxicité aiguë (UTa)	1	91*	NA	

* Résultats obtenus au Québec (MDDEFP, 2013)

Les *Lignes directrices* précisent que les eaux usées gazières ou pétrolières doivent être caractérisées conformément à un programme de suivi qui réfère à une liste plus complète de composés.

Toxicité globale aiguë

Aucun nouvel essai de toxicité sur les eaux usées gazières n'a été réalisé au Québec depuis 2013. Seuls quatre échantillons avaient été soumis aux essais de toxicité aiguë usuels (MDDEFP, 2013). Ces résultats confirmaient le potentiel de toxicité aiguë des eaux usées avant traitement (tableau 6), du moins pour l'une des espèces testées (daphnies), et ce, même pour des échantillons possiblement dilués.

Ce qui n'est pas surprenant, étant donné que les eaux de reflux avant traitement contiennent de nombreux contaminants en concentrations supérieures aux seuils de toxicité aiguë ainsi qu'aux seuils de toxicité chronique pour la vie aquatique, comme on pourra le constater dans le tableau 7, à la section suivante.

Tableau 6 *Résultats des essais de toxicité aiguë globale réalisés sur quatre échantillons d'eaux usées gazières prélevés le 30 novembre 2010 et provenant de quatre puits différents*

Erreur ! Liaison incorrecte.* 100 % de mortalité dans l'effluent concentré à 100 %

Aucun autre résultat de toxicité aiguë ou chronique sur des eaux usées gazières ou pétrolières avant traitement n'a été recensé. Ces essais sont habituellement utilisés pour évaluer et limiter la toxicité globale des rejets d'eaux usées traitées.

2.5.2 Indicateurs de qualité des eaux usées

Les contaminants les plus préoccupants pour le milieu aquatique sont ici établis sur la base d'une comparaison entre les données médianes obtenues au Québec et aux États-Unis et des indicateurs de qualité pour les eaux usées. Pour ce faire, les critères de qualité de l'eau de surface (MDDEFP, 2013) ont servi de base à l'établissement de ces indicateurs de qualité, car ils fournissent des valeurs relatives quant à la toxicité propre à chacun des contaminants. Les résultats d'eaux usées non traitées ne sont pas comparés directement à ces critères de la qualité des milieux naturels, car l'exercice n'aurait pas été discriminant. Les eaux usées de forage et de fracturation hydraulique, avant traitement et avant dilution dans un plan d'eau, sont toxiques pour la vie aquatique, compte tenu des teneurs observées pour un grand nombre de contaminants.

Pour faire ressortir les contaminants les plus susceptibles d'être préoccupants pour la vie aquatique une fois dans l'environnement aquatique, les concentrations maximales mesurées pour chacun des contaminants ont été comparées aux indicateurs suivants :

- La valeur aiguë finale à l'effluent (VAFe), qui est la concentration théorique d'une substance pouvant entraîner 50 % de mortalité sur des organismes aquatiques sensibles, même dans le cas d'une exposition de courte durée. Cette valeur est habituellement comparée directement aux concentrations contenues dans un effluent traité pour évaluer les risques de toxicité globale aiguë à l'effluent;
- 100 fois le critère de protection de la vie aquatique chronique (100 x CVAC);
- 100 fois le critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques (100 x CPCO). Pour le mercure, le facteur de 100 n'est pas appliqué et la valeur du CPCO est utilisée telle quelle.

Ces indicateurs sont habituellement comparés aux concentrations contenues dans une eau usée traitée lorsque le rejet se fait dans un milieu offrant une bonne capacité d'assimilation. Dans la présente étude, ils servent uniquement à faire ressortir les contaminants les plus préoccupants.

La liste des contaminants les plus préoccupants au regard de ces indicateurs est présentée dans le tableau 7. Le détail de ces exercices de comparaison entre les concentrations maximales relevées tant au Québec qu'aux États-Unis et les trois indicateurs retenus est fourni dans les tableaux A1, A2 et A3 de l'annexe 1.

Tableau 7 *Contaminants les plus préoccupants pour la qualité de l'eau de surface au Québec, selon les concentrations relevées dans les eaux usées gazières issues du shale de l'Utica au Québec ou du shale de Marcellus aux États-Unis*

Contaminants	Indicateurs de la qualité des eaux gazières non traitées		
	Vie aquatique (Effet léthal)	Vie aquatique (Effet sous-léthal)	Contamination potentielle de la chair des poissons
	VAF _e	100 x CVAC	100 x CPCO ou CPCO*
Chimie générale			
Azote ammoniacal	2	2	
Bromures			
Chlorures	1, 2	2	
Cyanures	2	2	
DBO ₅		1, 2	
Fluorures	2	2	
MES		2	
Nitrites	2	2	
pH		1, 2	
Solides dissous totaux	1, 2	2	
Sulfites		2	
Métaux			
Argent	2	2	
Baryum	1, 2	2	
Béryllium	2	2	
Bore	2		
Cadmium	2	2	
Chrome	2		
Cuivre	2	2	
Fer	1, 2	2	
Lithium	2	2	
Manganèse		2	
Mercure	2		1, 2
Molybdène	2		
Plomb	1, 2	1, 2	
Sélénium	2		
Strontium	2	2	
Thallium	2	2	2
Zinc	1, 2	1, 2	
Contaminants organiques			
Benzène	2		
Benzo(a)pyrène			2
Chloroéthène (chlorure de vinyle)			2
Dibromochlorométhane			2
Éthylbenzène	2		
Hydrocarbures pétroliers C ₁₀ -C ₅₀	1	1	
Naphtalène	2	2	
Pentachlorophénol	2	2	
Tétrachlorométhane	2		
Toluène (méthylbenzène)	2	2	
1,2,4-Trichlorobenzène	2		
1,1,1-Trichloroéthane	2		
1,2,4-Triméthylbenzène	2		
Xylène	2	2	

1 : Dépassement de l'indicateur selon les concentrations maximales relevées au Québec.

2 : Dépassement de l'indicateur selon les concentrations maximales relevées aux États-Unis.

* Valeur CPCO seulement pour le mercure.

L'exercice fait ressortir une série de contaminants de chimie générale (MES, DBO, ions, nutriments), une série de métaux, sous la forme de métal extractible total, et certains contaminants organiques.

Il n'existe pas d'indicateur officiel d'effet léthal ou d'effets sous-létaux pour tous les contaminants. Il n'y en a pas notamment pour la conductivité, les MES, les SDT et les bromures. Il en va aussi de même pour le COT (qui peut constituer un ensemble de composés organiques potentiellement toxiques (Orem *et al.*, 2014)), la DBO₅, la DCO, puis pour certains ions (calcium, magnésium, potassium et sodium). Ces derniers sont toutefois évalués à travers les mesures de conductivité ou de SDT. Ces contaminants mesurés dans certains échantillons québécois et américains sont en concentrations élevées ou très élevées. Leurs effets potentiels sont importants, même s'ils ne ressortent pas dans le présent exercice.

Divers autres outils permettent d'en évaluer les risques, notamment les essais de toxicité aiguë ou chronique qui permettent l'évaluation de la toxicité globale de ces eaux. Les *Lignes directrices provisoires sur l'exploration gazière et pétrolière* (MDDELCC, 2014) contiennent une exigence et un suivi de la toxicité aiguë (léthalité) qui permettent de limiter la toxicité de ces contaminants dans les eaux usées traitées. Les effets sous-létaux cumulés des divers contaminants pourraient aussi être évalués à partir d'essais de toxicité chronique, qui tiendraient compte des contaminants pour lesquels les indicateurs de qualité sont manquants.

Aucun critère de qualité officiel n'a été publié sur les SDT en raison de la variabilité des effets qu'une même concentration en SDT peut entraîner selon la combinaison d'ions en présence. Une valeur guide de 1 340 mg/L pour la protection de la vie aquatique a été publiée en 2000 (Goodfellow *et al.*, 2000) et celle-ci a été utilisée dans le présent exercice. Certains États américains limitent les chlorures et les sulfates au lieu de limiter les SDT. Bien qu'un critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique relatif aux SDT n'ait pas encore été officiellement adopté pour le Québec, il est reconnu que ce paramètre, aux teneurs mesurées, peut s'avérer problématique pour l'environnement. Aux États-Unis, une étude portant sur un cours d'eau recevant des rejets d'eaux de fracturation a démontré que la concentration mesurée en aval de ces rejets pouvait être suffisante pour dégrader l'environnement (Christie, 2012). Les concentrations mesurées dans le panache de dispersion de 200 m pouvaient mener à une déplétion en oxygène et à des effets toxiques sur la faune piscicole. Ces mesures ont été prises en aval de sept stations de traitement situées dans les bassins versants des rivières Allegheny et Monongahela, et les conclusions tirées sont propres aux conditions dans lesquelles les effluents ont été déversés. Les concentrations en SDT rejetés étaient grandement supérieures à celles mesurées (ou estimées à partir des concentrations en chlorures) au Québec.

Pour la majorité des métaux rapportés dans le tableau 1, les limites de détection de la méthode de dosage qui a été employée au Québec ne permettent pas de vérifier le respect de la VAF_e ou du 100 x CVAC. Néanmoins, la comparaison avec les données américaines disponibles permet de considérer tous ces métaux comme pouvant présenter un risque pour l'environnement s'ils devaient y être rejetés tels quels. Le même constat peut être fait pour les concentrations en BTEX.

Le critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques (CPCO), servant principalement à établir des objectifs environnementaux de rejet pour les effluents traités, a été utilisé ici comme un indice de la présence de contaminants présentant un potentiel de bioaccumulation dans les organismes aquatiques. Le CPCO représente la concentration au-delà de laquelle les organismes aquatiques peuvent commencer à accumuler la substance à des niveaux impropres à la consommation. La comparaison de cet indicateur avec les résultats de caractérisation (tableau A3 de l'annexe 1) permet ainsi de déterminer si ces eaux usées contiennent des contaminants qui seraient susceptibles de se bioaccumuler dans les organismes aquatiques. Parmi les contaminants qui ont le potentiel de se bioaccumuler dans les organismes aquatiques, on retrouve principalement le mercure, le sélénium et le thallium et, dans une moindre mesure, quelques composés organiques dont des HAP.

Le mercure devrait faire l'objet d'une attention particulière. Les concentrations relevées devront être évaluées en tenant compte des quantités d'eaux usées qui pourraient être rejetées dans le milieu. Le thallium devrait aussi être considéré comme un contaminant à surveiller, advenant toute nouvelle opération de forage et de fracturation au Québec.

Plusieurs études ont montré que le sélénium peut fortement se bioaccumuler (Ramirez, 2005; WVDEP, 2009; SETAC, 2009). Néanmoins, les concentrations relevées au Québec et aux États-Unis demeurent 10 fois inférieures à cet indicateur.

Peu de données sont disponibles pour de nombreuses substances qui entrent dans la composition des intrants utilisés pour la fracturation hydraulique (surfactants, glycols, biocides, etc.) de même que pour les bactéries et les radioéléments. Conséquemment, ces contaminants seraient à suivre afin de déterminer si les concentrations relevées peuvent dépasser leurs indicateurs de qualité pour les eaux usées. De plus, une meilleure caractérisation permettrait de mieux cibler les traitements appropriés pour les contaminants présentant des concentrations particulièrement préoccupantes (Stringfellow *et al.*, 2014; Thurman *et al.*, 2014).

Conséquemment, et comme indiqué dans les *Lignes directrices provisoires sur l'exploration gazière et pétrolière* du MDDELCC, une caractérisation préalable des eaux usées gazières ou pétrolières émanant de chaque site d'exploitation devra être réalisée afin de déterminer quels sont les contaminants présentant un risque réel dans un site donné. Au cas par cas, des objectifs environnementaux de rejet, qui tiennent compte des critères de qualité mais aussi des charges rejetées et des conditions propres au milieu récepteur de ces eaux usées (MDDEP, 2007), pourront être établis.

2.6 Analyse

Les risques de déversements accidentels ou de fuites étant documentés, il est nécessaire de connaître la composition des fluides et des eaux usées de forage et de fracturation non traitées. De plus, cette information permet de valider la liste des contaminants les plus préoccupants dans les rejets d'eaux usées traités.

L'étude E3-5 de 2013 avait permis de confirmer les listes de contaminants visés par les *Lignes directrices provisoires sur l'exploration gazière et pétrolière* (MDDELCC, 2014), de documenter les contaminants les plus préoccupants et d'identifier ceux pour lesquels des suivis exploratoires seraient nécessaires (MDDEFP, 2013). La mise à jour de ces informations permet de préciser certains constats.

Dans le tableau 8 sont présentés les contaminants les plus préoccupants, en regard des concentrations maximales tirées de la compilation des données d'eaux usées gazières ou pétrolières issues du shale de Marcellus par rapport aux exigences de concentrations recommandées pour les effluents traités (section 2.5.1), et par rapport aux indicateurs de qualité des eaux usées (section 2.5.2). La liste de ces contaminants les plus préoccupants est présentée dans le tableau 8, accompagnée de la liste des contaminants visés par une exigence de rejet (exigence de concentration maximale à l'effluent traité) ou de suivi dans les *Lignes directrices*.

Tableau 8 *Contaminants les plus préoccupants accompagnés de leur exigence de rejet et de suivi*

Contaminants	Dépassement des exigences technologiques à l'effluent final ¹ (valeurs maximales)	Dépassement des indicateurs de qualité ² (valeurs maximales)	Exigence de concentration maximale ou de suivi ¹
Chimie générale (inorganique)			
Alcalinité totale			Suivi
Arsenic			
Azote ammoniacal		X	Suivi
Azote total Kjeldhal			Suivi

Contaminants	Dépassement des exigences technologiques à l'effluent final ¹ (valeurs maximales)	Dépassement des indicateurs de qualité ² (valeurs maximales)	Exigence de concentration maximale ou de suivi ¹
Bromures			Suivi ou exigence si en amont d'une prise d'eau potable
Chlorures	X	X	Exigence et suivi
Conductivité			Suivi
Cyanures		X	Suivi
DBO ₅	X	X	Exigence et suivi
DCO			Suivi
Fluorures	X		Exigence et suivi
MES	X	X	Exigence et suivi
Nitrates			Suivi
Nitrites		X	Suivi
pH	X		Exigence et suivi
Phosphore			Suivi
Solides dissous totaux et ions	X	X	Exigence et suivi
Sulfates			Suivi
Sulfites		X	
Sulfures totaux	X		Exigence et suivi
Métaux extractibles totaux			
Aluminium			Suivi
Argent		X	Suivi
Baryum	X	X	Exigence et suivi
Béryllium		X	Suivi
Bore		X	Suivi
Cadmium		X	Suivi
Chrome		X	Suivi
Cuivre		X	Suivi
Fer		X	Suivi
Lithium		X	Suivi
Manganèse		X	Suivi
Mercur	X		Exigence et suivi
Molybdène		X	Suivi
Plomb		X	Suivi
Sélénium		X	Suivi
Strontium	X	X	Exigence et suivi
Thallium		X	Suivi
Zinc	X		Exigence et suivi
Autres métaux			Suivi
Contaminants organiques volatils et semi-volatils			
Benzène		X	Suivi
Benzo(a)pyrène		X	Suivi
Chloroéthène (chlorure de vinyle)		X	Suivi
Dibromochlorométhane		X	Suivi
Éthylbenzène		X	Suivi
Naphtalène		X	Suivi
Tétrachlorométhane		X	Suivi
Toluène (méthylbenzène)		X	Suivi
1,2,4-Trichlorobenzène		X	Suivi
1,1,1-Trichloroéthane		X	Suivi
1,2,4-Triméthylbenzène		X	Suivi
Xylène		X	Suivi
Autres COV et COSV			Suivi
Autres HAP			Suivi
Composés phénoliques			
Pentachlorophénol		X	
Composés phénoliques	X		Exigence et suivi
Hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀	X	X	Exigence et suivi
Surfactants anioniques (SABM)			Suivi
Radioéléments			

Contaminants	Dépassement des exigences technologiques à l'effluent final ¹ (valeurs maximales)	Dépassement des indicateurs de qualité ² (valeurs maximales)	Exigence de concentration maximale ou de suivi ¹
Radium 226	X		Exigence et suivi
Radioactivité (alpha et bêta) (Bq/l)			Suivi
Radioéléments naturels de la famille de l'U ²³⁸ et du Th ²³²			Suivi
Toxicité			
Toxicité aiguë	X	X	Exigence et suivi

¹ Tel que défini dans les *Lignes directrices provisoires sur l'exploration gazière et pétrolière* (MDDELCC, 2014).

² Les indicateurs de qualité de ces eaux usées sont la valeur aiguë finale à l'effluent; 100 fois le critère de vie aquatique chronique et 100 fois le critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques, tels que définis dans *Critères de qualité de l'eau de surface*, MDDEFP, 2013.

Les concentrations élevées en DBO₅ et en MES confirment qu'une filière de traitement visant ces deux indicateurs est nécessaire. Elle permettra à la fois de viser les composés organiques et les composés inorganiques qui leur sont associés. Les deux sont visés par des exigences de concentrations et de suivi.

Les contaminants les plus préoccupants que sont les solides dissous totaux, et les chlorures en particulier, sont visés par des exigences de concentrations maximales et de suivi. Le respect des concentrations maximales recommandées pour ces deux contaminants signifierait une forte diminution des autres contaminants.

Parmi les contaminants qui sont visés par des exigences de concentrations maximales, et pour lesquels les indicateurs de qualité d'eau n'indiquent pas de préoccupation majeure, il y a les fluorures et les sulfures totaux. Les fluorures sont visés par une exigence de suivi uniquement, ce qui permettra d'en évaluer le risque au cas par cas. L'exigence de rejet et de suivi pour les sulfures permet de tenir compte de toutes les formes de soufre, dont les sulfites, nouvellement identifiés comme pouvant être préoccupants.

Parmi les contaminants qui sont désignés comme étant préoccupants par les indicateurs de qualité des eaux usées et qui ne sont pas visés par une exigence de rejet, il y a l'azote ammoniacal et un bon nombre de métaux. Un suivi de l'azote ammoniacal est toutefois requis. Des exigences pour l'azote ammoniacal, dont la toxicité varie selon les conditions de température et de pH, pourraient être envisagées au cas par cas.

La plupart des métaux lourds présentent des concentrations maximales plus élevées que les indicateurs de qualité. Les métaux les plus préoccupants sont le baryum, le bore, le cuivre, le fer, le lithium, le strontium et le zinc. Le baryum, le strontium et le zinc sont tous les trois visés par une exigence de rejet. Le mercure est aussi visé par une exigence de rejet et de suivi. Tous les autres sont visés au minimum par un suivi qui permettra d'établir des charges rejetées et d'évaluer les risques.

À cela vient s'ajouter l'exigence sur les MES, qui aurait une incidence non négligeable sur les concentrations de métaux. De fait, les concentrations de métaux rapportées dans le tableau 1 sont exprimées en métal extractible total, mesurées avant l'enlèvement des MES. Le suivi réalisé par le Palmerton Group (2009) a fourni des résultats de concentrations sous forme de métal extractible total et de métal dissous (rapportés à l'annexe 8 de l'étude E3-5). Pour certains métaux, il y a une différence considérable entre les concentrations en métal dissous et les concentrations en métal extractible total retrouvées dans ces eaux usées, notamment pour l'aluminium, l'argent, le béryllium, le cadmium, le cuivre, le fer, le manganèse et le plomb. Cette information indique que l'enlèvement des MES de ces eaux usées non traitées réduirait possiblement les concentrations de certains

métaux à des niveaux sous les indicateurs de qualité. L'évaluation au cas par cas des risques liés aux concentrations et charges de métaux rejetés dans un milieu particulier demeurera nécessaire.

Même si les concentrations d'arsenic relevées à ce jour ne semblent pas être particulièrement préoccupantes à la fois dans le shale de l'Utica et celui de Marcellus, ce contaminant a toutefois déjà été retrouvé à des concentrations surpassant la concentration maximale acceptable dans l'eau potable provenant de puits privés situés à moins de 3 km de sites d'exploitation gazière du shale de Barnett (Fontenot *et al.*, 2013).

Un suivi de tous les ions et métaux serait toujours nécessaire en raison des caractéristiques de ces eaux usées et de la variabilité des concentrations d'un shale à l'autre. De même, la présence d'arsenic pourrait être problématique dans une région et pas dans une autre; elle pourrait donc être vérifiée.

Les nitrates et le phosphore ne ressortent pas comme étant préoccupants, toutefois leur suivi est recommandé dans les *Lignes directrices*, étant donné que les autres formes d'azote (ammoniacal et nitrites) se transformeront en nitrates si les conditions sont propices et que le phosphore peut devenir préoccupant s'il est déversé dans un milieu sensible.

Deux contaminants sont identifiés comme étant préoccupants en regard des indicateurs de qualité alors qu'ils ne sont visés ni par une exigence ni par un suivi. Ce sont le pentachlorophénol et les sulfites, ces derniers ayant été identifiés sur la base de très peu de données. Ce sont deux contaminants qui ne ressortent pas de façon systématique dans les études. Ils font partie des contaminants qui pourraient être pris en compte par une mesure de la toxicité globale des eaux, à partir d'essais de toxicité réalisés directement sur les eaux usées de forage ou de fracturation avant et après traitement.

Un bon nombre de composés organiques particuliers ressortent aussi comme étant préoccupants, tous visés au minimum par un suivi. Malgré le dépassement des indicateurs de qualité pour certains composés organiques à partir de concentrations maximales observées sur certains sites, l'ensemble des COV et COSV semble moins préoccupant, alors que seulement quelques composés ressortent de façon plus systématique dans les diverses études. Ce sont principalement le benzène, toluène, éthylbenzène et xylène, ainsi que certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), notamment le naphthalène et le benzo(a)pyrène. L'étude E3-5 concluait qu'un suivi particulier sur l'ensemble des COV et COSV devait être maintenu pour confirmer leur présence ou leur absence, d'autant plus que, à l'exception du toluène, ces substances se trouvent également dans la formulation des intrants (ex. : 1,2,4-triméthylbenzène, naphthalène) ou peuvent être des composés libérés du shale, comme l'ont montré notamment les résultats obtenus dans le cadre de l'étude de simulation (MDDEFP, 2013).

Un suivi exploratoire sur les eaux usées de sondage ou de fracturation non traitées aurait toujours un intérêt pour connaître les contaminants organiques naturellement présents dans les schistes du Québec et pour évaluer les risques liés à un déversement accidentel ou à une fuite. Par ailleurs, mis à part le suivi des contaminants particuliers mentionnés précédemment, le suivi régulier de l'ensemble des COV et COSV dans les eaux traitées n'apparaît plus essentiel.

Les hydrocarbures pétroliers, par leur présence potentielle dans les intrants de fracturation et par leur origine naturelle dans les shales explorés, font partie des contaminants les plus préoccupants, bien que des caractérisations soient toujours insuffisantes. Leur suivi est recommandé, selon une analyse portant sur les hydrocarbures totaux (C₁₀-C₅₀)⁵. L'analyse des hydrocarbures pétroliers totaux devrait éventuellement pouvoir être complétée par l'analyse de fractions plus précises d'hydrocarbures, dont la toxicité diffère d'une fraction à l'autre.

⁵ Hydrocarbures pétroliers totaux (C₁₀-C₅₀) : hydrocarbures totaux dont la longueur des chaînes de carbone comprend de 10 à 50 atomes.

Mis à part le pentachlorophénol, les composés phénoliques ne ressortent pas comme faisant partie des contaminants les plus préoccupants à partir des indicateurs servant à discriminer les contaminants les plus à risque pour la vie aquatique.

D'après les résultats et certains auteurs, les suivis plus exhaustifs, tels que ceux effectués pour les composés phénoliques, les COV et les COSV en général, ne s'avèreraient pas essentiels pour les suivis routiniers sur les eaux de reflux traitées. Certains composés ciblés doivent toutefois être maintenus (BTX, naphtalène).

Un suivi des glycols et de divers types de surfactants serait utile, car les données disponibles tant au Québec qu'aux États-Unis demeurent parcellaires. En effet, même si de manière générale les concentrations relevées sont souvent plutôt faibles (Palmerton Group, 2009), des études récentes montrent que certains d'entre eux sont détectés en concentrations très variables et que ces concentrations peuvent varier très rapidement dans le temps (Orem *et al.*, 2014; Thurman *et al.*, 2014). De fait, la présence de surfactants et de glycols dans les eaux usées serait le reflet de la composition du fluide de fracturation, et cette présence serait modifiée au fil du temps. Le suivi des surfactants fait partie des exigences de suivi contenues dans les *Lignes directrices*. Les méthodes d'analyse pourraient toutefois être adaptées au type de surfactants utilisés, notamment aux alcools éthoxylés fréquemment utilisés dans les intrants de fracturation (MDDEFP, 2013). Les glycols dont la toxicité directe pour la vie aquatique est faible ne ressortent pas avec les indicateurs utilisés et les données de caractérisation rapportées. Le suivi du propane-1,2-diol et de l'éthylène glycol pourrait s'avérer utile, car ceux-ci sont utilisés comme intrants de fracturation de façon systématique et, surtout, parce qu'ils ont été détectés dans certaines eaux usées non traitées. Par ailleurs, pour les eaux usées traitées, la présence de ces composés organiques se reflète dans l'analyse de la DBO₅, effet principal qu'ils occasionnent sur les écosystèmes.

Même si les bactéries n'ont pas fait partie de l'analyse, leur décompte pourrait être ajouté à un suivi des eaux de reflux, non pas tant pour leurs effets sur la vie aquatique que pour comprendre les phénomènes observés sur les contaminants présents. De fait, l'activité microbienne peut contribuer à altérer la forme que prendront certains métaux, incluant les radioéléments, amener la formation de gaz toxiques causant la corrosion des infrastructures et entraîner finalement une complication dans la gestion des eaux usées (Mohan *et al.*, 2013a).

Pour les radioéléments, l'exercice de comparaison entre des données de qualité et un indicateur de qualité n'a pas pu être réalisé dans la présente revue. De fait, les résultats d'analyse sont formulés en becquerels par litre, alors que l'indicateur de qualité pour la vie aquatique, qui tient compte de la dose totale d'énergie reçue par un organisme par unité de temps, s'exprime en $\mu\text{Gray/h}^6$. Malgré des données encore trop partielles, voire inexistantes au Québec, et malgré l'absence de comparaison des données à un indicateur de qualité pour la vie aquatique, le suivi de l'activité volumique du radium 226 ainsi que celle de certains radioéléments présentés dans le tableau 8 est recommandé. Même s'il est possible que les concentrations soient très variables d'un site à l'autre, la présence de ces contaminants doit être quantifiée. Le radium 226 ainsi que les radioéléments naturels de la famille de l'uranium et du thorium sont visés par des exigences de concentration maximale à respecter et de suivi.

Finalement, il demeure des incertitudes sur les effets potentiels de plusieurs composés organiques ou inorganiques contenus dans ces eaux, en raison de la variabilité dans les concentrations, des composés retrouvés d'une étude à l'autre, de l'absence d'indicateurs de qualité pour certains d'entre eux (radioéléments, bromures), des composés non analysés et du peu de données disponibles au Québec. De même, de nombreux composés ou leurs dérivés, contenus dans les intrants utilisés pour le forage ou la fracturation, peuvent se retrouver dans ces eaux usées. Pour en tenir compte, des exigences de rejet et de suivi sont recommandées pour la mesure de la toxicité globale aiguë des effluents d'eaux usées traitées, vérifiée à l'aide d'essais de toxicité sur deux organismes aquatiques d'eau douce. Les essais de toxicité aiguë permettent de mesurer les effets combinés de

⁶ Cette analyse va au-delà de la présente étude.

concentrations élevées de contaminants sur les organismes exposés durant une courte période. Toutefois, de manière à s'assurer d'évaluer les risques posés à moyen et à long terme, à plus basses concentrations, sur la vie aquatique d'eau douce, un suivi systématique de la toxicité globale chronique pourrait être envisagé.

2.7 Conclusion

Au Québec, les *Lignes directrices provisoires sur l'exploration gazière et pétrolière* (MDDELCC, 2014) définissent les paramètres visés et les exigences minimales de rejet à respecter à un effluent final d'eaux usées gazières ou pétrolières qui serait rejeté dans l'environnement. Elles définissent aussi la liste d'autres paramètres visés par un suivi à l'effluent final, suivi nécessaire pour documenter ces contaminants caractéristiques de l'activité afin d'en évaluer les risques.

L'étude E3-5 confirmait ainsi le besoin d'un suivi régulier au minimum pour les paramètres visés dans les *Lignes directrices* et indiquait le besoin de suivis exploratoires pour plusieurs contaminants mis en évidence par les études de simulation en laboratoire. Il s'agissait entre autres des composés organiques volatils et semi-volatils (COV et COSV), des composés phénoliques, des triméthylbenzènes, des glycols, du phosphore ainsi que de certains composés utilisés dans les intrants de fracturation et mis en évidence par les essais de simulation en laboratoire ou par des caractérisations d'études américaines (MDDEFP, 2013).

Aujourd'hui, la mise à jour des caractéristiques de ces eaux usées confirme que la liste des contaminants visés par les exigences de rejet et de suivi des *Lignes directrices* est toujours pertinente, bien que quelques ajustements soient possibles.

Parmi ces ajustements, l'ajout d'un suivi de la toxicité globale chronique des eaux usées de forage et de fracturation hydraulique traitées devrait être envisagé, advenant le rejet continu de ces eaux. Ce suivi permettrait de tenir compte de l'effet combiné des contaminants identifiés, de ceux pour lesquels il n'y a pas d'indicateurs de qualité disponibles et des composés contenus dans les intrants de fracturation qui n'ont pas été identifiés.

Finalement, en raison de la forme qu'a prise le développement de cette industrie aux États-Unis (jusqu'à 6 000 puits pour un seul État), il apparaît que si cette industrie venait à voir le jour au Québec, certains contaminants présents dans les eaux usées gazières devront être visés par une approche permettant de mesurer les effets cumulatifs. Cela s'explique par le fait que chacun des rejets pourrait localement ne pas être problématique, alors que l'ensemble des rejets dans un même plan d'eau le deviendrait. Le rejet d'ions et possiblement d'un certain niveau de radioactivité pourrait de plus nécessiter l'ajout d'un suivi des communautés biologiques dans les milieux affectés, pour vérifier si les exigences édictées pour les rejets sont suffisantes. Cette évaluation de l'impact cumulatif pourrait également inclure une évaluation de la vulnérabilité des prises d'eau potable aux solides dissous totaux, notamment aux chlorures et aux bromures.

3 VOLET 2 – PROGRAMMES DE SUIVI DU MILIEU AQUATIQUE ET IMPACTS SUR LES COMMUNAUTÉS BIOLOGIQUES

3.1 Programme de suivi du milieu aquatique

Les activités d'exploration et d'exploitation du pétrole et du gaz de schiste étant en augmentation, plusieurs intervenants sont en faveur de la mise en place de programmes de suivis propres à ces activités (US EPA, 2008; US EPA, 2011; MWMC, 2013). Au Maryland, où l'exploitation d'hydrocarbures de shale pourrait débuter bientôt (Associated Press, 2015), certains experts souhaitent qu'une caractérisation des eaux de surface et souterraines soit effectuée sur le site d'implantation et hors du site avant l'exploitation. Un suivi tous les deux ou quatre ans permettrait

d'établir des valeurs seuil naturelles sur lesquelles s'appuyer en cas de changement observable à la suite de l'implantation de puits d'exploitation gazière ou pétrolière (Eshleman et Elmore, 2013; MWMC, 2013). Ces experts proposent aussi que les suivis sur le site et hors du site soient maintenus pendant la durée de vie des projets. Le tableau 9 présente certains programmes de suivi liés aux activités de l'industrie du pétrole et du gaz de schiste. Ces différents programmes de suivi ont pour objectif de documenter les impacts sur les écosystèmes terrestres et aquatiques associés à l'exploration et l'exploitation du gaz et du pétrole de schiste.

Tableau 9 *Programmes de suivi dans le milieu aquatique liés aux activités de l'industrie du pétrole et du gaz de schiste répertoriés aux États-Unis et au Canada*

Programme	Juridiction	Type de suivi	Lien Internet
Remote Water Quality Monitoring Network (RWQMN) – Susquehanna River Basin Commission (SRBC)	États de New York et de la Pennsylvanie, É.-U.	communautés aquatiques / qualité de l'eau	http://mdw.srbc.net/remotewaterquality/
Institute for Energy and Environmental Research (IEER)	Pennsylvanie, É.-U.	communautés aquatiques / qualité de l'eau	http://energy.wilkes.edu/pages/231.asp
Programme Total maximum daily load (TMDL), à partir de la liste 303(d) de l'US EPA	Plusieurs États américains, dont la Virginie-Occidentale, É.-U.	communautés aquatiques / qualité de l'eau	http://www.dep.wv.gov/WWE/watershed/TMDL/Pages/default.aspx
Federal Multi-Agency Collaboration on Unconventional Oil and Gas Research	États-Unis	communautés aquatiques / qualité de l'eau	http://unconventional.energy.gov/
Horn River Basin Water Project	Colombie-Britannique	communautés aquatiques / qualité de l'eau	http://www.geosciencebc.com/s/HornRiverBasin.asp
River Alert Information Network (RAIN)	États de Pennsylvanie et de Virginie-Occidentale, É.-U.	qualité de l'eau	http://rainmatters.org/
Alliance for Aquatic Resource Monitoring (ALLARM)	États de Pennsylvanie, de New York et de Virginie-Occidentale, É.-U.	qualité de l'eau	http://blogs.dickinson.edu/marcellusmonitoring/overview/

PROGRAMMES DE SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'EAU ET DES COMMUNAUTÉS BIOLOGIQUES AQUATIQUES

Remote Water Quality Monitoring Network (RWQMN) – Susquehanna River Basin Commission (SRBC)

La SRBC (organisme public) a mis sur pied ce programme de suivi en janvier 2010, qui vise à mesurer et à rapporter en continu certains indicateurs de qualité de l'eau des petits cours d'eau situés dans la partie en amont du bassin versant de la rivière Susquehanna, soit dans le nord de la Pennsylvanie et dans le sud de l'État de New York (SRBC, 2014; SRBC, 2015). Les 59 stations du RWQMN (J. Shallenberger, comm. pers.) sont situées aux endroits où les activités de forage et de fracturation dans le shale de Marcellus sont le plus actives, de même qu'à certains endroits où les activités d'exploration ne sont pas prévues afin de recueillir des données de référence.

Le programme veut documenter toute problématique entourant l'exploitation du gaz et du pétrole de schiste (SRBC, 2012) :

- Sur le site : contaminations par des fuites, débordements ou fuites à partir des bassins de rétention des eaux usées, ruissellements de l'eau à partir du site d'exploitation;

- Hors site : rejets des eaux usées, déversements à la suite du transport par camion, impacts dus aux modifications du terrain associées au développement d'oléoducs, construction de routes.

Les principaux objectifs de ce programme de suivi sont : 1) établir un réseau de surveillance en temps réel à des endroits préoccupants dans le bassin versant de la rivière Susquehanna; 2) établir des conditions de référence dans des zones ciblées de ce bassin versant; 3) vérifier si les activités liées à l'industrie du gaz et du pétrole de schiste ou d'autres activités à potentiel polluant sont à l'origine des impacts négatifs sur la qualité locale de l'eau. Le RWQMN est essentiellement un réseau d'alerte précoce pour détecter les changements dans la qualité de l'eau causés par la pollution. Ces informations contribuent à améliorer la prise de décision concernant la gestion et l'utilisation de la ressource eau.

Les paramètres de qualité de l'eau tels la température, le pH, l'oxygène dissous, la conductivité, la turbidité et la profondeur de l'eau font l'objet d'un suivi en continu. Les sondes installées dans le milieu recueillent les données toutes les cinq minutes. Les données sont disponibles en quelques minutes pour le public sur le site Internet de la SRBC avec une indication « provisoire », en attendant la validation subséquente de celles-ci. La mesure de ces paramètres permet de déterminer si certains changements sont dus à des causes naturelles (précipitations acides, turbidité due aux tempêtes, géologie sous-jacente, variations saisonnières) ou aux activités d'exploration et d'exploitation du pétrole et du gaz de schiste. Des échantillons d'eau et des données sur la faune aquatique sont également recueillis à chaque station par la SRBC. Afin d'avoir des données saisonnières, toutes les huit à neuf semaines une prise de mesure avec des sondes YSI y est effectuée (température, pH, oxygène dissous, conductivité) et des prélèvements d'échantillons d'eau sont réalisés et acheminés à un laboratoire. Les différents paramètres analysés sont les suivants : acidité/alcalinité, chlorures, baryum, aluminium, solides dissous totaux (SDT), sulfates, COT, calcium, magnésium, sodium, potassium, nitrates, phosphore, alcalinité due aux carbonates, alcalinité due aux bicarbonates, dioxyde de carbone, bromures, strontium, lithium et particules alpha et bêta. Lors de ces visites de terrain, des mesures de débit sont également prises (SRBC, 2012). Un prélèvement de macroinvertébrés est réalisé une fois par an à chaque station, entre mai et octobre, dans les meilleurs habitats disponibles de rapides (*riffles*) et des plats courants (*runs*). Une évaluation physique de l'habitat est complétée au même moment (SRBC, 2012). Pour caractériser l'état de santé des cours d'eau échantillonnés, un indice d'intégrité biotique (IIB; *Index of Biotic Integrity, IBI*) est calculé. L'indice varie de 0 à 100, ce maximum étant la meilleure intégrité biotique. Les rivières ayant une valeur de l'IIB supérieure à 63 sont classées non perturbées. Six variables ou métriques composent l'IIB : la richesse des taxons, la richesse des taxons EPT (Éphéméroptères, Plécoptères, Trichoptères), l'indice biotique de Beck, l'indice biotique de Hilsenhoff, l'indice de biodiversité de Shannon et le pourcentage de taxons intolérants (SRBC, 2013). À certaines stations, des captures de poissons et un dénombrement d'espèces sont réalisés tout l'été et tout l'automne en association avec les autres activités de la *Susquehanna River Basin* (20 % des stations; J. Shallenberger, 2015, comm. pers.).

Le démarrage du RWQMN a été financé par des organismes privés et publics. À ce jour, les contributeurs sont :

- East Resources, Inc. (privé);
- New York State Energy Research and Development Authority (public);
- Pennsylvania Department of Conservation and Natural Resources (public);
- Headwaters RC&D Council Sinnemahoning Stakeholders Committee (public);
- Chesapeake Energy (privé).

La SRBC est financée en grande partie par les frais demandés pour les prélèvements d'eau sur son territoire. Les coûts de fonctionnement et les frais de maintenance sont estimés à 550 000 \$ US annuellement; le coût moyen d'installation d'une station est de 15 000 \$ US. (J. Shallenberger, 2015, comm. pers.).

Le partenariat avec le Pennsylvania Department of Conservation and Natural Resources (PADCNR) a permis d'obtenir le financement nécessaire à l'implantation de dix stations sur des cours d'eau situés dans les forêts publiques où l'exploitation gazière est effectuée (PADCNR, 2014). Les données recueillies ont servi à établir des niveaux de qualité de l'eau « de base » pour les paramètres mesurés, et permettent au PADCNR de produire ses propres analyses sur la qualité des cours d'eau se retrouvant dans les forêts publiques de la Pennsylvanie avec les autres données recueillies par cet organisme.

Des rapports détaillés du RWQMN sont produits et mis à la disposition du public sur le site Internet de la SRBC deux fois par an, de même qu'un rapport de l'année entière. Ces rapports incluent les versions corrigées des données transmises en continu, de même que les autres données qui sont recueillies sur le terrain au cours des visites de routine. Le RWQMN a produit un rapport sur les données saisies entre janvier 2010, moment où les stations ont été installées dans le bassin versant, et juin 2012 (SRBC 2013). Cette compilation de données a permis d'établir les conditions de base (conditions de référence) dans les cours d'eau de tête du bassin versant, de même que pour de nombreux petits cours d'eau sur lesquels peu d'informations étaient disponibles, et ce, pour chacun des paramètres dont les données ont été recueillies en continu ou par échantillonnage périodique. Les données contenues dans ce rapport ont permis de déterminer, pour chaque sous-bassin, l'influence des conditions naturelles particulières (géologie, topographie, densité forestière, etc.) et des différentes utilisations du sol (importance de l'agriculture, de l'apport en eaux de ruissellement urbain, etc.) sur les paramètres mesurés. Avec le nombre important de données qui s'accumuleront au fil des ans, la SRBC estime qu'il sera possible de réaliser des analyses plus fines afin de déterminer si des tendances dans la qualité des eaux existent ou apparaissent dans les différents sous-bassins. Les deux paramètres les plus couramment utilisés comme indicateurs des activités de forage de gaz de schiste sont la conductivité spécifique et la turbidité. Une quantité suffisante de données prises en continu pendant trois ans pour trois stations a permis de réaliser une analyse de tendance de la qualité de l'eau. Ces stations présentaient un gradient croissant du nombre de puits par km². Les moyennes et médianes mensuelles pour la température, la conductivité, l'oxygène dissous, le pH et la turbidité ont été calculées pour ces trois stations. Même si certaines tendances positives et négatives sont déjà observées pour certains paramètres, aucune d'entre elles ne semble pour l'instant liée à l'exploration et à l'exploitation des gaz de schiste. De plus, basé sur les données de conductivité spécifique, le rapport conclut qu'il n'y a pas de corrélation perceptible avec la densité des plateformes de forage pour le moment.

Institute for Energy and Environmental Research (IEER) – Pennsylvanie

Le IEER a été établi à l'Université Wilkes au printemps 2010 (Barnard *et al.*, 2012b). Son objectif est de suivre le développement de l'industrie de l'exploitation gazière dans le shale de Marcellus et ses impacts sur la qualité de l'eau. Le suivi sera assuré en s'appuyant sur trois principales sources d'informations :

- L'utilisation de données historiques et les programmes de suivi déjà en cours;
- L'intégration d'activités réalisées par les associations de bassins versants;
- L'utilisation de technologies de suivi en continu.

L'IEER a compilé un ensemble important de données SIG (système d'information géographique) pour identifier les sites les plus appropriés pour assurer le suivi de qualité de l'eau. Le programme a déjà mis en place certaines stations de suivi et prévoit l'établissement de nombreuses autres stations suivant un découpage du territoire réalisé à l'aide des données SIG (IEER, 2015). Certains cours d'eau inclus dans ces régions font déjà l'objet de suivis par le programme de la SRBC (exposé précédemment) et par le Pennsylvania Department of Environmental Protection (PA DEP). L'objectif est donc de pouvoir utiliser les données historiques déjà acquises par ces organismes afin d'avoir des données de base et d'acquérir de nouvelles données sur des cours d'eau non suivis. Pour le moment, le suivi est assuré à partir de mesures prises sur le terrain (conductivité spécifique, température, pH, oxygène dissous, turbidité, chlorophylle et cyanobactéries) ou d'échantillons prélevés pour des

analyses de métaux en laboratoire (cuivre, fer, manganèse, zinc, lithium, nickel, sodium, potassium, calcium, magnésium, baryum, strontium et plomb). Le suivi en continu a été mis en veille temporairement en octobre 2014, à cause d'un manque de fonds. En attendant le redémarrage du programme, les données acquises en 2012 lors d'une étude synoptique sont présentement analysées afin de produire un document qui sera publié sous peu (K. Klemow, 2015, comm. pers.). Conséquemment, hormis les résultats obtenus lors de l'acquisition de données pour le développement du programme (Barnard *et al.*, 2012a), peu de résultats sont disponibles pour le moment.

Projet de suivi tripartite – *Federal Multi-Agency Collaboration on Unconventional Oil and Gas Research*

En avril 2012, une entente a été signée entre trois agences américaines, soit le Department of Energy (DOE), le Department of Interior (DOI) et l'US EPA, afin de développer un plan de recherche multipartite visant à établir les projets de recherche prioritaires associés au développement sécuritaire de l'industrie du gaz et du pétrole de schiste (Multi-Agency, 2012). Ce n'est toutefois qu'en juillet 2014 qu'une stratégie plus précise a vu le jour, établissant la liste des projets de suivi prioritaires, dont un programme de suivi de la qualité des eaux et des impacts sur l'environnement et les communautés aquatiques (Multi-Agency, 2014). Ce programme visera à étudier les effets de l'exploitation des hydrocarbures de shale sur les communautés aquatiques, incluant les effets des eaux usées issues directement des puits. Néanmoins, aucun programme précis n'a encore été mis en place, car le programme dépend totalement de l'allocation de ressources budgétaires suffisantes de la part des trois agences gouvernementales.

Horn River Basin Water Project (HRBWP) – Colombie-Britannique

Le HRBWP a été mis sur pied en 2008 par un groupe de producteurs de gaz de schiste en Colombie-Britannique, le Horn River Basin Producers Group (HRBPG), en partenariat avec un organisme à but non lucratif, Geoscience BC, et le ministère du Développement du gaz naturel de la Colombie-Britannique (Salas *et al.*, 2014). Après avoir terminé la phase 1 du projet portant sur la caractérisation des aquifères (Salas et Murray, 2013), la phase 2 du projet a démarré en septembre 2011 et a inclus une étude de trois ans visant à récolter des données d'eaux de surface afin de déterminer la disponibilité de celles-ci pour le développement de l'industrie d'exploitation de gaz de schiste (prélèvements d'eau pour le forage et la fracturation) (Geoscience BC, 2015). De plus, cette étude a permis de déterminer les conditions de base du bassin versant. Différents suivis ont été réalisés :

- Suivi hydrologique (sept stations) : inclut quatre stations de suivi en continu qui mesurent le niveau de l'eau et le débit des cours d'eau;
- Suivi climatique (trois stations du suivi en continu) : pression barométrique, point de rosée, précipitations, humidité relative, radiation solaire, équivalent eau-neige, température, direction et force du vent;
- Suivi de la qualité de l'eau (les sept mêmes sites que pour le suivi hydrologique) : oxygène dissous, pH, conductivité, salinité, solides dissous totaux (SDT) et turbidité. Également, prise d'échantillons pour analyses en laboratoire (chimie générale, ions majeurs, formes différentes de l'azote, métaux totaux et dissous, BTEX et hydrocarbures pétroliers extractibles);
- Suivi des communautés biologiques (cinq sites de référence et six sites tests) : en 2011, des invertébrés benthiques ont été échantillonnés dans cinq sites pour déterminer si ces sites pouvaient être classés comme sites de référence. En 2012, six nouveaux sites ont été choisis et échantillonnés afin de déterminer si ces sites étaient dégradés en comparaison des sites de référence.

Le projet en est maintenant à sa dernière année et les résultats ne sont pas encore disponibles (Geoscience BC, 2015) (C. Salas, 2015, comm. pers.). Ce projet de caractérisation permettra de mieux orienter le développement adéquat d'un réseau de suivi (Salas et Murray, 2013).

River Alert Information Network (RAIN) – bassin versant de la rivière Ohio, Pennsylvanie et Virginie-Occidentale

Ce programme a été mis sur pied par la collaboration entre 33 systèmes de distribution d'eau potable, le Pennsylvania Department of Environmental Protection (PA DEP) et la California University of Pennsylvania (RAIN, 2015). Il ne vise pas particulièrement l'industrie du gaz de schiste, mais les paramètres mesurés permettent de suivre tout changement dans la qualité des eaux qui pourrait y être lié. Le suivi est effectué sur deux rivières importantes du sud-ouest de la Pennsylvanie, soit la rivière Monongahela (trois stations) et la rivière Allegheny (deux stations), puis sur la rivière Ohio (une station) en Virginie-Occidentale. Le suivi est effectué de manière continue; l'information relative à ce suivi est accessible sur le site Internet de RAIN. Les paramètres mesurés sont la conductivité spécifique et, à quelques stations, la turbidité et l'oxygène dissous. Le programme RAIN prévoit aussi la mesure ponctuelle des contaminants organiques, des bromures et des hydrocarbures pétroliers, dont le carburant diesel.

Alliance for Aquatic Resource Monitoring (ALLARM) – Dickinson College

Le projet ALLARM a été mis sur pied par le Département d'études environnementales du Collège Dickinson en 1986 (Dickinson College, 2015). L'objectif était de fournir une assistance technique aux différentes communautés de la Pennsylvanie voulant réaliser le suivi, la protection et la restauration des cours d'eau locaux, et ce, à partir de données scientifiques fiables. À travers le travail d'étudiants, de trois directeurs et d'un conseiller scientifique du collège, le programme permet aux groupes locaux d'apprendre à utiliser les outils scientifiques nécessaires afin de promouvoir la qualité de l'environnement et de participer pleinement à la prise de décision dans la communauté (Tomsho et Vastine, 2012). En 2010, un programme de suivi propre à l'industrie du gaz de schiste a été mis sur pied dans le cadre du projet ALLARM. Depuis 2014, le programme a réalisé plus de 60 ateliers consacrés au suivi de l'exploitation des gaz de schiste à travers la Pennsylvanie, mais aussi dans les États de New York et de la Virginie-Occidentale (ALLARM, 2013; ALLARM, 2015). Ces ateliers enseignent l'utilisation de différents protocoles et outils afin de détecter toute contamination des cours d'eau (Wilderman et Monismith, 2012). De façon plus détaillée, les ateliers visent à transmettre des connaissances sur la description scientifique de la fracturation hydraulique dans le shale de Marcellus, le suivi chimique et physicochimique de l'eau, etc. À chaque semaine idéalement, des volontaires effectuent le suivi de quelques paramètres (conductivité, SDT, etc.) (ALLARM, 2013). Ils réalisent une inspection visuelle afin de détecter tout impact, comme la migration de gaz, les déversements et les rejets, l'érosion et la sédimentation. Enfin, les volontaires prélèvent un échantillon d'eau deux fois par année pour analyser dans un laboratoire certifié les concentrations de baryum et de strontium, éléments chimiques qui caractérisent les eaux de reflux gazières de la Pennsylvanie. Un contrôle de qualité a également été mis en place (Wilderman et Monismith, 2012).

Le programme est financé à 40 % par le collège Dickinson, et des fonds supplémentaires proviennent de l'État de la Pennsylvanie et du gouvernement fédéral américain (J. Vastine, 2015, comm. pers.). Parmi les dépenses engagées par le groupe, environ 10 000 \$ US sont utilisés pour procurer l'équipement nécessaire aux différentes associations communautaires souhaitant effectuer un suivi. Une partie de ces sommes sert aussi aux analyses de baryum et de strontium réalisées deux fois par année dans des laboratoires accrédités.

Le suivi des macroinvertébrés n'est pas planifié pour le moment. Des collaborations avec d'autres institutions sont toutefois réalisées, entre autres pour le partage de données. Néanmoins, ALLARM a produit par le passé un document afin de former des volontaires à assurer le suivi des macroinvertébrés (ALLARM, 2009).

3.2 Impacts sur les communautés biologiques aquatiques

La difficulté d'avoir accès à des données fiables permettant de faire le lien entre une cause précise et un impact avéré demeure un problème et laisse présumer parfois que les impacts sont minimes et très peu fréquents (Brantley *et al.*, 2014). Déjà, peu d'études d'impacts ont été réalisées sur le milieu biotique (Sutherland *et al.*, 2011; Northrup et Wittemyer, 2013; Souther *et al.*, 2013), et la majorité des

études retrouvées visent plutôt à identifier les problèmes de contamination de l'eau potable plutôt que les impacts sur l'environnement, incluant les communautés aquatiques et leurs habitats (Wiseman, 2009; Entrekin *et al.*, 2011; Ferrar *et al.*, 2013; Kiviat, 2013; Brantley *et al.*, 2014; Brittingham *et al.*, 2014). À titre d'exemple, Brittingham *et al.* (2014) rapportent qu'en un an seulement, plus de 850 déversements accidentels d'eaux usées ont eu lieu dans le Dakota du Nord, certains allant jusqu'à 190 000 L déversés, ce qui peut laisser entrevoir des impacts sur les communautés biologiques. Bien que des déversements importants surviennent encore, la fréquence des incidents reste tout de même relativement faible en Pennsylvanie, au vu du nombre de puits présents sur le territoire, et est en baisse constante depuis 2010 (Brantley *et al.*, 2014).

La nature, l'amplitude et la diversité des impacts peuvent être plus ou moins importantes suivant le taux de développement de l'industrie dans une région donnée, avec des effets individuels ou cumulatifs très variables au final (Brittingham *et al.*, 2014). Les prochaines sections font état des impacts observés ou potentiels retrouvés dans la littérature. Bien que plusieurs de ces impacts ne se rapportent pas au contexte québécois en raison de nos exigences environnementales et réglementaires, il est tout de même pertinent de les exposer, advenant des déversements accidentels. L'étude de Cloutier (2015) présente une évaluation des impacts potentiels sur le milieu aquatique du développement de l'exploration et de l'exploitation des hydrocarbures sur l'île d'Anticosti. Cette étude identifie également certains facteurs qui pourraient affecter la fréquence et la sévérité des impacts sur le milieu aquatique, et ce, particulièrement sur le territoire de l'île d'Anticosti.

3.2.1 Impacts observés

Plusieurs experts souhaitent qu'un effort soutenu soit fait afin d'obtenir des données qui permettront d'évaluer les impacts réels de l'exploitation des hydrocarbures de shale. Par exemple, en ce qui concerne les rejets d'eaux usées (traitées ou non), Souther *et al.* (2013) suggèrent que les futures recherches devraient déterminer les concentrations de contaminants rejetées dans l'environnement, déterminer la durée et les voies potentielles d'exposition (ingestion, inhalation et contact) ainsi que les effets sur les communautés aquatiques et terrestres.

En 2009, un épisode de mort massive de poissons, salamandres et moules principalement, est survenu à la suite d'une efflorescence substantielle de l'algue *Prymnesium parvum* dans la rivière Dunkard Creek, partagée entre les États de la Virginie-Occidentale et de la Pennsylvanie. Rapidement, les concentrations en SDT et en ions chlorures ont été pointées comme étant la cause de ce phénomène (US EPA, 2009). La source de ces contaminants a d'abord été liée à l'exploitation de méthane de houille (*coalbed methane*), mais le rejet d'eaux usées gazières provenant de l'exploitation du shale de Marcellus a aussi été mis en cause, entre autres par l'auteur même du rapport de l'US EPA (2009) sur le sujet (New York Times, 2011). Un autre épisode de mort massive de poissons et d'invertébrés aquatiques est survenu en 2007 à la suite du déversement d'eaux de reflux gazières dans le ruisseau Acorn Fork, situé dans l'État du Kentucky (Papoulias et Velasco, 2013). De plus, une espèce de cyprinidés (*Chrosomus cumberlandensis* ou *Blackside dace*) déjà considérée comme menacée par les autorités fédérales américaines semble avoir complètement disparu de la région. À la suite du déversement, le pH du ruisseau est passé de 7,5 à 5,6, et la conductivité de 200 à 35 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. De plus, une matière rouge orangé floconneuse, dépassant parfois plusieurs centimètres d'épaisseur, vraisemblablement composée d'un colloïde organique complexe contenant des métaux tels que l'aluminium et le fer, s'est répandue sur de grandes distances dans le cours d'eau. Les analyses ont montré des dommages importants aux branchies des poissons prélevés (*Semotilus atromaculatus* ou *Creek Chub* et *Lepomis cyanellus* ou *Green Sunfish*) dans les sites touchés par le déversement, et un gradient de contamination en aluminium et en fer a été détecté dans les branchies des poissons suivant leur proximité croissante au site le plus touché. Enfin, les foies des poissons prélevés dans les sites touchés avaient des taux de glycogène et de lipides très bas, et les reins, des concentrations d'érythrocytes très basses aussi. Soulignons que ces impacts ont pu être constatés avant un encadrement plus sévère de l'industrie par l'US EPA.

Dans une étude visant à mesurer l'impact de la densité de puits de gaz et de pétrole de schiste dans le bassin versant du fleuve Colorado, Dauwalter (2013) a constaté que la densité des puits expliquait

seulement 6,4 % de la structure des communautés de poissons en comparaison avec d'autres facteurs environnementaux. Bien que le développement existant n'ait eu que peu d'influence sur la structure des communautés de poissons, l'analyse de taxons indicateurs (*Threshold Indicator Taxa Analysis*, TITAN) a souligné un effet négatif sur l'abondance de certaines espèces à la présence de faibles densités de puits (< 0.15 puits km^{-2}). Un seuil de changement négatif d'abondance était observable à une très faible densité de puits ($0-0,3$ puits- km^{-2}) pour le chabot tacheté (*Cottus bairdii*), *Catostomus discobolus* (bluehead sucker), l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). Par contre, le mené paille (*Notropis stramineus*), le mené tête-de-boule (*Pimephales promelas*), la carpe commune (*Cyprinus carpio*) et *Gila robusta* (roundtail chub) ont tous été retrouvés en plus grande abondance dans les zones de haute densité de puits. L'auteur concluait que certaines espèces de poissons (indigènes et menacées) pourraient être affectées de façon importante par le développement de l'industrie du gaz et du pétrole.

Un suivi extensif des macroinvertébrés a été réalisé en amont et en aval des sites d'exploitation afin de déterminer les impacts de toute activité ou de tout incident sur ces communautés aquatiques. Les données de ce suivi sont disponibles sur le site Internet de l'[Institute for Energy and Environmental Research](#) (IEER 2015). Des variables de communautés (richesse taxonomique totale et des taxons éphéméroptère, plécoptère, trichoptère (EPT), pourcentage d'individus intolérants) et des indices (indice biotique de Beck, indice biotique de Hilsenhoff (HBI), indice de biodiversité de Shannon Weiner et indice d'intégrité biotique (IIB)) ont été analysés. À partir d'analyses de régression bivariées et multivariées, Bruns *et al.* (2014) ont observé que certaines variables de communautés de macroinvertébrés et indices ont montré des variations saisonnières en réponse à l'utilisation du territoire (agriculture, zone urbanisée, forêt, etc.) et aux activités de l'industrie de gaz de schiste dans le bassin versant de la rivière Susquehanna en Pennsylvanie. En effet, au printemps les variables et indices tels les taxons EPT, l'indice de Beck et l'indice d'intégrité biotique étaient significativement corrélés avec la densité des plateformes de forage où s'effectuait le forage, la fracturation ou la production, puis avec le nombre d'infractions et la densité des oléoducs. Par contre, les variables et indices de macroinvertébrés n'étaient pas significativement corrélés avec l'utilisation du territoire (% d'agriculture, de zones urbanisées ou de couverture forestière). En été et en automne, les variables et indices de macroinvertébrés étaient peu corrélés aux paramètres de développement de l'industrie du gaz de schiste, exception faite pour la longueur des pipelines situés dans les bandes riveraines qui était corrélée avec l'indice d'intégrité biotique en automne. Toutefois, l'utilisation du sol pour l'agriculture ou à d'autres fins a expliqué une plus grande part de la variabilité de ces indicateurs en été et en automne. En conséquence, le lien entre les activités de développement de l'industrie du gaz de schiste et l'intégrité biotique du cours d'eau a pu être établi au printemps, mais ce lien était plus faible ou même inexistant en été et en automne. Les auteurs ont conclu que des recherches complémentaires seraient nécessaires pour déterminer si les tendances observées se reproduisent dans le temps, ou si l'intégrité biotique des cours d'eau pourrait bénéficier de l'amélioration des pratiques de l'industrie.

3.2.2 Impacts potentiels

Comme exposé précédemment, il est souvent difficile d'établir un lien direct entre certaines activités reliées à l'exploitation des hydrocarbures de shale et un impact réel. Le manque de données fiables et accessibles constitue la difficulté première. Ainsi, on comprend pourquoi si peu d'études ont pu lier un changement dans la qualité de l'habitat et une activité précise. Un autre problème réside dans le fait que plusieurs études n'évaluent pas l'impact de sources multiples. Par exemple, l'impact de contaminants individuels est plus souvent présenté, alors que des effets additifs ou synergiques entre différents contaminants pourraient être observables, et ce, à des concentrations plus faibles que celles réputées pour causer des effets notables (Dauwalter, 2013; Farag et Harper, 2014). Un nombre beaucoup plus important d'études portent sur des impacts potentiels (Gillen et Kiviat, 2012; Souther *et al.*, 2013; Brittingham *et al.*, 2014; Soeder *et al.*, 2014); l'extinction locale de certaines espèces est même parfois avancée (Karraker *et al.*, 2008; Gillen et Kiviat, 2012; Weltman-Fahs et Taylor, 2013). Le tableau 10 fait état de plusieurs impacts potentiels retrouvés dans la littérature.

Un déboisement est souvent nécessaire pour la construction des plateformes de forage, des routes et des oléoducs (Roig-Silva *et al.*, 2012; Rahm et Riha, 2014). Les épisodes de ruissellement intensifs (en particulier lors de fortes pluies) peuvent causer une augmentation de la turbidité des eaux, amenant ultimement une sédimentation accrue dans les cours d'eau (Entrekin *et al.*, 2011; Eshleman et Elmore, 2013). Aussi, des bassins de rétention d'eaux usées (ou de stockage de fluides de forage et de fracturation) mal conçus ou simplement trop pleins peuvent déborder à l'occasion lors de fortes pluies (Souther *et al.*, 2013). Dans une revue de littérature, Brittingham *et al.* (2014) rapportent les impacts potentiels suivants liés au ruissellement :

- Perte d'habitat et disparition des espèces les plus sensibles;
- Recouvrement du périphyton, de plantes et des masses d'œufs de différentes espèces;
- Réduction de la capacité des macroinvertébrés benthiques et des poissons à se nourrir;
- Réduction de la capacité de reproduction de certains poissons.

Une densité élevée des puits a aussi été associée à une turbidité accrue (Entrekin *et al.*, 2011), ce qui pourrait signifier un ruissellement plus important. L'apport de contaminants par ruissellement de l'eau pourrait causer des impacts notables sur les communautés aquatiques (dont les espèces les plus sensibles) et la qualité de leur habitat, et entraîner la réduction subséquente de la biodiversité (Eshleman et Elmore, 2013; Kiviat 2013; Souther *et al.*, 2013).

Les cours d'eau situés à proximité des plateformes d'exploitation gazière ou pétrolière sont souvent utilisés comme source d'eau pour composer le fluide de fracturation. Les opérations de fracturation peuvent même nécessiter jusqu'à 20 000 m³ de fluide de fracturation pour un seul puits (Vidic *et al.*, 2013). Kargbo *et al.* (2010) ont souligné que l'impact des prélèvements serait majeur dans des petits cours d'eau, dans des cours d'eau déjà soumis à des stress très importants ou dans des cours d'eau présentant des communautés aquatiques sensibles qui dépendent d'eau de bonne qualité et fraîche. Souther *et al.* (2013) ajoutent que, conjugué à un déboisement important, un débit réduit pourrait s'accompagner d'une augmentation de la température de l'eau, d'une concentration plus importante en contaminants et d'une diminution de la concentration en oxygène, au détriment des conditions requises pour les espèces aquatiques présentes. S'il existe déjà sur le territoire d'autres activités prélevant de larges volumes d'eau dans les mêmes sources (agriculture, production d'énergie électrique, etc.), l'effet pourrait être important puisque les prélèvements sont faits de manière intensive sur une courte période (Brittingham *et al.*, 2014). De façon générale, un changement dans le régime hydrique peut faire qu'un habitat devient moins accessible pour certaines espèces aquatiques et il pourra par exemple entraîner des conséquences importantes en période de reproduction pour les espèces résidentes (Van Kirk et Benjamin, 2001). De plus, les débits et volumes d'eau nécessaires pour assurer certaines fonctions biologiques sont très variables selon les habitats et les stades de vie des espèces (Souther *et al.*, 2013). Une autre conséquence potentielle est le dessèchement d'organismes immobiles ou d'œufs, ou bien l'échouage de poissons confinés dans des bassins d'eau isolés (Brittingham *et al.*, 2014).

Tableau 10 *Liste des impacts potentiels de toutes les activités liées à l'exploitation des hydrocarbures de shale et répertoriés dans la littérature*

Activité	Caractéristiques	Effets potentiels sur les habitats aquatiques	Effets potentiels sur les espèces et les communautés aquatiques
Construction de la plateforme de forage	Déboisement ^{1,5} Nivellement du sol ^{1,5} Déplacement intensif de terre ou de gravier ^{1,5} Construction de routes, de pontceaux et extension des routes existantes ^{1,5} Trafic routier plus important ^{1,5} Apport de matériaux de stabilisation ^{1,5}	Ruissellement et sédimentation subséquente dans les cours d'eau ¹ Poussière produite par une intensification du trafic routier ⁴ Effets sur la température et qualité générale de l'eau ¹	Mortalité directe ^{1,5} Changements dans la composition des communautés avec tendance à l'augmentation des espèces généralistes au détriment des espèces spécialisées ^{1,5,6} Réduction dans le nombre et la richesse des espèces de macroinvertébrés aquatiques ⁵ Extinction locale d'une espèce ^{5,6,7}
Forage	Fluide de forage et intrants utilisés ⁴ Production de déblais ¹ Construction du tubage du puits ^{4,5}	Dispersion des déblais pouvant contenir des éléments radioactifs ou autres contaminants ¹ Fuites provenant d'une mauvaise fabrication du tubage du puits (fluides de forage et eaux de forage) ^{4,5}	Contamination des organismes aquatiques due à une mauvaise gestion des déblais ¹
Fracturation hydraulique	Prélèvement d'eau important dans les cours d'eau pour la composition du fluide de fracturation ⁵ Bassins ou réservoirs pour contenir le fluide de fracturation ^{1,3} Bassins de rétention des eaux usées ⁵ Transport de l'eau, du fluide de forage et des eaux usées ⁵ Construction du tubage du puits ⁴	Contamination sur le site ou hors site due à un déversement accidentel ^{1,3,5} Remisage ou rejet inadéquat des eaux usées ^{1,3,5} Changement dans le débit, la température, et la qualité de l'eau dans les cours d'eau avoisinants ^{2,3,5} Fuites provenant d'une mauvaise fabrication du tubage du puits (fluides de fracturation ou eaux de reflux) ⁴ Déversement des eaux usées sur les routes pour atténuer la poussière ou le déglaceage ⁷	Changements dans la composition des communautés avec tendance à l'augmentation des espèces généralistes au détriment des espèces spécialisées ^{1,5} Introduction accidentelle et prolifération d'espèces invasives ^{1,5} Mortalité pour les espèces aquatiques sensibles aux changements de la qualité ou de la quantité d'eau ^{1,5,7,8} Extinction locale d'une espèce ^{5,6,7}
Production d'hydrocarbures	Production d'eaux usées ^{1,5}	Déversements accidentels d'eaux usées sur le site de production ^{1,3,5} Effets négatifs sur la qualité de l'eau par le ruissellement à partir du site de production vers les cours d'eau ^{1,5}	Changements dans la composition des communautés avec tendance à l'augmentation des espèces généralistes au détriment des espèces spécialisées ^{1,5,6} Introduction accidentelle et prolifération d'espèces invasives ¹ Mortalité pour espèces aquatiques sensibles aux changements de la qualité ou de la quantité d'eau ^{1,5}
Traitement des eaux usées	Traitements disponibles aux installations qui reçoivent les eaux usées gazières ⁸	Rejet d'eaux usées contenant des contaminants en concentrations très élevées ^{2,8} Production de nouveaux composés à la suite du traitement (THM, etc.) ^{2,8} Effets négatifs sur la qualité de l'eau après rejet dans les cours d'eau ^{2,8}	Bioaccumulation et bioconcentration ⁹

Légende¹ Tiré de Brittingham *et al.* 2014² Tiré de Brantley *et al.* 2014³ Tiré de Souther *et al.* 2013⁴ Tiré de Soeder *et al.* 2014⁵ Tiré de Weltman-Fahs et Taylor 2013⁶ Tiré de Gillen et Kiviat 2012⁷ Tiré de Karraker *et al.* 2008⁸ Tiré de Vengosh *et al.* 2014⁹ Tiré de Warner *et al.* 2013

Même si les techniques utilisées sont généralement sécuritaires lorsque bien appliquées, l'erreur humaine provenant de manquements relativement aux pratiques semble être la cause principale des incidents environnementaux (Soeder *et al.*, 2014). De plus, plusieurs actions illégales ont été et continuent d'être fréquemment répertoriées :

- Déversements illégaux d'eaux usées ou de déblais;
- Omission d'obturer un puits rendu en fin de vie;
- Prélèvement d'eau illégal ou plus important que permis dans un cours d'eau;
- Omission de déclarer une fuite, un déversement accidentel, etc.

Ainsi, il n'en demeure pas moins que les déversements accidentels et les infractions doivent être considérés comme des sources d'impacts potentiels à part entière.

Comme évoqué plus haut, l'exploitation des hydrocarbures de shale pourrait entraîner des conséquences notables lorsque conjuguée avec d'autres perturbations. L'impact cumulatif de chaque activité reliée à l'exploitation des hydrocarbures de shale pourrait surpasser l'effet individuel de chacune de ces activités (Kiesecker *et al.*, 2009; Jones et Pejchar, 2013; Souther *et al.*, 2013; Evans et Kiesecker, 2014). Il est aussi difficile de déterminer quel seuil ne doit pas être franchi avant qu'il ne soit trop tard pour remédier à la situation (Soeder *et al.*, 2014).

Certains impacts pourraient être majeurs pour des espèces dont les aires de répartition sont très restreintes et situées à proximité des sites d'exploitation. C'est ce qui a été observé dans le cas de certaines espèces de salamandres et de poissons confinées vraisemblablement dans la région d'exploitation du shale de Marcellus en Pennsylvanie (Kiviat, 2013).

L'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) a été étudié récemment aux États-Unis comme un exemple concret d'espèce aquatique amenée à faire face à de nombreux impacts cumulatifs potentiels (Smith *et al.*, 2012; Fisher et Weltman-Fahs, 2013; Weltman-Fahs et Taylor, 2013). En effet, certains experts affirment que cette espèce serait très sensible aux impacts sur les ressources en eau à cause de différents besoins environnementaux associés à chaque stade de son cycle de vie (Fisher et Weltman-Fahs, 2013). Weltman-Fahs et Taylor (2013) ont déterminé trois voies principales par lesquelles les impacts sur l'omble de fontaine pourraient être observés :

- Changements hydrologiques (débit, profondeur, etc.) et ses conséquences (teneur en oxygène, température, etc.) associés aux prélèvements d'eau;
- Apports en sédiments accrus et perte de connectivité de l'habitat associés au développement de l'infrastructure;
- Contamination de l'eau de surface par les fuites ou les déversements accidentels de fluides de fracturation ou d'eaux usées.

Ces auteurs rapportent une foule d'études différentes qui précisent les multiples impacts potentiels sur la base de résultats déjà observés. En voici les grandes lignes, en suivant les trois voies principales définies.

4 CONCLUSION

Parmi les programmes de suivi des activités d'exploration et d'exploitation du gaz et du pétrole de schiste, le *Remote Water Quality Monitoring Network* (RWQMN) de la Susquehanna River Basin Commission (SRBC) est de loin le plus complet, le mieux financé (fonds privés et publics) et le mieux implanté dans une région où ces activités sont très intenses. L'utilisation de sondes recueillant de manière continue (toutes les cinq minutes) des données de température, de pH, d'oxygène dissous, de conductivité, de turbidité et de profondeur de l'eau permet : 1) de déterminer des conditions de base des cours d'eau; 2) d'accumuler des données historiques; et 3) d'agir rapidement en cas de changement soudain d'un paramètre. De plus, le suivi d'autres paramètres (débit, évaluation physique de l'habitat et prélèvements d'échantillons d'eau pour analyses en laboratoire) et d'indicateurs biologiques (prélèvements de macroinvertébrés et capture de poissons) à différents moments de

l'année permet d'obtenir un portrait global de la qualité du milieu aquatique. Enfin, les données et les rapports produits périodiquement sont mis à la disposition du public sur le site Internet de l'organisme.

Par ailleurs, le programme du *Horn River Basin Water Project* (HRBWP) en Colombie-Britannique implique aussi des mesures en continu de paramètres physicochimiques et des prélèvements d'échantillons d'eau et de macroinvertébrés dans les rivières de façon ponctuelle. Le programme du *Institute for Energy and Environmental Research* (IEER) en Pennsylvanie inclut également des mesures ponctuelles de paramètres physicochimiques et des prélèvements d'échantillons d'eau et de macroinvertébrés, toutefois le manque de financement a stoppé temporairement l'objectif d'installer des sondes pour le suivi en continu de paramètres de la qualité de l'eau. Le manque de financement semble aussi être le problème du côté du projet de suivi tripartite *Federal Multi-Agency Collaboration on Unconventional Oil and Gas Research* : pour le moment, une entente a été signée en 2012 entre le DOE, le DOI et l'EPA, mais il faudra attendre l'allocation de ressources budgétaires suffisantes de la part des trois agences gouvernementales pour démarrer ce programme.

D'autres programmes comme ceux du *River Alert Information Network* (RAIN) dans le bassin versant de la rivière Ohio et de l'*Alliance for Aquatic Resource Monitoring* (ALLARM) du collège Dickinson en Pennsylvanie proposent quant à eux un suivi de la qualité de l'eau. Le programme RAIN mise surtout sur l'utilisation de sondes de captage de données en continu, alors que le programme ALLARM est plutôt axé sur l'implication du public en fournissant des formations, des protocoles de suivi et des trousseaux de démarrage aux groupes locaux souhaitant suivre les activités de l'industrie gazière dans leur région.

À ce jour, il est difficile de lier un impact observé à une cause précise, car l'accès à des données fiables et précises est souvent problématique. De plus, peu d'études avaient pour objectif de mesurer les impacts sur le milieu biotique; les recherches étaient plutôt orientées vers les problèmes de contamination de l'eau potable. Différents experts affirment donc qu'il serait essentiel d'obtenir des données supplémentaires sur les impacts réels de l'exploitation des hydrocarbures de shale dans le milieu. Déjà, un angle de recherche différent doit être adopté selon qu'il s'agit d'impacts potentiels à court terme (ex. : poussière pendant la construction de la plateforme de forage) ou à long terme (ex. : habitats fragmentés durablement).

Les impacts potentiels sont nombreux. On retrouve en effet une foule d'impacts potentiels liés aux différentes activités de l'industrie, que ce soit la construction de la plateforme de forage, le forage subséquent, la fracturation hydraulique, la production d'hydrocarbures ou le traitement des eaux usées. Chaque activité comporte son lot de conséquences potentielles : changements dans la composition des communautés aquatiques, réduction dans le nombre et la richesse des espèces de macroinvertébrés, contamination des organismes, introduction et prolifération d'espèces invasives et finalement extinction locale d'une espèce. Cette constatation amène de nombreux chercheurs à demander une intensification des recherches sur chacun de ces impacts. Enfin, les impacts potentiels dus à des causes multiples sont abondants et parfois difficiles à évaluer. Un exemple qui a été particulièrement étudié aux États-Unis est celui de l'omble de fontaine et de l'impact potentiel de certaines modifications de son milieu de vie.

Afin de tenir compte de l'impact cumulatif des diverses sources d'altération du milieu, un suivi biologique pourrait être exigé, advenant le développement de la filière des hydrocarbures au Québec.

5 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ABUALFARAJ, N., P.L. GURIAN ET M.S. OLSON, 2014. "Characterization of Marcellus Shale Flowback Water", *Environmental Engineering Science*, vol. 31, n° 9, p. 514-524.

ATDSR, 2004. *Toxicological Profile for Cesium*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, GA: 2p.

ALLARM, 2009. *Volunteer Biological Monitoring Manual*, [En ligne],
http://www.dickinson.edu/download/downloads/id/1124/biological_monitoring_manual.pdf.

ALLARM, 2013. *3 Years Later: ALLARM's Shale Gas Monitoring Program*, [En ligne],
<http://blogs.dickinson.edu/marcellusmonitoring/files/2013/08/ES-Newsletter-ALLARM-7-13.pdf>.

ALLARM, 2015. *Shale Gas Monitoring Toolkit*, [En ligne],
<http://blogs.dickinson.edu/marcellusmonitoring/overview/>.

ALL CONSULTING, 2010. *NY DEC SGEIS Information Requests and Industry Responses*, Projet n°1284, Prepared for Independent Oil and Gas Association of New York, 356 p.

ASSOCIATED PRESS, 2015. *Lawmaker Asks for Halt on Fracking Plans in Maryland*, [En ligne],
<http://baltimore.cbslocal.com/2015/02/05/delegate-to-propose-moratorium-on-fracking-in-western-md/>.

BARBOT, E., N.S. VIDIC, K.B. GREGORY ET R.D. VIDIC, 2013. "Spatial and Temporal Correlation of Water Quality Parameters of Produced Waters from Devonian-Age Shale following Hydraulic Fracturing", *Environmental Science and Technology*, vol. 47, p. 2562–2569.

BARNARD, T., E. SCHRAMM, B. NABEREZNY, C. SPERGER, D. BRUNS ET K. KLEMOW, 2012a. *Surface Water Quality Monitoring to Address the Impacts on Marcellus Gas Development on Small and Medium Streams in Northeast Pennsylvania*, Affiche présentée dans le cadre du Multi-State Marcellus Shale Academic Research Conference, à Moon, Pennsylvanie, [En ligne],
<http://energy.wilkes.edu/PDFFiles/IEER%20Presentations/Academic%20Research%20poster%20-%20BJN%20Edits.pdf>.

BARNARD, T.E., E. SCHRAMM, B. NABEREZNY, D. BRUNS ET K. KLEMOW, 2012b. *Surface Water Quality Monitoring to Address the Impacts on Marcellus Gas Development on Small and Medium Streams in Northeast Pennsylvania*, Pennsylvania Academy of Science, 36 p.

BERTRAND, R., ET M. MALO, 2015. *Comparaison entre la Formation de Macasty, l'île d'Anticosti, Québec et quelques roches mères à hydrocarbures de l'Amérique du Nord*, soumis au ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Rapport de recherche 1564, INRS-MDDELCC, Québec, 39 p.

BLAUCH, M.E., R.R. MYERS, T.R. MOORE, B.A. LIPINSKI ET N.A. HOUSTON, 2009. *Marcellus Shale Post-Frac Flowback Waters – Where is All the Salt Coming From and What are the Implications?* SPE 125740, p. 1-20.

BLAUCH, M. E., 2010. *Developing Effective and Environmentally Suitable Fracturing Fluids Using Hydraulic Fracturing Flowback Waters*, Society of Petroleum Engineers 131784, 12 p.

BRANTLEY, S.L., D. YOXTHEIMER, S. ARJMAND, P. GRIEVE, R. VIDIC, J. POLLAK, G.T. LLEWELLYN, J. ABAD, C. et SIMON, 2014. "Water Resource Impacts During Unconventional Shale Gas Development: The Pennsylvania Experience", *International Journal of Coal Geology*, vol. 126, p. 140-156.

BRITTINGHAM, M.C., K.O. MALONEY, A.M. AÏDA M. FARAG, D.D. HARPER, Z.H. et BOWEN, 2014. "Ecological Risks of Shale Oil and Gas Development to Wildlife, Aquatic Resources and their Habitats", *Environmental Science and Technology*, vol. 48, p. 11034-11047.

BRUNS, D.A., B. NABERIZNY et K.M. KLEMOW, 2014. *Stream Macroinvertebrate Indicators Response to Land use and Marcellus Shale Gas Development in the Susquehanna Basin of Northeastern Pennsylvania*, affiche présentée lors du 99th ESA Annual Meeting, 2014, [En ligne], <http://eco.confex.com/eco/2014/webprogram/Paper49459.html>.

CAPO, R.C., B.W. STEWART, E.L. ROWAN, C.A. KOLESARKOHL, A.J. WALL, E.C. CHAPMAN, R.W. HAMMACK et K.T. SCHROEDER, 2014. "The Strontium Isotopic Evolution of Marcellus Formation Produced Waters, Southwestern Pennsylvania", *International Journal of Coal Geology*, vol. 126, p. 57-63.

CARTER, K.E., R.W. HAMMACK et J.A. HAKALA, 2013. *Hydraulic Fracturing and Organic Compounds – Uses, Disposal and Challenges*, 2013, [En ligne], <https://www.onepetro.org/conference-paper/SPE-165692-MS>.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME), 2012. *Fiche d'information. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – nitrate*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ), 2015. *Identification de nouveaux composés susceptibles d'être utilisés pour la fracturation hydraulique – Persistance, potentiel de bioaccumulation et toxicité vis-à-vis des organismes aquatiques – AENV12, Évaluation environnementale propre à Anticosti*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 23 p. et ann.

CHAPMAN, P.M., W.J. ADAMS, M.L. BROOKS, C.G. DELOS, S.N. LUOMA, W.A. MAHER, H.M. OHLENDORF, T.S. PRESSER et D.P. SHAW, 2009. *Ecological Assessment of Selenium in the Aquatic Environment: Summary of a SETAC Pellston Workshop*, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 36 p.

CHAPMAN, E.C., R.C. CAPO, B.W. STEWART, C.S. KIRBY et R.W. HAMMACK, 2012. "Geochemical and Strontium Isotope Characterization of Produced Waters from Marcellus Shale Natural Gas Extraction", *Environmental Science and Technology*, vol. 46, n° 6, p. 3545-3553.

CHRISTIE, C., 2012. *Disposal of Produced Water from Oil & Gas Exploration: Environmental Impacts on Waterways in Western Pennsylvania*, Masters project submitted in partial fulfillment of the requirements for the Master of Environmental Management degree in the Nicholas School of the Environment of Duke University, 53 p.

- CLOUTIER, S., 2015. *Description des risques environnementaux des activités d'exploration et d'exploitation des hydrocarbures pour les milieux aquatiques de l'île d'Anticosti, (Étude AENV11) rapport produit dans le cadre de l'Évaluation environnementale stratégique sur les hydrocarbures*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 28 p.
- DAUWALTER, D.C., 2013. "Fish Assemblage Associations and Thresholds with Existing and Projected Oil and Gas Development", *Fisheries Management and Ecology*, vol. 20, p. 289-301.
- DICKINSON COLLEGE, 2015. *Alliance for Aquatic Resource Monitoring*, [En ligne], <http://www.dickinson.edu/homepage/93/allarm>.
- DRESEL, P.E. et A.W. ROSE, 2010. *Chemistry and Origin of Oil and Gas Well Brines in Western Pennsylvania*, Pennsylvania Geological Survey, 4th ser., Open-File Report OFOG 10-01.0, 48 p.
- EHP, 2014. "Radionuclides in Fracking Wastewater Managing a Toxic Blend", *Environmental Health Perspectives*, vol. 122, n° 2, p. A50-A55.
- ENGLE, M.A. et E.L. ROWAN, 2014. "Geochemical Evolution of Produced Waters from Hydraulic Fracturing of the Marcellus Shale, Northern Appalachian Basin: A Multivariate Compositional Data Analysis Approach", *International Journal of Coal Geology*, vol. 126, p. 45-56.
- ENTREKIN, S., M. EVANS-WHITE, B. JOHNSON, E. HGENBUCH, 2011. "Rapid Expansion of Natural Gas Development Poses a Threat to Surface Waters", *Front. Ecol. Environ.*, vol. 9, n° 9, p. 503-511.
- ESHLEMAN, K.N. et A. ELMORE, 2013. *Recommended Best Management Practices for Marcellus Shale Gas Development in Maryland*, Final Report submitted to: Maryland Department of the Environment Appalachian Laboratory – University of Maryland Center for Environmental Science, Frostburg, 172 p.
- EVANS, J.S. et J.M. KIESECKER, 2014. "Shale Gas, Wind and Water: Assessing the Potential Cumulative Impacts of Energy Development on Ecosystem Services within the Marcellus Play", *Plos One*, vol. 9, e89210, p. 1-10.
- FARAG, A.M. et D.D. HARPER, 2013. "A Review of Environmental Impacts of Salts from Produced Waters on Aquatic Resources", *International Journal of Coal Geology*, vol. 126, p. 157-161.
- FERRAR, K.J., D.R. MICHANOWICZ, C.L. CHRISTEN, N. MULCAHY, S.L. MALONE et R.K. SHARMA, 2013. "Assessment of Effluent Contaminants from Three Facilities Discharging Marcellus Shale Wastewater to Surface Waters in Pennsylvania", *Environmental Science and Technology*, vol. 47, p. 3472-3481.
- FISHER, W.L. et M. WELTMAN-FAHS, 2013. *Hydraulic Fracturing and Brook Trout Habitat in the Marcellus Shale Region: Effects of Infrastructure Development*, Progress Report New York Cooperative Fish and Wildlife Research Unit Department of Natural Resources Cornell University, Ithaca, 9 p.
- FONTENOT, B.E., L.R. HUNT, Z.L. HILDENBRAND, D.D. CARLTON JR., H. OKA, J.L. WALTON, D. HOPKINS, A. OSORIO, B. BJORNDALE, Q.H. HU et A.S. SCHUG, 2013. "An Evaluation of Water Quality in Private Drinking Water Wells Near Natural Gas Extraction Sites in the Barnett Shale Formation", *Environmental Science and Technology*, vol. 47, p. 10032-10040.

- GEOSCIENCE BC, 2015. *Horn River Basin Aquifer Project*, [En ligne], <http://www.geosciencebc.com/s/HornRiverBasin.asp>.
- GILLEN, J.L. et E. KIVIAT, 2012. "Hydraulic Fracturing Threats to Species with Restricted Geographic Ranges in the Eastern United States", *Environmental reviews and case studies*, National Association of Environmental Professionals, *Environmental Practice*, vol. 14, p. 320-331.
- GOODFELLOW, W.L., L.W. AUSLEY, D.T. BURTON, D.L. DENTON, P.B. DORN, D.R. GROTHE, M.A. HEBER, T.J. NORBERG-KING et J.H. RODGERS JR, 2000. "Major Ion Toxicity in Effluents: a Review with Permitting Recommendations", *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 19, n° 1, p. 175-182.
- HALUSZCZAK, L.O., A.W. ROSE et L.R. KUMP, 2013. "Geochemical Evaluation of Flowback Brine from Marcellus Gas Wells in Pennsylvania, USA", *Applied Geochemistry*, vol. 28, p. 55-61.
- HAYES, T., 2009. *Sampling and Analysis of Water Streams Associated with the Development of Marcellus Shale Gas*, Final Report Prepared for Marcellus Shale Coalition (Formerly the Marcellus Shale Committee), Gas Technology Institute, Des Plaines, 249 p.
- HAYES, T.D. ET B.F. SEVERIN, 2012. *Characterization of Flowback Waters from the Marcellus and the Barnett Shale Regions*, Gas Technology Institute Report No. 08122-05.09, 112 p.
- IEER, 2015. *Marcellus Shale Information Clearinghouse*, [En ligne], <http://energy.wilkes.edu/pages/233.asp>.
- JONES, N.F. et L. PEJCHAR, 2013. "Comparing the Ecological Impacts of Wind and Oil & Gas Development: A Landscape Scale Assessment", *PLoS ONE* vol. 8, n° 11, p. e81391,
- KAHRILAS, G.A., J. BLOTEVOGEL, P.S. STEWART et T. BORCH, 2015. "Biocides in Hydraulic Fracturing Fluids: A Critical Review of Their Usage, Mobility, Degradation, and Toxicity", *Environmental Science and Technology*, vol. 49, p. 16-32.
- KARGBO, D.M., R.G. WILHELM et D.J. CAMPBELL, 2010. "Natural Gas Plays in the Marcellus Shale: Challenges and Potential Opportunities", *Environmental Science and Technology*, vol. 44, n° 15, p. 5679-5684.
- KARRAKER, N.E., J.P. GIBBS et J.R. VONESH, 2008. "Impacts of Road Deicing Salt on the Demography of Vernal Pool-breeding Amphibians", *Ecological Application*, vol. 18, n° 3, p. 724-734.
- KIESECKER, J.M., H. COPELAND, A. POCEWICZ, N. NIBBELINK, B. MCKENNEY, J. DAHLKE, M. HOLLORAN et STROUD, 2009. "A Framework for Implementing Biodiversity Offsets: Selecting Sites and Determining Scale", *BioScience*, vol. 59, n° 1, p. 77-84.
- KIVIAT, E., 2013. "Risks to Biodiversity from Hydraulic Fracturing for Natural Gas in the Marcellus and Utica Shales", *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1286, p. 1-14.
- MDDELCC, 2014. *Lignes directrices provisoires sur l'exploration gazière et pétrolière*, Direction des eaux industrielles du ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Québec, ISBN 978-2-550-71115-5, 200 p., [En ligne], <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/industriel/hydrocarbures>.

MDDEFP, 2013. *Détermination exhaustive des substances utilisées, ou susceptibles de l'être, pour le forage et la fracturation au Québec, et des sous-produits de dégradation et de réaction; évaluation de leurs propriétés toxicologiques et de leur potentiel de biodégradation, de bioaccumulation, de persistance et de toxicité globale*, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, étude E3-5, ISBN 978-972-550-69919-69914 (PDF), 85 p. + ann.

MDDEP, 2007. *Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique*, 2^e édition, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN-978-2-550-49172-9 (PDF), 57 p. et 4 ann.

MOHAN, A.M., A. HARTSOCK, R.W. HAMMACK, R.D. VIDIC et K.B. GREGORY, 2013a. "Microbial Communities in Flowback Water Impoundments from Hydraulic Fracturing for Recovery of Shale Gas", *Federation of European Microbiological Societies*, vol. 86, p. 567-580.

MOHAN, A.M., A. HARTSOCK, K.J. BIBBY, R.W. HAMMACK, R.D. VIDIC et K.B. GREGORY, 2013b. "Microbial Community Changes in Hydraulic Fracturing Fluids and Produced Water from Shale Gas Extraction", *Environmental Science and Technology*, vol. 47, p. 13141-13150.

MULTI-AGENCY, 2012. *Multi-Agency Collaboration on Unconventional Oil and Gas Research*, [En ligne], <http://www.unconventional.energy.gov/>.

MULTI-AGENCY, 2014. *Federal Multiagency Collaboration on Unconventional Oil and Gas Research, A Strategy for Research and Development*, 19 p.

MWMC, 2013. *Water Resources Monitoring and Marcellus Shale Gas Development in Western Maryland, A Workshop Sponsored by the Maryland Water Monitoring Council*, 5 p.

NAE, 2014. *Frontiers of Engineering: Reports on Leading-Edge Engineering from the 2014 Symposium*, National Academy of Engineering, 149 p.

NEW YORK TIMES, 2011. *In Fish-Kill Mystery, EPA Scientist Points at Shale Drilling*, [En ligne], <http://www.nytimes.com/gwire/2011/10/12/12greenwire-in-fish-kill-mystery-epa-scientist-points-at-s-86563.html?pagewanted=all>.

NORTHRUP, J.M., et G. WITTEMYER, 2013. "Characterising the Impacts of Emerging Energy Development on Wildlife, with an Eye Towards Mitigation", *Ecology Letters*, vol. 16, p. 112-125.

NYSDEC, 2011. *Revised Draft Supplemental Generic Environmental Impact Statement On The Oil, Gas and Solution Mining Regulatory Program Well Permit Issuance for Horizontal Drilling and High-Volume Hydraulic Fracturing to Develop the Marcellus Shale and Other Low-Permeability Gas Reservoirs*, New York State Department of Environmental Conservation, Albany. 1537 p.

OREM, W., C. TATU, M. VARONKA, H. LERCH, A. BATES, M. ENGLE, L. CROSBY et J. MCINTOSH, 2014. "Organic Substances in Produced and Formation Water from Unconventional Natural Gas Extraction in Coal and Shale", *International Journal of Coal Geology*, vol. 126, p. 20-31.

OSBORN, S.G., A. VENGOSHB, N.R. WARNERB et R.B. JACKSON, 2011. "Methane Contamination of Drinking Water Accompanying Gas-Well Drilling and Hydraulic Fracturing", *PNAS*, vol. 108, n° 20, p. 8172-8176.

PADCNR, 2014. *Shale-Gas Monitoring Report*, Pennsylvania Department of Conservation and Natural Resources, 10 p.

PADEP BOGM, 2010. Hydraulic Fracturing Overview. Pennsylvania Department Bureau of Oil and Gas Management [En ligne]
<http://files.dep.state.pa.us/OilGas/BOGM/BOGMPortalFiles/MarcellusShale/DEP%20Fracing%20overvie w.pdf>

PALMERTON GROUP, 2009. *Frac and Flowback Water Analytical Data*, Palmerton Group Pennsylvania Department of Environmental Consulting services.

PAPOULIAS, D.M., et A.L. VELASCO, 2013. "Histopathological Analysis of Fish from Acorn Fork Creek, Kentucky, Exposed to Hydraulic Fracturing Fluid Releases", *Ecology and Conservation of the Threatened Blackside Dace, Chrosomus cumberlandensis Southeastern Naturalist*, vol. 12, n° 4, p. 92-111.

RAHM, B. G., et S. J. RIHA, 2014. "Evolving Shale Gas Management: Water Resource Risks, Impacts, and Lessons Learned", *Environmental Science Processes Impacts*, vol. 16, p. 1400-1412.

RAIN, 2015. *River Alert Information Network*, [En ligne], <http://rainmatters.org/>.

RAMIREZ, P., 2005. "Assessment of Contaminants Associated with Coal Bed Methane-Produced Water and Its Suitability for Wetland Creation or Enhancement Projects, U.S. Fish & Wildlife Service Region 6 Contaminants Program, 50 p.

RESNIKOFF, M., E. ALEXANDROVA et J. TRAVERS, 2010. *Radioactivity in Marcellus Shale*, Radioactive Waste Management Associates, Report prepared for Residents for the Preservation of Lowman and Chemung Radioactive Waste Management Associates, 14 p.

RFF, 2013. *Wastewater Characteristics from Marcellus Shale Gas Development in Pennsylvania*, Resources for the future, Managing the Risks of Shale Gas Development, 23 p.

ROIG-SILVA, C.M., E.T. SLONECKER, L.E. MILHEIM et A.R. MALIZIA, 2012. *Landscape Consequences of Natural Gas Extraction in Beaver and Butler Counties, Pennsylvania, 2004–2010*, Geological Survey Open File Report 2013–1226. U.S. Geological Survey, 34 p., [En ligne], <http://pubs.usgs.gov/of/2013/1226>.

ROWAN, E.L., M.A. ENGLE, C.S. KIRBY et T.F. KRAEMER, 2011. *Radium Content of Oil- and Gas-Field Produced Waters in the Northern Appalachian Basin (USA) – Summary and Discussion of Data*, U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2011–5135, 31 p., [En ligne], <http://pubs.usgs.gov/sir/2011/5135/>.

SALAS, C.J., et D. MURRAY, 2013. *Developing Water Monitoring Network in the Horn River Basin, Northeastern British Columbia (Parts of NTS 094I, J, O, P)*, Geoscience BC Summary of Activities 2012 Report 2013-1, p. 135-138.

SALAS, C.J., D. MURRAY et C. DAVEY, 2014. *Horn River Basin Water Project Update, Northeastern British Columbia (Parts of NTS 094I, J, O, P)*, Geoscience BC Summary of Activities 2013 Report 2014-1, p. 135–138.

SETAC, 2009. *Ecological Assessment of Selenium in the Aquatic Environment: Summary of a SETAC Pellston Workshop*, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 36 p.

SKALAK, K.J., M.A. ENGLE, E.L. ROWAN, G.D. JOLLY, K.M. CONKO, A.J. BENTHEMA et T.F. KRAEMER, 2014. "Surface Disposal of Produced Waters in Western and Southwestern Pennsylvania: Potential for Accumulation of Alkali-Earth Elements in Sediments", *International Journal of Coal Geology*, vol. 126, p. 162-170.

SLIGAR, M.J., 2010. *Short-Term, High-Intensity Monitoring Program Required by the New Discharge Notification Issued by NYS Department of Environmental Conservation Division of Water*, Bureau of Water Permits, 25 p.

SMITH, D.R., C.D. SNYDER, N.P. HITT, J.A. YOUNG et S.P. FAULKNER, 2012. *Shale Gas Development and Brook Trout: Scaling Best Management Practices to Anticipate Cumulative Effects*, Environmental reviews and case studies, 16 p.

SOEDER, D.J., S. SHARMA, N. PEKNEY, L. HOPKINSON, R. DILMORE, B. KUTCHKO, B. STEWART, K. CARTER, A. HAKALA et R. CAPO, 2014. "An Approach for Assessing Engineering Risk from Shale Gas Wells in the United States", *International Journal of Coal Geology*, vol. 126, p. 4-19.

SOUTHER, S., M.W. TINGLEY, V.D. POPESCU, D.TS. HAYMAN, M.E. RYAN, T.A. GRAVES, B. HARTL et K. TERRELL, 2013. "Biotic Impacts of Energy Development from Shale: Research Priorities and Knowledge Gaps", *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 12, n° 6, p. 330-338.

SRBC, 2012. *Quality Assurance/Work Plan Susquehanna River Basin Remote Water Quality Monitoring Network*, Document Number: QA044, Susquehanna River Basin Commission, 69 p.

SRBC, 2013. *Remote Water Quality Monitoring Network Data Report of Baseline Conditions for 2010 – 2012 A Summary*, Susquehanna River Basin Commission, 20 p.

SRBC, 2014. *Remote Water Quality Monitoring Network*, Susquehanna River Basin Commission, 4 p.

SRBC, 2015. *Remote Water Quality Monitoring Network*, [En ligne],
<http://mdw.srb.net/remotewaterquality/>.

STRINGFELLOW, W.T., J.K. DOMEN, M. KAY CAMARILLO, W.L. SANDELINA et S. BORGLIN, 2014. "Physical, Chemical, and Biological Characteristics of Compounds Used in Hydraulic Fracturing", *Journal of Hazardous Materials*, vol. 275, p. 37-54.

SUTHERLAND, W.J., S. BARDSLEY, L. BENNUN, M. CLOUT, I.M. CÔTÉ, M.H. DEPLEDGE, L.V. DICKS, A.P. DOBSON, L. FELLMAN, E. FLEISHMAN, D.W. GIBBONS, A.J. IMPEY, J.H. LAWTON, F. LICKORISH, D.B. LINDENMAYER, T.E. LOVEJOY, R. MAC NALLY, J. MADGWICK, L.S. PECK, J. PRETTY, S.V. PRIOR, K.H. REDFORD, J.P.W. SCHARLEMANN, M. SPALDING et A.R. WATKINSON, 2011. "Horizon Scan of Global Conservation Issues for 2011", *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 26, n° 1, p. 10-16.

THURMAN, E.M., I. FERRER, J. BLOTEVOGEL et T. BORCH, 2014. "Analysis of Hydraulic Fracturing Flowback and Produced Waters Using Accurate Mass: Identification of Ethoxylated Surfactants", *Analytical Chemistry*, vol. 86, p. 9663-9661.

TOMSHO, K., et J. VASTINE, 2012. *Shale Gas Monitoring*, Alliance for Aquatic Resource Monitoring, 54 p.

URS CORPORATION, 2010. *Water-Related Issues Associated with Gas Production in the Marcellus shale: Additives Use, Flowback Quality and Quantities, Regulations, On-site Treatment, Green Technologies, Alternate Water Sources, Water Well-Testing*, Water Consulting Services in Support of the Supplemental Generic Environmental Impact Statement for Natural Gas Production NYSERDA Contract PO Number 10666, 93 p.

USGS, 2013. *Water Resources and Shale Gas/Oil Production in the Appalachian Basin – Critical Issues and Evolving Developments*, New York Water Science Center, United States Geological Survey, 12 p., [En ligne], <http://pubs.usgs.gov/of/2013/1137/pdf/ofr2013-1137.pdf>.

US EPA, 2008. *An Assessment of the Environmental Implications of Oil and Gas Production: A Regional Case Study*, U.S. Environmental Protection Agency, 116 p.

US EPA, 2009. *Environmental Analysis and Innovation Division Office of Monitoring and Assessment Freshwater Biology Team*, U.S. Environmental Protection Agency, 17 p.

US EPA, 2011. *Plan to Study the Potential Impacts of Hydraulic Fracturing on Drinking Water Resources*, EPA/600/R-11/122, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, 174 p.

US EPA, 2015 (préliminaire). *Assessment of the Potential Impacts of Hydraulic Fracturing for Oil and Gas on Drinking Water Resources (external review draft)* – EPA/600/R-15/047. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, 998 p.

VAN KIRK, R.W., et L. BENJAMIN, 2001. "Statut and Conservation of Salmonids in Relation to Hydrologic Integrity in the Greater Yellowstone Ecosystem", *Western North American Naturalist*, vol. 61, n° 3, p. 359-374.

VENGOSH, A., R.B. JACKSON, N. WARNER, T.H. DARRAH et A. KONDASH, 2014. "A Critical Review of the Risks to Water Resources from Unconventional Shale Gas Development and Hydraulic Fracturing in the United States", *Environmental Science and Technology*, vol. 48, p. 8334-8348.

VIDIC, R.D., S.L. BRANTLEY, J.M. VANDENBOSSCHE, D. YOXTHEIMER et J.D. ABAD, 2013. "Impact of Shale Gas Development on Regional Water Quality", *Sciencemag*, vol. 340, 11 p.

VOLZ, C.-D, K. FERRAR, D. MICHANOWICZ, C. CHRISTEN, S. KEARNEY, M. KELSO et S. MALONE, 2011. *Contaminant Characterization of Effluent from Pennsylvania Brine Treatment Inc., Josephine Facility being released into Blacklick Creek, Indiana County, Pennsylvania: Implications for Disposal of Oil and Gas Flowback Fluids from Brine Treatment Plants*. Department of Environmental and Occupational Health Center for Healthy Environments and Communities. University of Pittsburgh. [En ligne], <http://www.epa.gov/sites/production/files/documents/contaminantcharacterizationofeffluent.pdf>.

WARNER, N. R., C.A CHRISTIE, R. B. JACKSON et A. VENGOSH, 2013. "Impacts of Shale Gas Wastewater Disposal on Water Quality in Western Pennsylvania", *Environmental Science and Technology*, vol. 47, p. 11849-11857.

WELTMAN-FAHS, M., et J.M. TAYLOR, 2013. "Hydraulic Fracturing and Brook Trout Habitat in the Marcellus Shale Region: Potential Impacts and Research Needs", *Fisheries*, vol. 38, n° 1, p. 6-15.

WILDERMAN, C.C., et J.J. MONISMITH, 2012. *Shale Gas Extraction: A study Design and Protocol for Volunteer Monitoring*, Alliance for Aquatic Resource Monitoring, 48 p.

WISEMAN, H., 2009. *Untested Waters: The Rise of Hydraulic Fracturing in Oil and Gas Production and the Need to Revisit Regulation*, Published in 20 FORDHAM ENVTL. L. REV. 115 (2009), 55 p.

WVDEP, 2009. *Selenium Bioaccumulation Among Select stream and Lake Fishes in West Virginia*, West Virginia Department of Environmental Protection, 39 p.

ZHANG, T., K. GREGORY, R.W. HAMMACK et R.D. VIDIC, 2014. "Co-precipitation of Radium with Barium and Strontium Sulfate and Its Impact on the Fate of Radium during Treatment of Produced Water from Unconventional Gas Extraction", *Environmental Science and Technology*, vol. 48, p. 4596-4603.

ZIEMKIEWICZ, P.F., et Y.T. HE, 2015. "Evolution of Water Chemistry During Marcellus Shale Gas Development: A Case Study in West Virginia", *Chemosphere*, vol. 134, p. 224-231.

Annexe 1 Résultats pour les contaminants dont les concentrations dans les eaux usées gazières ou pétrolières sont supérieures aux indicateurs de qualité préétablis

Tableau A1 – Contaminants présents en concentrations au-delà des seuils de toxicité aiguë (VAF)

Contaminants	Concentrations maximales avant traitement – QC (mg/L)	VAFe (mg/L)	Concentrations maximales avant traitement – É.-U. (mg/L)
Contaminants généraux			
Azote ammoniacal total	15,8	24 / 38 ¹	242
Bromures	Non mesuré	—	1 190
Chlorures	16 380	1 720	19 6000
Cyanures	0,041	0,044	0,954
Fluorures	Données insuffisantes	8	58,3
Nitrates	11	124 ²	15,9
Nitrites	Données insuffisantes	0,6	146
pH	9,71	—	11,6
Solides dissous totaux	7 190	3 440 ³	345 000
Sulfates	170	—	2 920
Sulfites	Non mesuré	—	38
Métaux totaux			
Antimoine	Données insuffisantes	2,3	0,2
Argent	Données insuffisantes	0,0012 ³	0,1
Arsenic	0,08	0,68	0,151
Baryum	3	1,2 ³	13 900
Béryllium	Données insuffisantes	0,0075 ³	0,08
Bore	12	55	97,9
Cadmium	< 0,05 ⁴	0,0021 ³	0,1
Chrome	< 0,5 ⁴	0,032 (CrVI)	0,704
Cobalt	Données insuffisantes	0,74	0,0278
Cuivre	< 0,5 ⁴	0,015 ³	116
Fer	9,1	6,9	574
Lithium	Non mesuré	1,8	153
Manganèse	Données insuffisantes	450	29,4
Mercure	0,002 (1/12)	0,0032 ⁵	0,065
Molybdène	Données insuffisantes	58	147
Nickel	< 0,5	0,52 ³	0,187
Plomb	0,4	0,068 ³	0,97
Sélénium	Données insuffisantes	0,12	0,35
Strontium	Non mesuré	81	4 830
Thallium	Données insuffisantes	0,094	1
Zinc	7,5	0,13 ³	247
COV et COSV			
Benzène	0,0091	1,9	2
Benzo(a)pyrène	Non mesuré	—	0,19
Chloroéthène (chlorure de vinyle)	< 0,0002	17	2
Dibromochlorométhane	Non mesuré	—	2
1,2-Dichloroéthane	< 0,0001	16	2
1,2-Dichloropropane	< 0,0001	4	2

Contaminants	Concentrations maximales avant traitement – QC (mg/L)	VAFé (mg/L)	Concentrations maximales avant traitement – É.-U. (mg/L)
1-4 Dioxane	Non mesuré	390	0,012
Éthylbenzène	0,0028	0,32	2
Naphtalène	Non mesuré	0,2	3,1
Pyridine	Non mesuré	—	0,67
Styrène	Non mesuré	2,9	2
Tétrachlorométhane	< 0,0002	1,4	2
Toluène (méthylbenzène)	0,0112	2,6	6,2
Tribromométhane (bromoforme)	Non mesuré	3	0,039
1,2,4-Trichlorobenzène	Non mesuré	0,2	2
1,1,1-Trichloroéthane	< 0,0002	1,6	2
1,1,2-Trichloroéthane	< 0,0001	6,4	2
1,2,4-Triméthylbenzène	Non mesuré	0,31	1,2
1,3,5-Triméthylbenzène	Non mesuré	0,81	0,3
Xylène	0,0059	0,73	6,5
Glycols			
Éthylène glycol	Non mesuré	3 400	0,13
Propane 1,2 diol	Non mesuré	2 100	0,16
Composés phénoliques			
Méthylphénol, 4-	Données insuffisantes	0,45	Non mesuré
Pentachlorophénol	< 0,001	0,017 pH7	0,94
Substances phénoliques totales	0,12	—	0,31
Tétrachlorophénol,2,3,5,6-	Données insuffisantes	0,017	Non mesuré
Trichlorophénol,2,4,6-	Données insuffisantes	0,001	Non mesuré
Autres composés organiques			
Hydrocarbures pétroliers C ₁₀ -C ₅₀	100	5,5 ⁶	0,21
Surfactants (anioniques)	Non mesuré	—	0,61

VAFé : valeur aiguë finale à l'effluent

Les valeurs en gras indiquent un dépassement de l'indicateur de qualité.

¹ Valeur établie pour un pH de 7,5 et une température de 7 et 20 °C.

² Valeur tirée de CCME, 2012.

³ Indice calculé pour une dureté de 50 mg/L.

⁴ Concentration maximale en dessous de la limite de détection, qui elle-même est supérieure à la VAFé.

⁵ Si une portion notable du mercure est sous forme de MeHg, ce critère n'est pas suffisamment protecteur.

⁶ Valeur établie pour les hydrocarbures pétroliers de type essence, carburant diesel ou mazout.

Tableau A2 – Contaminants présents en concentrations au-delà des indicateurs de qualité des eaux établis sur les critères chroniques pour la protection de la vie aquatique (100 X CVAC)

Contaminants	Concentrations maximales avant traitement – QC (mg/L)	100 X CVAC (mg/L)	Concentrations maximales avant traitement – É.-U. (mg/L)
Contaminants généraux			
Azote ammoniacal total	15,8	190 / 120 ¹	242
Bromures	Non mesuré	—	1 190
Chlorures	16 380	23 000	196 000
Cyanures	0,041	0,5	0,954
DBO ₅	675	300	1 950
Fluorures	6	20	58,3
MES	643,3	([naturelle] + 5) x 100	3 220
Nitrates	11	290	15,9
Nitrites	Données insuffisantes	20 ²	146
pH	9,71	6,5-9	11,6
Solides dissous totaux	7 190	46 000 ³	34 5000
Sulfates	170	50 000-150 000	2 920
Sulfites	Non mesuré	20	38
Phosphore	1,7	3	2,5
Métaux et ions majeurs			
Antimoine	Données insuffisantes	24	0,2
Argent	Données insuffisantes	0,01	0,1
Arsenic	0,08	15	0,151
Baryum	3	21 ⁴	13 900
Béryllium	Données insuffisantes	0,041 ⁴	0,08
Bore	12	500	97,9
Cadmium	< 0,05 ⁵	0,0016 ⁴	0,1
Chrome	< 0,5	(4,9 ⁴ - 1,1) ⁶	0,704
Cobalt	Données insuffisantes	10	0,62
Cuivre	< 0,5	0,52 ⁴	116
Fer	9,1	130	574
Lithium	Non mesuré	44	153
Manganèse	Données insuffisantes	1 ⁴	29,4
Mercur	0,002 (1/12)	0,091 ⁷	0,065
Molybdène	Données insuffisantes	320	147
Nickel	< 0,5	2,9 ⁴	0,137
Plomb	0,4	0,13 ⁴	0,97
Sélénium	Données insuffisantes	0,5	0,35
Strontium	Non mesuré	2 100	4 830
Thallium	Données insuffisantes	0,72	1
Zinc	7,5	6,7 ⁴	247
COV et COSV			
Benzène	0,0091	37	2
Benzo(a)pyrène	Non mesuré	—	0,19
Chloroéthène (chlorure de vinyle)	Données insuffisantes	93	2
Dibromochlorométhane	Non mesuré	—	2
1,2-Dichloroéthane	< 0,0001	10	2

Contaminants	Concentrations maximales avant traitement – QC (mg/L)	100 X CVAC (mg/L)	Concentrations maximales ayant traitement – É.-U. (mg/L)
1,2-Dichloropropane	< 0,0001	23	2
1-4 Dioxane	Non mesuré	2 200	0,012
Éthylbenzène	0,0028	9	2
Naphtalène	Non mesuré	1,1	3,1
Pyridine	Non mesuré	—	0,67
Styrène	Non mesuré	7,2	2
Tétrachlorométhane	< 0,0002	7,7	2
Toluène (méthylbenzène)	0,0112	0,2	6,2
Tribromométhane (bromoforme)	Non mesuré	6,5	0,039
1,2,4-Trichlorobenzène	Non mesuré	2,4	2
1,1,1-Trichloroéthane	< 0,0002	8,9	2
1,1,2-Trichloroéthane	< 0,0001	73	2
1,2,4-Triméthylbenzène	Non mesuré	1,7	1,2
1,3,5-Triméthylbenzène	Non mesuré	4,5	0,3
Xylène	0,0059	4,1	6,5
Glycols			
Éthylène glycol	Non mesuré	19 200	0,13
Propane 1,2 diol	Non mesuré	50 000	0,16
Composés phénoliques			
Méthylphénol, 4-	Données insuffisantes	2,5	Non mesuré
Pentachlorophénol	< 0,001	0,67	0,94
Substances phénoliques totales	0,12	—	0,31
Tétrachlorophénol,2,3,5,6-	Données insuffisantes	0,038	Non mesuré
Trichlorophénol,2,4,6-	Données insuffisantes	0,5	Non mesuré
Autres composés organiques			
Hydrocarbures pétroliers C ₁₀ -C ₅₀	100	20 ⁸	0,21
Surfactants (anioniques)	Non mesuré	4	0,61

CVAC: critère de prévention de la vie aquatique (effet chronique)

Les valeurs en gras indiquent un dépassement de l'indicateur de qualité.

¹ Valeur établie pour un pH de 7,5 et une température de 7 et 20 °C.

² Indice calculé pour une concentration de chlorures > 10 mg/L.

³ Pour l'exercice, le critère de SDT a été établi à 2 fois celui des chlorures.

⁴ Indice calculé pour une dureté de 50 mg/l CaCO₃.

⁵ Concentration maximale en dessous de la limite de détection, qui est plus de 100 fois supérieure au CVAC.

⁶ Valeurs établies pour le chrome III et chrome VI.

⁷ Si une portion notable du mercure est sous forme de MeHg, ce critère n'est pas suffisamment protecteur.

⁸ Valeur établie pour les hydrocarbures pétroliers de type essence, carburant diesel ou mazout.

Tableau A3 – Contaminants présents en concentrations importantes en regard de leur potentiel de bioaccumulation dans les organismes aquatiques (100 X CPCO)

Substances	Concentrations maximales avant traitement – QC (mg/L)	100 X CPCO ¹ sauf pour les SPTB ² (mg/L)	Concentrations maximales avant traitement – É.-U. (mg/L)
Contaminants généraux			
Cyanures	0,041	14	0,954
Métaux totaux			
Antimoine	< 0,05	64	0,2
Arsenic	0,08	2,1	0,151
Mercur	0,002 (1/12)	1,80E-06	0,065
Plomb	0,4	19	0,97
Sélénium	< 0,5	4,2	0,35
Thallium	< 1 ³	0,047	1
Vanadium	< 0,5	220	Non mesuré
COV et COSV			
Benzène	0,0091	5,1	2
Benzo(a)pyrène	Non mesuré	0,000018	0,19
Chloroéthène (chlorure de vinyle)	< 0,0002	0,24	2
Dibromochlorométhane	Non mesuré	1,3	2
Éthylbenzène	0,0028	210	2
Tribromométhane (bromoforme)	Non mesuré	14	0,039
Toluène (méthylbenzène)	0,0112	1 500	6,2
1,2,4-Trichlorobenzène	Non mesuré	7	2
Xylène	0,0059	1 600	6,5

Les valeurs en gras indiquent un dépassement de l'indicateur de qualité.

¹ Critère de prévention de la contamination, organismes aquatiques seulement.

² Substance persistante, toxique et bioaccumulable : mercure et sélénium.

³ Concentration maximale en dessous de la limite de détection, qui elle-même est supérieure à 100 fois le CPCO.

Annexe 2 Composés susceptibles d'être utilisés dans les intrants destinés à la fracturation des gisements non conventionnels de gaz et de pétrole, au Québec (tiré de Étude E3-5 (MDDEFP, 2013) et de AENV12 (CEAEQ, 2015)).

Composé (nom français)	Composé (nom anglais)	CAS	Utilisation	Référence
Acétaldéhyde	Acetaldehyde	75-07-0	Agent inhibiteur de corrosion	Stringfellow et collab., 2014
Acétone	Acetone	67-64-1		
Acide acétique	Acetic acid	64-19-7	Antitartre	MDDEFP, 2013
Acide fumarique	Fumaric acid	110-17-8	Agent gélifiant	Stringfellow et collab., 2014
Acide d'huile de tall	Tall oil acid ou fatty acids	61790-12-3	Anticorrosif	MDDEFP, 2013
Acide formique	Formic acid	64-18-6	Agent acidifiant	
Acide sulfamique	Sulfamic acid	5329-14-6	Agent inhibiteur de corrosion	Broderick et collab., 2011
Alcool	Alcohol	—	Composé de traitement de puits de pétrole	MDDEFP, 2013
Alcool n-butylique	n-butyl alcohol	71-36-3	Solvant	Colborn et collab., 2011; Broderick et collab., 2011
Alcools éthoxylés, C14-C15	Ethoxylated alcohols, C14-15	68951-67-7	Anticorrosif	MDDEFP, 2013
Alcools éthoxylés, C12-C15	Ethoxylated alcohol, C12-15	68131-39-5	Stimulateur de reflux	
Alcools éthoxylés, ramifiés	Ethoxylated alcohol, branched	78330-19-5	Anti-émulsifiant	
Alkoxyates d'alkyle	Alkyl alkoxylate	—	Composé de traitement de puits de pétrole	
Alpha-alcènes, C > 10	Alkenes, C>10 alpha-	64743-02-8	Anticorrosif	MDDEFP, 2013
Amino triacétate de sodium	Nitrilotriacetic acid trisodium salt monohydrate	18662-53-8	Agent séquestrant du fer	
Anhydre acétique	Acetic anhydride	108-24-7	Fluidifiant	Broderick et collab., 2011
1,2-Benzisothiazol-3(2H)-one	1,2-Benzisothiazol-3(2H)-one	2634-33-5	Biocide	
Béatine de cocamidopropyle	Cocamido propyl betaine	61789-40-0	Contrôleur d'argile et de pH, surfactant	MDDEFP, 2013
Bisulfite de sodium	Sodium bisulfite	7631-90-5		CEAEQ, 2015
1-bromo-3-chloro-5,5-diméthyl-hydantoïne (BCDMH)	1-Bromo-3-chloro-5,5-dimethylhydantoin	16079-88-2	Biocide	Stringfellow et collab., 2014
Butoxy éthanol, 2-	Butoxy ethanol	111-76-2	Agent acidifiant	MDDEFP, 2013
Carbonate de potassium	Carbonic acid, dipotassium salt	584-08-7	Contrôleur de pH	
Carboxyméthyl d'hydroxypropyle gomme	Carboxymethyl hydroxypropyl guar gum	68130-15-4	Agent gélifiant	Stringfellow et collab., 2014

Composé (nom français)	Composé (nom anglais)	CAS	Utilisation	Référence
de guar				
Carboxyméthyl gomme de guar	Carboxymethyl guar gum	39346-76-4		
Cellulase	Hemicellulase enzyme	9012-54-8	Agent interrupteur	
Chlore	Chlorine	7782-50-5	Fluide de stimulation	MDDEFP, 2013
Cellulose de Carboxyméthyl hydroxyéthyl éther	Carboxymethyl hydroxyethyl cellulose	9004-30-2	Agent gélifiant	Stringfellow et collab., 2014
Chlorhydrate d'hydroxylamine	Hydroxylamine hydrochloride	5470-11-1	Agent inhibiteur de corrosion	Broderick et collab., 2011
Chlorhydrate de N,N-diméthyl-octadécylamine	Octadecanamine, N,N-dimethyl-, hydrochloride, 1- (1:1)	1613-17-8	Surfactant	MDDEFP, 2013
Chloroacétate de sodium	Sodium Chloroacetate	3926-62-3	Biocide	Broderick et collab., 2011
Chlorure de (chloro-3 propenyl-2(z))-1 triaza-3,5,7 azoniatricyclo-1 decane[3.3.1(3.7)]	1-(3-chloro-2-propenyl)-3,5,7-triaza-1-azoniatricyclo[3.3.1(3,7)] decane chloride	51229-78-8	Biocide	Broderick et collab., 2011
Chlorure d'ammonium	Ammonium chloride	12125-02-9	Antitartre	
Chlorure d'ammonium triméthylque d'octadécyle (ammonium quaternaire)	Trimethyloctadecyl ammonium chloride	112-03-8	Surfactant	MDDEFP, 2013
Chlorure de choline	Choline chloride	67-48-1	Contrôleur d'argile	Stringfellow et collab., 2014
Chlorure d'hydrogène	Hydrochloric acid	7647-01-0	Agent acidifiant	MDDEFP, 2013
Chlorure de sodium	Sodium chloride	7647-14-5	Agent interrupteur, réducteur de friction, inhibiteur de l'échelle, contrôleur d'argile, biocide	CEAEQ, 2015
Composé d'acide gras et d'huile de tall	Complex alkylaryl polyo-ester	68188-40-9	Anticorrosif	MDDEFP, 2013
Copolymère d'acrylamide	Acrylamide copolymer	38193-60-1	Réducteur de friction	MDDEFP, 2013
Copolymère d'acrylamide et d'acrylate	Acrylamide copolymer	—	Composé de traitement de puits de pétrole	MDDEFP, 2013
Chlorure de calcium	Calcium chloride	10043-52-4		CEAEQ, 2015
Chlorure de didécyl diméthyl ammonium	Didecyl dimethyl ammonium chloride	7173-51-5	Biocide	Stringfellow et collab., 2014
Chlorure de potassium	Potassium chloride	7447-40-7		CEAEQ, 2015
Chlorure de tétraméthyl ammonium	Tetramethyl ammonium chloride	75-57-0	Contrôleur d'argile	Stringfellow et collab., 2014; Colborn et collab., 2011
Chlorure de tributyl tétradécyl phosphonium	Tributyl tetradecyl phosphonium chloride	81741-28-8	Biocide	
Complexe de zirconium d'hydroxy lactate de sodium	Zirconium hydroxy lactate sodium complex	113184-20-6	Agent réticulant	Stringfellow et collab., 2014
Cumène	Cumene	98-82-8	Solvant	Kassotis et collab., 2013; Broderick et collab., 2011
Dérivé de sulfonate de	Benzene sulphonate	147732-60-3		MDDEFP, 2013

Composé (nom français)	Composé (nom anglais)	CAS	Utilisation	Référence
benzène	derivative		Additif pour acide	
Dérivés d'acide benzosulfonique, C10-16	Benzenesulphonic acid, C10-16 alkyl derivatives	68584-22-5		
Dérivés de quinoline	Quaternary quinoline derivatives	72480-70-7	Anticorrosif	
Dibromoacétonitrile	Dibromoacetonitrile	3252-43-5	Biocide	Colborn et collab., 2011; INSPQ, 2010
Dibromo-3- nitrilopropionamide, 2,2-	Dibromo-3- nitrilopropionamide, 2,2-	10222-01-2		MDDEFP, 2013
Diéthanolamine	Diethanolamine	111-42-2	Agent interrupteur	
Difluorure d'ammonium	Ammonium difluoride	1341-49-7	Biocide	Broderick et collab., 2011
Di-iso-propylnaphthalène	Naphthalene bis(1- methylethyl)	38640-62-9	Solvant	
N,N-diméthylformamide	N,N-dimethylformamide	68-12-2	Agent inhibiteur de corrosion	Stringfellow et collab., 2014; Kassotis et collab., 2013; INSPQ, 2010
Diméthyl-octadecylamine, N,N-	Octadecanamine, N,N- dimethyl-, 1-	124-28-7	Surfactant	MDDEFP, 2013
3,5-diméthyl-2h- tétrahydro-1,3,5- thiadiazine-2-thione	3,5-dimethyl-tetrahydro- 1,3,5-thiadiazine-2- thione (Dazomet)	533-74-4	Biocide	Colborn et collab., 2011; Broderick et collab., 2011
1,4-Dioxane	1,4-Dioxane	123-91-1	Solvant	Broderick et collab., 2011
Dioxyde de chlore	Chlorine dioxide	10049-04-4		CEAEQ, 2015
Dioxyde de magnésium	Magnesium dioxide	14452-57-4		CEAEQ, 2015
Dipropylène glycol	Propylene glycol	25265-71-8	Stimulateur de reflux	MDDEFP, 2013
Distillats de pétrole (C9- C16) (2x)	Distillates, petroleum, hydrotreated light	64742-47-8	Réducteur de friction, épaississant	
Érythorbate de sodium	Sodium erythorbate	6381-77-7	Agent séquestrant le fer	Stringfellow et collab., 2014
Esters d'acides gras	Fatty acid esters	91744-20-6	Réducteur de friction	MDDEFP, 2013
Ethanediaminium,N1,N2- bis [2-[bis(2- hydroxyethyl)methylamm onio]ethyl]-N1,N2-bis (2-hydroxyethyl)-N1,N2- dimethyl-,chloride (1:4), 1,2-	Complexe polyamine salts	138879-94-4	Contrôleur d'argile, abaissement du pH, tampon, surfactant	MDDEFP, 2013
Éthanolamine	Ethanolamine	141-43-5	Antitartre	
Éthanol	Ethanol	64-17-5	Surfactant, biocide	CEAEQ, 2015
Éthylamine	Ethylamine	75-04-7	Agent réticulant	Stringfellow et collab., 2014
Éthyl-1-octyn-3-ol, 4-	Ethyloctynol	5877-42-9	Anticorrosif	MDDEFP, 2013
Éthylène glycol	Ethylene glycol	107-21-1	Briseur d'enzymes	
Formaldéhyde	Formaldehyde	50-00-0	Antitartre, anticorrosif, agent acidifiant	

Composé (nom français)	Composé (nom anglais)	CAS	Utilisation	Référence
Formamide	Formamide	75-12-07	Agent acidifiant	
Glutaraldéhyde	Glutaraldehyde	111-30-8	Biocide	Stringfellow et collab., 2014; Broderick et collab., 2011; INSPQ, 2010
Glycol	Glycol	—	Composé de traitement de puits de pétrole	MDDEFP, 2013
Glyoxal	Glyoxal	107-22-2	Agent réticulant	Colborn et collab., 2011
Gomme de guar	Guar gum	9000-30-0	Agent gélifiant	Stringfellow et collab., 2014; INSPQ, 2010
Gomme de xanthane	Xanthan gum	11138-66-2		Colborn et collab., 2011
Huile de ricin éthoxylé	Castor oil ethoxylated	61791-12-6	Stimulateur de reflux	MDDEFP, 2013
Huiles de base de faible toxicité		—	Anti-émulsifiant, Agent interrupteur	MDDEFP, 2013
Hydroxyde de sodium	Sodium hydroxide	1310-73-2	Fluide de stimulation	MDDEFP, 2013
2-Hydroxyéthyle cellulose	2-hydroxyethyl cellulose	9004-62-0	Agent gélifiant	Stringfellow et collab., 2014; INSPQ, 2010
Hydroxypropyl cellulose	Hydroxypropyl cellulose	9004-64-2		Stringfellow et collab., 2014
2-Hydroxy propyle de gomme de guar	Hydroxypropyl guar gum	39421-75-5	Agent gélifiant	Stringfellow et collab., 2014
Hypochlorite de sodium	Sodium hypochlorite	7681-52-9	Anti-émulsifiant, fluide de stimulation	MDDEFP, 2013
Laurylsulfate de sodium	Sodium lauryl sulfate	151-21-3	Surfactant	Stringfellow et collab., 2014
Limonène, d-	Limonene, d-	5989-27-5	Stimulateur de reflux	MDDEFP, 2013
Métaborate de potassium	Potassium metaborate	13709-94-9		CEAEQ, 2015
Méthanol	Methanol	67-56-1	Anticorrosif, agent acidifiant	MDDEFP, 2013
1-Méthoxy-2-hydroxypropane	1-methoxy-2-hydroxypropane	107-98-2	Solvant	Broderick et collab., 2011
Naphtalène	Naphthalene	91-20-3	Anticorrosif	MDDEFP, 2013
Nonyl phénol éthoxylé	Polyethylene glycol-(phenol) ethers	9016-45-9	Surfactant	
Octaméthylcyclotétrasiloxane	Octamethylcyclotetra-siloxane	556-67-2	Anti-émulsifiant	
Oxyde d'éthylène	Ethylene oxide	75-21-8	Biocide	Colborn et collab., 2011; Broderick et collab., 2011
Oxyde de magnésium	Magnesium oxide	1309-48-4		CEAEQ, 2015
Peroxyde de calcium	Calcium peroxide	1305-79-9		CEAEQ, 2015
Persulfate d'ammonium	Ammonium persulfate	7727-54-0	Agent interrupteur	Stringfellow et collab., 2014
Persulfate de potassium	Potassium persulfate	7727-21-1		CEAEQ, 2015
Persulfate de sodium	Sodium persulphate	7775-27-1	Anti-émulsifiant	MDDEFP, 2013
Phosphate de tributyle	Tributyl phosphate	126-73-8	Agent anti-émulsifiant	Colborn et collab., 2011; INSPQ, 2010
Polysaccharide (Mélange)	Polysaccharide blend	—	Épaississant	MDDEFP, 2013

Composé (nom français)	Composé (nom anglais)	CAS	Utilisation	Référence
de)				
Propane-1,2-diol	Propylene glycol	57-55-6	Stimulateur de reflux	
Propane-1-ol	Propylic Alcohol	71-23-8	Anticorrosif	
Propane-2-ol	Isopropanol	67-63-0	Anticorrosif, anti-émulsifiant, stimulateur de reflux, agent acidifiant, fluide de stimulation	
Propanediamine-2-substitué, -1,3-di-chlorure d'hexaalkyle	Propanediaminium-2-substitued, - hexaalkyl-, di halide, 1,3-	—	Stabilisateur d'argile	
Prop-2-yne-1-ol	Propargyl alcohol	107-19-7	Anticorrosif	
Pyridinium	Pyridinium	16969-45-2	Agent inhibiteur de corrosion	Stringfellow et collab., 2014
Résines alkylphénoliques oxyalkylées	Oxyalkylated alkylphenol	68891-11-2	Acide anticorrosion	MDDEFP, 2013
Sel sodique de l'acide borique	Boric acid sodium salt	1333-73-9	Agent réticulant	Stringfellow et collab., 2014
Sel tétrasodique de l'acide éthylènediaminetétraacétique anhydre	Tetrasodium Ethylenediaminetetraacetate	64-02-8		CEAEQ, 2015
Solvant Naphta aromatique lourd	Heavy aromatic Naphtha	64742-94-5	Anticorrosif, agent acidifiant	MDDEFP, 2013
Sulfate de cuivre	Copper sulfate	7758-98-7		CEAEQ, 2015
Sulfate de fer	Ferrous sulfate	7720-78-7		CEAEQ, 2015
Sulfate de nickel	Nickel sulfate	7786-81-4		CEAEQ, 2015
Sulfate de tétrakis(hydroxyméthyl)phosphonium	Tetrakis (hydroxymethyl) phosphonium sulfate	55566-30-8	Biocide	Stringfellow et collab., 2014; Colborn et collab., 2011
Sulfate de zirconium	Zirconium sulfate	14644-61-2	Agent réticulant	Stringfellow et collab., 2014
Terpène	Terpenes	—	Composé de traitement de puits de pétrole	MDDEFP, 2013
Tétraborate de sodium décahydraté	Sodium tetraborate decahydrate	1303-96-4	Agent réticulant	Stringfellow et collab., 2014; Broderick et collab., 2011
Tétranitrate de zirconium	Zirconium tetranitrate	13746-89-9		Stringfellow et collab., 2014
Thiourée (Polymère de)	Thiourea polymer	68527-49-1	Anticorrosif	MDDEFP, 2013
Triéthanolamine	Triethanolamine	102-71-6	Anti-émulsifiant	
Triéthylène glycol	Triethylene glycol	112-27-6	Stimulateur de reflux	
Triméthylbenzène, 1,2,4-	Trimethylbenzene, 1,2,4-	95-63-6	Anticorrosif	MDDEFP, 2013
Xylène sulfonate de sodium	Sodium xylene sulphonate	1300-72-7	Surfactant	
Zirconate de triéthanolamine	Triethanolamine zirconate	101033-44-7	Agent réticulant	Stringfellow et collab., 2014
Zirconium, complexe de-	Zirconium complex	197980-53-3		MDDEFP, 2013

Composé (nom français)	Composé (nom anglais)	CAS	Utilisation	Référence
Autres composés (US EPA, 2015)				
Hydroxyde de potassium	Potassium hydroxide	1310-58-3	Agent de réticulation, tampon	US EPA, 2015
Acide citrique	Citric acid	77-92-9	Contrôleur du fer	
Résines phénoliques	Phenolic resin	9003-35-4	Agent de soutènement	

Les composés surlignés en grisé sont les 20 composés (l'eau et le quartz ne sont pas présents) les plus fréquemment rapportés par les renseignements fournis pour les puits de pétrole aux États-Unis (US EPA, mars 2015). Les trois composés regroupés à la fin de la liste n'ont pas été identifiés dans les 125 composés susceptibles d'être utilisés au Québec.



**Développement durable,
Environnement et Lutte
contre les changements
climatiques**

Québec 