



Université du Québec à Rimouski
Institut des sciences de la mer de Rimouski

Étude GENV35 - État des connaissances sur le potentiel de danger des bitumes dilués

Évaluation environnementale stratégique globale sur les hydrocarbures

Rapport final

5 octobre 2015

AVERTISSEMENT

Le présent document a été réalisé pour le compte du gouvernement du Québec dans le cadre des évaluations environnementales stratégiques sur les hydrocarbures. L'auteur est responsable du choix et de la présentation des faits. Les opinions exprimées dans ce document sont celles de l'auteur et n'engagent aucunement le gouvernement du Québec.

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Recherche et rédaction

Marjorie Allaire-Verville¹, M. Sc., auxiliaire de recherche

Révision

Émilien Pelletier¹, Ph. D., professeur UQAR/ISMER

Gaëlle Triffault-Bouchet², Ph. D., chef de division, écotoxicologue, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

¹ Institut des sciences de la mer de Rimouski, Université du Québec à Rimouski

² Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

Sommaire

Au Canada, les réserves de sables bitumineux sont localisées dans des gisements situés au nord de l'Alberta. Le bitume est extrait des sables par extraction à ciel ouvert ou par extraction *in situ*, puis est transporté en majorité vers les États-Unis par oléoducs. Toutefois, le bitume est trop dense et trop visqueux pour être transporté tel quel. L'ajout d'un diluant permet d'atteindre une viscosité suffisamment faible pour le transporter par oléoducs. Les bitumes dilués avec des condensats de gaz naturel ou à base de naphta sont appelés «*dilbit*», terme qui provient de la contraction de l'appellation anglaise *diluted bitumen*. Les bitumes dilués avec du pétrole brut synthétique, issu de la valorisation du bitume, sont appelés «*synbit*». Un bitume dilué à la fois avec des condensats de gaz naturel ou à base de naphta et du pétrole brut synthétique est appelé «*dilsynbit*».

Les principaux composés présents dans les bitumes dilués peuvent se diviser en quatre catégories : les composés saturés, les composés aromatiques, les résines et les asphaltènes. Les composés saturés sont représentés par les alcanes linéaires (paraffines normales), branchés (isoparaffines) et cycliques (cycloalcanes) ainsi que les acides naphthéniques. Les composés aromatiques sont les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes) ainsi que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Les résines sont des molécules polaires, qui contiennent plusieurs noyaux aromatiques et qui peuvent contenir des chaînes latérales d'alcane ainsi que des hétéroatomes. Les asphaltènes sont la classe d'hydrocarbures qui précipite à la suite de l'addition d'un excès de n-alcane, tels que le n-pentane ou le n-heptane, et qui est soluble dans les solvants aromatiques, tels que le toluène ou le benzène. Les asphaltènes sont ainsi constitués de plusieurs centaines de composés qui ont des solubilités similaires, mais qui peuvent avoir des structures, des tailles et des formes différentes.

Selon la *National Academy of Sciences*, les propriétés des bitumes dilués relatives à la corrosion des oléoducs (gaz dissous, eau, sédiments, acides organiques, conditions d'opération des oléoducs et corrosion induite par les microorganismes) n'indiquent pas que ces derniers sont plus à risque de causer des bris dans les oléoducs que les autres types de pétrole. Cependant, le rôle des asphaltènes et de leur précipitation dans les mécanismes de corrosion ne sont pas bien connus. Par ailleurs, la littérature disponible sur le potentiel de corrosion des bitumes dilués est majoritairement issue de sources associées à l'industrie pétrolière. Il apparaît donc nécessaire de compléter ces informations et que celles-ci soient produites par des sources indépendantes et soient révisées par les pairs.

Les caractéristiques physico-chimiques des bitumes dilués permettent de comprendre leur comportement et leur devenir. Elles changent dans le temps lorsque le pétrole est soumis à des processus de vieillissement. À titre d'exemple, après évaporation, il a été observé que la densité, la viscosité, le point d'éclair et le point d'écoulement du bitume dilué augmentent. Le vieillissement des bitumes dilués provoque l'évaporation des fractions légères (saturées et aromatiques) et l'augmentation de la proportion des résines et des asphaltènes.

Après un déversement en milieu aquatique, les bitumes dilués sont soumis à plusieurs processus d'altération physiques, chimiques et biologiques : l'évaporation, la photo-oxydation, la dissolution, l'émulsification, l'interaction avec des particules et la sédimentation, la dispersion et la biodégradation. Ces processus d'altération influencent le devenir des hydrocarbures dans l'environnement. La perte rapide des fractions légères et la présence d'une grande proportion de composés lourds dans les bitumes dilués fait en sorte que la densité augmente avec le vieillissement. Si la densité devient supérieure à celle de l'eau douce ou de mer, le pétrole va s'enfoncer et couler au fond. Une étude d'Environnement Canada sur le comportement des bitumes dilués en milieu aquatique indique que l'évaporation seule n'est pas suffisante pour faire augmenter la densité des bitumes dilués AWB et CLB au-dessus de celle de l'eau de mer. Toutefois, une étude a montré que dans des conditions représentatives du milieu naturel et en l'absence de particules en suspension, des gouttelettes de pétrole assez denses pour couler étaient formées après 6 jours. De plus, il apparaît que la présence de particules fines joue un rôle prépondérant dans le devenir et la flottabilité des bitumes dilués. Le comportement des bitumes dilués dans les eaux souterraines n'a fait l'objet d'aucune étude à ce jour.

Selon les informations répertoriées, les bitumes dilués semblent toxiques pour les invertébrés benthiques et les poissons. D'autres études sont nécessaires sur la toxicité des bitumes dilués vis-à-vis des organismes aquatiques.

L'analyse de trois cas de déversements de bitume dilué, ceux de Burnaby (Colombie-Britannique), de la rivière Kalamazoo (Michigan) et de Mayflower (Arkansas), a permis de constater qu'en présence de certaines conditions environnementales, comme une forte charge sédimentaire, le pétrole peut s'enfoncer et couler en peu de temps. Une fois le pétrole au fond du cours d'eau, il est beaucoup plus difficilement récupérable. De plus, les composés volatils issus du diluant s'évaporent rapidement et peuvent affecter la qualité de l'air.

En milieu terrestre, les bitumes dilués peuvent s'évaporer, s'adsorber sur les particules du sol, migrer verticalement et horizontalement et être biodégradés par les microorganismes. Lors d'une étude sur la migration verticale, le bitume dilué a migré beaucoup plus lentement que les pétroles conventionnels lourds et légers.

Dans les trois cas de déversement en milieu aquatique analysés, une portion du milieu terrestre a également été impactée. Dans les trois cas, les sols ont été excavés et remplacés par des sols propres. À notre connaissance, aucune étude sur les effets à long terme des bitumes dilués sur les organismes terrestres n'est disponible.

Les options de traitement en cas de déversement de bitume dilué sont limitées. En milieu aquatique, le confinement et la récupération des hydrocarbures sur l'eau peuvent être efficaces dépendamment des conditions environnementales. Ils doivent s'effectuer avant que le pétrole commence à s'enfoncer, car si le pétrole a coulé, des méthodes invasives comme le dragage et le brassage immergé des sédiments doivent être utilisées pour le récupérer. Peu d'études ont montré l'effet des dispersants et autres agents de traitement sur les bitumes dilués. Néanmoins,

le dispersant Corexit 9500 semble démontrer une certaine efficacité sur les bitumes dilués AWB et CLB. Des études supplémentaires sur l'efficacité de ces produits doivent donc être effectuées. En milieu terrestre, les sols sont excavés et remplacés par des sols propres.

Plusieurs lacunes dans les connaissances ont ainsi été identifiées et devraient être comblées afin de mieux comprendre et prédire le comportement des bitumes dilués dans l'environnement et leurs impacts sur les écosystèmes aquatique et terrestre ainsi que d'évaluer les risques qui leur sont associés.

Table des matières

Liste des tableaux	ix
Liste des figures	x
1. Introduction.....	1
2. Caractéristiques physico-chimiques.....	4
3. Bitumes dilués et transport par oléoduc.....	12
3.1. L'oxygène	12
3.2. Le dioxyde de carbone	13
3.3. L'eau.....	13
3.4. Les sels de chlorures	13
3.5. Le soufre.....	14
3.6. Les acides organiques	14
3.7. Les asphaltènes.....	15
3.8. Les particules solides	16
3.9. Les microorganismes.....	16
3.10. Besoin d'acquisition de connaissance.....	17
4. Devenir en milieu aquatique	18
4.1. Processus de vieillissement.....	18
4.2. Flottabilité des bitumes dilués.....	19
4.3. Toxicité des bitumes dilués.....	24
4.4. Besoin d'acquisition de connaissances	24
5. Déversements en milieu aquatique	26
5.1. Burnaby, 2007.....	26
5.2. Kalamazoo, 2010.....	30
5.3. Mayflower, 2013.....	32
6. Devenir en milieu terrestre	38
6.1. Processus impliqués.....	38
6.2. Besoin d'acquisition de connaissances	40
7. Déversements en milieu terrestre.....	41
8. Options de traitement.....	42
8.1. En milieu aquatique	42

8.2. En milieu terrestre	43
8.3. Besoin d'acquisition de connaissances	43
9. Conclusion	44
10. Références	47

Liste des tableaux

Tableau 1	Caractéristiques physico-chimiques de bitumes dilués et synthétiques provenant de l'Alberta, au Canada	5
Tableau 2	Propriétés physiques de l'Access Western Blend et du Cold Lake Blend frais et après vieillissement par évaporation (EC et collab., 2013).....	9
Tableau 3	Résumé des impacts mesurés après le déversement de Burnaby (Stantec, 2012)	28
Tableau 4	Caractéristiques physico-chimiques du Wabasca Heavy Bitumen tirées de la fiche de sécurité d'Exxon Mobil (2013a).....	33
Tableau 5	Résultats de la campagne d'échantillonnage effectuée après le déversement de Mayflower	36
Tableau 6	Évaluation des risques environnementaux pour les échantillons dépassant les valeurs de référence écologiques après le déversement de Mayflower	37
Tableau 7	Temps requis au pétrole pour rejoindre la base de la colonne de sable	38

Liste des figures

Figure 1	Localisation des trois gisements de sables bitumineux au Canada : Athabasca, Cold Lake et Peace River Alberta (Chopra et collab., 2010).....	1
Figure 2	Exemples de structures moléculaires : a) asphaltène à structure condensée, b) résine, c) acide naphthénique, et d) asphaltène à structure dispersée (Langevin et collab., 2004 ; University of Alberta, s.d.)	7
Figure 3	Composition chimique de l'Access Western Blend et du Cold Lake Blend après évaporation, comparativement à deux mazouts lourds (EC et collab., 2013)	11
Figure 4	Différentes formes de micelles d'asphaltènes : a) sphérique, b) parabololoïde, et c) cylindrique (Mousavi-Dehghani et collab., 2004)	15
Figure 5	Devenir des hydrocarbures après un déversement en milieu aquatique en fonction des conditions environnementales selon CMTHO (1999).....	21
Figure 6	Application de nettoyeur de plage sur les littoraux rocheux à Westridge (Western Canada Marine Response Corporation)	27
Figure 7	Lieu du déversement de la ligne 6B de l'oléoduc de la compagnie Enbridge ainsi que la portion de la rivière Kalamazoo impactée (Dollhopf et collab., 2014).....	30
Figure 8	Application du produit PMFI Organoclay (CETCO™) sur la végétation de la crique Dawson (Arcadis, 2015).....	35

Liste des abréviations

ADEQ :	<i>Arkansas Department of Environmental Quality</i>
AHS :	<i>Albian Heavy Synthetic</i>
AITF :	<i>Alberta Innovates – Technology Futures</i>
AWB :	<i>Access Western Blend</i>
BP :	<i>British Petroleum</i>
BSTC :	Bureau de la sécurité des transports du Canada
BTEX :	Benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes
CAPP :	<i>Canadian Association of Petroleum Producers</i>
CEWAF :	<i>Chemically-enhanced water accomodated fraction</i>
CLB :	<i>Cold Lake Blend</i>
COV :	Composés organiques volatils
cP :	Centipoise, unité de la viscosité dynamique
CSE :	<i>Center for Spill in the Environment, University of New Hampshire</i>
cSt :	Centistoke, unité de la viscosité cinématique
EC :	Environnement Canada
ERE :	Évaluation des risques environnementaux
FERC :	<i>Federal Energy Regulatory Commission</i>
HAP :	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HMW HAP :	HAP de poids moléculaire élevé
HPT :	Hydrocarbures pétroliers totaux
MDEQ :	<i>Michigan Department of Environmental Quality</i>
MTBE :	Méthyl ter-butyl éther
NAS :	<i>National Academy of Sciences</i>
ONÉ :	Office National de l'Énergie du Canada
PHMSA :	<i>Pipeline and Hazardous Materials Safety Administration</i>
P.S.U. :	<i>Practical Salinity Unit (1 g de sel par kg d'eau)</i>
SARA :	Saturés, aromatiques, résines et asphaltènes
SCAT :	<i>Shoreline cleanup assessment technique</i>
TAME :	Ter-amyl méthyl éther
TAN :	Indice d'acidité (<i>total acid number</i>)
USEPA :	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
WAF :	<i>Water accomodated fraction</i>
VRE :	Valeur de référence écologique
WCS :	<i>Western Canadian Select</i>
WHB :	<i>Wabasca Heavy Bitumen</i>

1. Introduction

À la fin de l'année 2013, il a été estimé que le Canada possédait 10,3 % des réserves mondiales prouvées de pétrole et se trouvait au troisième rang des pays possédant des gisements de pétrole, juste derrière le Venezuela (17,7 %) et l'Arabie Saoudite (15,8 %) (*British Petroleum* [BP], 2014). Les réserves de pétrole conventionnel s'épuisent et les demandes en hydrocarbures pétroliers continuent d'augmenter à travers le monde. En conséquence, bien que les pétroles légers conventionnels soient plus faciles et peu coûteux à exploiter comparativement aux pétroles lourds conventionnels et aux pétroles non conventionnels, l'industrie se tourne de plus en plus vers l'exploitation des pétroles lourds et des bitumes (Meyer et Attanasi, 2003).

Au Canada, les réserves de sables bitumineux sont localisées dans trois principaux gisements au nord de l'Alberta : Athabasca, Cold Lake et Peace River (figure 1, tirée de Chopra et collab., 2010).

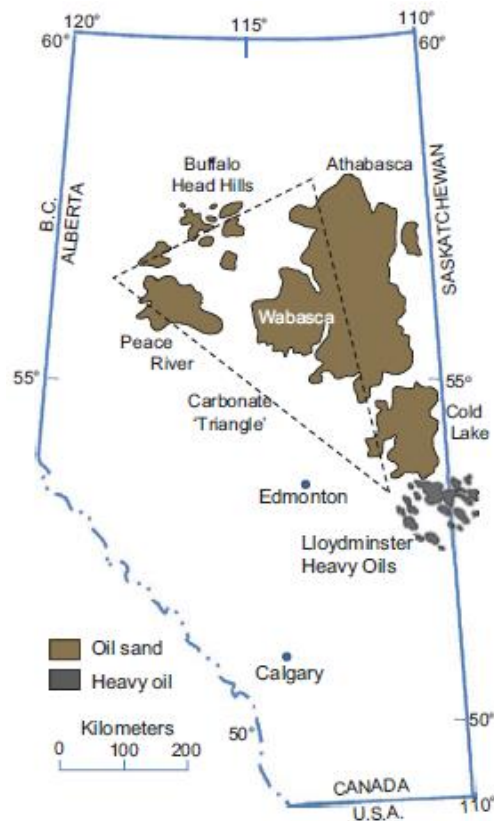


Figure 1 Localisation des trois gisements de sables bitumineux au Canada : Athabasca, Cold Lake et Peace River Alberta (Chopra et collab., 2010)

Le bitume a été formé lorsque le pétrole est remonté vers la surface de la terre et s'est refroidi (Environnement Canada [EC] et collab., 2013). Les communautés microbiennes ont alors pu dégrader le pétrole, éliminant ainsi les composés légers et solubles dans l'eau ainsi que quelques composés plus lourds.

L'extraction des sables bitumineux s'effectue de deux façons : l'extraction à ciel ouvert et l'extraction *in situ* (Dupuis et Ucan-Marin, 2015). La première méthode est utilisée lorsque les gisements sont à moins de 75 m de la surface alors que la deuxième est utilisée lorsque les gisements sont situés plus en profondeur (Crosby et collab., 2013). En 2014, au Canada, 912 000 barils par jour ont été produits par extraction à ciel ouvert et 1,2 million de barils par jour ont été produits par extraction *in situ* (CAPP, 2015).

Une fois le bitume extrait des sables, il est transporté en majorité vers les États-Unis (Crosby et collab., 2013). Les marchés de l'Asie et de l'Europe sont en cours de développement (Crosby et collab., 2013), quoique le prix du pétrole à la baisse depuis 2014 peut modifier les projets d'expansion du marché du bitume dilué. Les oléoducs sont le principal moyen de transport des hydrocarbures entre les installations de production des champs pétrolifères et le lieu où ils sont utilisés comme carburants ou raffinés en produits de plus grande valeur (Crosby et collab., 2013).

La densité et la viscosité élevées du bitume rendent son transport par oléoducs impossible. Il est donc nécessaire de réduire sa viscosité. L'ajout d'un diluant est une des techniques les plus utilisées depuis les années 1930 (Hart et collab., 2014 ; Martinez-Palou et collab., 2011). Les bitumes dilués avec des condensats de gaz naturel ou à base de naphta sont appelés «*dilbit*», terme qui provient de la contraction de l'appellation anglaise *diluted bitumen*. Les bitumes dilués avec du pétrole brut synthétique, issu de la valorisation du bitume, sont appelés «*synbit*» (EC et collab., 2013). Un bitume dilué à la fois avec des condensats de gaz naturel ou à base de naphta et du pétrole brut synthétique est appelé «*dilsynbit*». Quelques études ont également évalué la possibilité d'utiliser d'autres diluants, par exemple le méthyl ter-butyl éther (MTBE) et le ter-amyl méthyl éther (TAME), deux solvants habituellement utilisés pour augmenter l'indice d'octane de l'essence, le kérosène ou encore le pentanol (Gateau et collab., 2004 ; Hart, 2014). Le choix du diluant est fondamental, car l'ajout d'un condensat ou d'un pétrole léger peut conduire à la précipitation et au dépôt des asphaltènes et des paraffines présents dans le bitume, ce qui risque d'obstruer les canalisations (Martinez-Palou et collab., 2011). Les ratios bitume:diluant varient selon les lots de production et les saisons, mais sont en général de 70:30 pour les *dilbits* et de 50:50 pour les *synbits* (CAPP, 2015). Notons que l'*Orimulsion*, un bitume provenant de la ceinture de l'Orénoque au Vénézuéla, n'est pas à proprement parler un *dilbit*. Il correspond plutôt à une émulsion de bitume dans l'eau qui est stabilisée par des additifs (EC et collab., 2013).

En 2013, 207 millions de m³ de pétrole, c'est-à-dire 1,3 milliard de barils, ont été transportés au Canada dans des oléoducs de compétence fédérale (Bureau de la sécurité des transports du Canada [BSTC], 2014). Toujours en 2013, 118 incidents et 11 accidents d'oléoducs ont été signalés au BSTC. De ce nombre, 99 incidents et 6 accidents ont résulté en un déversement de produits pétroliers.

Considérant les risques de déversement, il est justifié de s'interroger sur le potentiel de danger des bitumes dilués dans les milieux aquatique et terrestre. Ce document vise à présenter une synthèse des connaissances acquises sur les bitumes dilués, en particulier sur leur devenir et leurs impacts en cas de déversement accidentel. Tout d'abord, une description de leurs propriétés

physico-chimiques est présentée, suivie par une analyse de leur potentiel de corrosion lors du transport par oléoducs. Puis, leur devenir en milieux aquatique et terrestre, ainsi que des exemples de déversements sont présentés. La dernière section présente les options de traitement pouvant être utilisées après un déversement en milieux aquatique et terrestre. Enfin, la conclusion permet de mettre en évidence les points importants et de revenir sur les besoins d'acquisition de connaissances.

Notons que les informations scientifiques concernant le devenir et les impacts des bitumes dilués dans l'environnement sont peu nombreuses. Conséquemment, ce rapport est basé sur le peu d'informations disponibles et met en évidence, pour chaque aspect traité, les besoins d'acquisition de connaissances.

2. Caractéristiques physico-chimiques

Selon la définition adoptée par le *World Energy Council* (2010), les bitumes possèdent une viscosité dynamique supérieure à 10 000 centipoises (cP) et une densité API inférieure à 10° à la température du réservoir. Dans les dépôts naturels, ils sont présents sous forme semi-solide ou solide et possèdent une texture semblable à celle de la mélasse (Witt O'Brien's et collab., 2013). Les diluants à base de condensats ont une densité comprise entre 650 et 750 kg/m³ et les pétroles bruts synthétiques ont une densité comprise entre 840 et 870 kg/m³ (Penspen Integrity, 2013). Une fois combinés au diluant, les bitumes dilués ont une viscosité cinématique, exprimée en centistokes (cSt), de 350 et les bitumes synthétiques de 128 (Penspen Integrity, 2013), ce qui leur permet d'être transportés par oléoducs. Les bitumes dilués ont une densité API d'environ 20° (tableau 1). Selon Rahimi et collaborateurs (2009), les pétroles bruts synthétiques seraient de meilleurs solvants pour les bitumes que les condensats de gaz naturel et assureraient une plus grande stabilité des asphaltènes. Ils sont donc une alternative aux condensats lorsque ceux-ci ne sont pas disponibles.

Les caractéristiques physiques des bitumes dilués, par exemple la densité, la viscosité et la tension superficielle ou interfaciale, permettent de comprendre leur comportement dans le milieu en cas de déversement. Par exemple, la densité permet de déterminer leur flottabilité dans l'eau, la viscosité permet de déterminer leur taux d'étalement et leur résistance à la dispersion, la tension superficielle ou interfaciale régit la taille des gouttelettes dispersées et l'épaisseur finale de la nappe de pétrole (EC et collab., 2013). Le point d'écoulement représente la température à laquelle un liquide s'écoule et est relié à la viscosité. Le point d'éclair, qui est la température à laquelle les vapeurs formées peuvent s'allumer au contact d'une flamme, permet de déterminer l'inflammabilité d'un pétrole. En effet, un pétrole est considéré comme inflammable si son point d'éclair est inférieur à 37,8°C et ininflammable si son point d'éclair est supérieur à 60°C (Blackmore et collab., 2014).

Sur le portail Internet « www.crudemonitor.ca », les caractéristiques physico-chimiques des bitumes, des bitumes dilués et des bitumes synthétiques produits en Alberta sont mises à la disposition du public. Une nouvelle analyse est fournie une fois par mois ainsi qu'une moyenne sur les 6 derniers mois, un an et cinq ans. La densité, l'indice d'acidité (TAN), la teneur en soufre, en sédiments, en nickel, en vanadium, en hydrocarbures légers (C₃ à C₁₀) et en BTEX sont présentées. En revanche, la viscosité ainsi que les teneurs en HAP et composés alkylés ne sont pas précisées. Le tableau 1 montre la moyenne sur cinq ans ± écart type des caractéristiques physico-chimiques des bitumes dilués et synthétiques de l'Alberta (Crude Quality inc., 2015). Selon ces données, la densité moyenne des six produits est de 929,9 kg/m³, la densité API moyenne est de 20,55°API et la teneur moyenne en soufre est de 3,43 %.

Tableau 1 Caractéristiques physico-chimiques de bitumes dilués et synthétiques provenant de l'Alberta, au Canada

	<i>Access Western Blend</i>	<i>Cold Lake Blend</i>	<i>Christina Dilbit Blend</i>	<i>Western Canadian Select</i>	<i>Surmont Heavy blend</i>	<i>Albian Heavy Synthetic</i>
Densité (kg/m ³)	923,4 ± 5,2	927,6 ± 0,005	924,2 ± 5,0	928,6 ± 4,7	936,3 ± 3,6	939,2 ± 2,1
Densité API (°API)	21,6 ± 0,9	20,9 ± 0,8	21,5 ± 0,8	20,8 ± 0,8	19,5 ± 0,6	19,0 ± 0,3
Point d'éclair (°C)		< -35				
Soufre (% poids)	3,94 ± 0,09	3,79 ± 0,09	3,86 ± 0,11	3,51 ± 0,11	3,06 ± 0,16	2,43 ± 0,21
Sédiments (ppmw)	-	-	91 ± 31	288 ± 78	-	656 ± 274
TAN (mg KOH/g)	1,69 ± 0,09	0,98 ± 0,08	1,54 ± 0,10	0,94 ± 0,08	1,40 ± 0,10	
Ni (mg/L)	73,0 ± 3,9	65,4 ± 3,2	70,7 ± 5,0	59,5 ± 4,0	52,3 ± 3,7	44,6 ± 6,3
Va (mg/L)	193,2 ± 12,4	168,7 ± 14,4	182,7 ± 13,0	140,2 ± 11,0	142,1 ± 11,9	86,3 ± 13,7
Solubilité à 25°C (mg/L)		28,2				
Fraction légère des hydrocarbures						
Propane (vol%)	0,04 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,06 ± 0,02	ND	0,11 ± 0,07
Butane (vol%)	0,69 ± 0,16	1,03 ± 0,27	0,72 ± 0,16	2,04 ± 0,41	0,64 ± 0,15	1,56 ± 0,38
Pentane (vol%)	8,76 ± 1,53	6,51 ± 1,14	8,80 ± 1,59	4,84 ± 0,91	1,33 ± 0,44	5,37 ± 1,16
Hexane (vol%)	6,70 ± 0,69	5,40 ± 0,59	6,37 ± 0,59	4,05 ± 0,45	1,87 ± 0,34	5,39 ± 0,68
Heptane (vol%)	4,21 ± 0,54	3,38 ± 0,48	3,89 ± 0,46	2,83 ± 0,39	1,84 ± 0,26	3,78 ± 0,53
Octane (vol%)	2,42 ± 0,50	2,19 ± 0,47	2,20 ± 0,45	2,07 ± 0,37	2,39 ± 0,34	3,21 ± 0,68
Nonane (vol%)	1,15 ± 0,27	1,31 ± 0,34	1,08 ± 0,35	1,47 ± 0,36	2,20 ± 0,40	2,02 ± 0,58
Décane (vol%)	0,50 ± 0,12	0,62 ± 0,19	0,50 ± 0,19	0,73 ± 0,23	1,19 ± 0,28	0,91 ± 0,29
BTEX						
Benzène (vol%)	0,29 ± 0,04	0,23 ± 0,03	0,26 ± 0,04	0,16 ± 0,03	0,06 ± 0,02	0,15 ± 0,03
Toluène (vol%)	0,49 ± 0,09	0,39 ± 0,08	0,43 ± 0,09	0,30 ± 0,06	0,18 ± 0,05	0,33 ± 0,08
Éthyl-Benzène (vol%)	0,05 ± 0,02	0,05 ± 0,02	0,05 ± 0,02	0,06 ± 0,02	0,09 ± 0,02	0,11 ± 0,03
Xylènes (vol%)	0,37 ± 0,09	0,32 ± 0,09	0,31 ± 0,09	0,28 ± 0,06	0,31 ± 0,06	0,37 ± 0,10

Les bitumes dilués sont principalement constitués de composés saturés, de composés aromatiques, de résines et d'asphaltènes (Tharanivasan, 2012).

Les composés saturés correspondent aux alcanes linéaires (paraffines normales), branchés (isoparaffines) et cycliques (cycloalcanes) ainsi qu'aux acides naphthéniques (Figure 2 c), tirée de Langevin et collab., 2004).

Les composés aromatiques sont les hydrocarbures contenant un noyau benzénique. Cette catégorie inclut les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes, tableau 1) ainsi que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Les résines sont définies comme la fraction du pétrole désasphalté qui s'adsorbe fortement sur un matériel présentant une surface active, telle que la silice, et qui se désorbe par ajout d'un solvant, tel que la pyridine ou un mélange de toluène et de méthanol (Buenrostro-Gonzalez et collab., 2004). Les résines sont insolubles dans l'acétate d'éthyle et solubles dans les hydrocarbures aliphatiques de faible poids moléculaire comme le *n*-heptane ainsi que les solvants aromatiques comme le benzène et le toluène (Usman et collab., 2013). Elles sont polaires, contiennent plusieurs noyaux aromatiques et peuvent contenir des chaînes latérales d'alcanes ainsi que des hétéroatomes (ex. : soufre, azote, oxygène) (Tharanivasan, 2012). La Figure 2 b), tirée de Langevin et collaborateurs (2004), présente un exemple de résine.

Les asphaltènes sont définis selon leur solubilité, à savoir une classe d'hydrocarbures qui précipite à la suite de l'addition, dans le pétrole brut, d'un excès de *n*-alcanes légers, *n*-C₅ à *n*-C₇, et qui est soluble dans les solvants aromatiques, tels que le toluène ou le benzène (Tharanivasan, 2012). Les asphaltènes sont ainsi constitués de plusieurs centaines de composés qui ont des solubilités similaires, mais qui peuvent avoir des structures, tailles et formes différentes (Tharanivasan, 2012). En général, les molécules d'asphaltènes sont plus grosses, plus denses, plus polaires, plus aromatiques et contiennent plus d'hétéroatomes que les résines (Tharanivasan, 2012). Elles contiennent également des groupements polaires (ester, éther, et carbonyle) et des groupements basiques et acides (carboxyle et pyridine) qui peuvent être ionisés selon le pH du milieu (Langevin et collab., 2004). Il existe un débat sur la structure moléculaire des asphaltènes, entre autres sur la taille des groupements aromatiques et la nature des liens entre les groupements structuraux (Tharanivasan, 2012). Deux structures différentes sont décrites dans la littérature, la structure condensée (figure 2 a), tirée de Langevin et collab., 2004), et la structure dispersée (figure 2 d), tirée de University of Alberta, s. d.). La structure condensée représente un asphaltène constitué d'un cœur de groupements aromatiques qui contient un grand nombre de noyaux fusionnés, généralement plus de sept, avec des groupements aliphatiques en périphérie. La structure dispersée représente une molécule d'asphaltène constituée de nombreux groupements aromatiques de petites tailles, liés par des ponts aliphatiques. Les deux structures semblent coexister dans le pétrole. D'après les données disponibles, les asphaltènes à structure condensée auraient tendance à former des colloïdes, tandis que les asphaltènes à structure dispersée auraient tendance à former des polymères (Tharanivasan, 2012). Notons que des études ont cherché à développer des modèles permettant d'expliquer le comportement des asphaltènes en

solution afin de prédire leur instabilité, et, par conséquent, les risques de précipitation-floculation ainsi que les risques de dépôt dans les conduites lors du transport dans les oléoducs (Buenrostro-Gonzalez et collab., 2004 ; Tharanivasan, 2012).

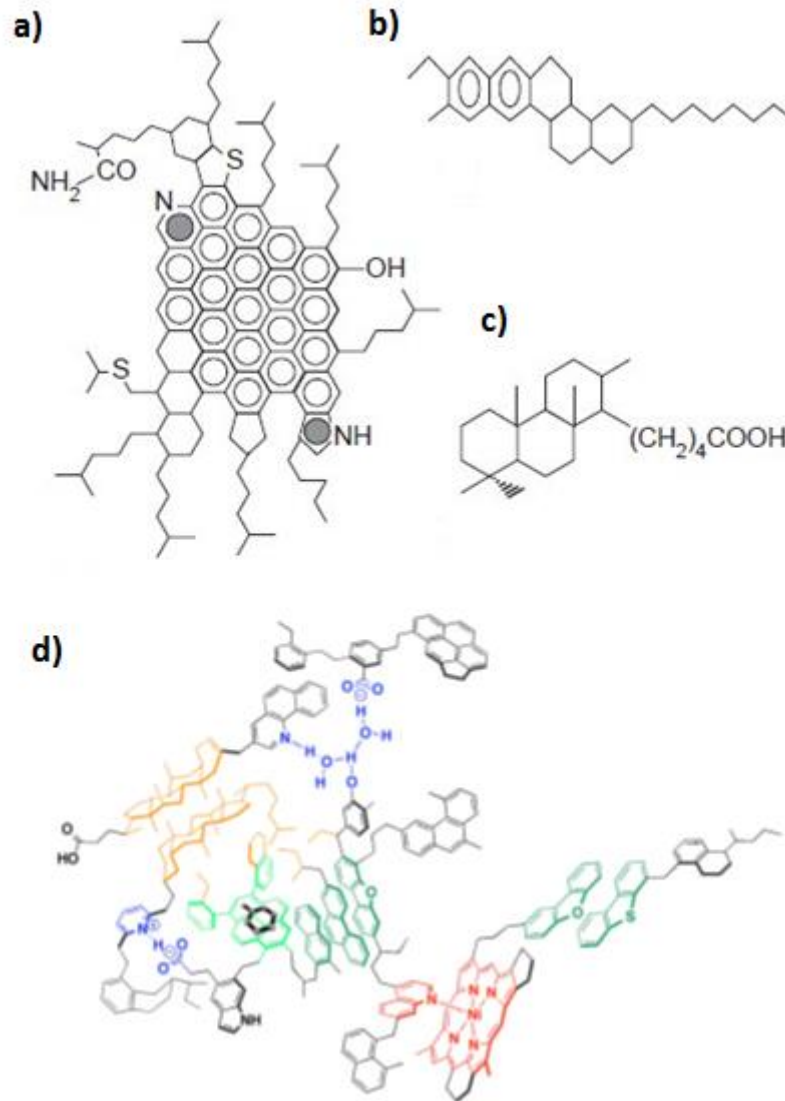


Figure 2 Exemples de structures moléculaires : a) asphaltène à structure condensée, b) résine, c) acide naphtéinique, et d) asphaltène à structure dispersée (Langevin et collab., 2004 ; University of Alberta, s.d.)

Yang et collaborateurs (2011) ont analysé la composition chimique de trois bitumes, d'un bitume dilué et d'un bitume synthétique provenant de l'Alberta. Ils ont observé que les trois bitumes avaient des compositions chimiques similaires, mais que le bitume dilué et le bitume synthétique étaient significativement altérés par la présence d'un diluant ou par le procédé de valorisation. Les auteurs mentionnent également que la prédominance de mélanges complexes non résolus (*unresolved complex mixture*) sur le chromatogramme est une caractéristique importante des produits issus des sables bitumineux.

Les propriétés physico-chimiques évoluent en fonction du temps selon le degré de vieillissement du pétrole. À titre d'exemple, le tableau 2, tiré d'EC et collaborateurs (2013), présente les propriétés physiques de deux bitumes dilués, l'*Access Western Blend* (AWB) et le *Cold Lake Blend* (CLB), frais et après vieillissement par évaporation à 80°C. Ces deux produits ont été choisis, car ils représentaient les bitumes dilués les plus transportés par oléoducs, en terme de volume, au Canada, en 2012-2013. La densité, la viscosité, le point d'éclair et le point d'écoulement des bitumes dilués ont augmenté à mesure que les hydrocarbures pétroliers se sont évaporés. La densité a augmenté de 7 à 8 % entre l'état frais et la fraction la plus vieillie. La viscosité a augmenté de 10 % entre chaque phase de vieillissement. Le contenu en eau a diminué. Le contenu en soufre a augmenté, car cet élément s'est concentré à mesure que le pétrole s'est évaporé. La mesure des tensions superficielle et interfaciale n'a pas été possible sur les fractions les plus vieilles, car le pétrole était trop visqueux.

La composition chimique des bitumes dilués a également un effet sur leur comportement dans l'environnement, par exemple l'évaporation et l'émulsification, mais également sur leur toxicité (EC et collab., 2013).

La composition chimique des bitumes dilués change également dans le temps en fonction de leur degré d'altération. Lors d'une expérience réalisée par EC et collaborateurs (2013), les bitumes dilués AWB et CLB ont été vieillis dans un évaporateur rotatif à 80°C, avec un débit d'air de 13 L/min et une vitesse de rotation du ballon de 135 tours par minute. Puis, le pourcentage de perte massique a été mesuré et des analyses ont été effectuées afin de déterminer la composition globale des pétroles et plus particulièrement en n-alcane, en marqueurs pétrogéniques et en HAP. La figure 3, tirée d'EC et collaborateurs (2013), montre l'analyse des fractions SARA (saturés, aromatiques, résines et asphaltènes), à l'état frais et après vieillissement, des deux bitumes dilués comparativement à celle de deux pétroles lourds conventionnels. La proportion des saturés et des aromatiques a diminué alors que celle des résines et des asphaltènes a augmenté. Au fur et à mesure que les pétroles ont vieilli, la concentration en alcanes de n-C₉ à n-C₁₄ a diminué. Les marqueurs stéranes et terpanes dans le mélange AWB ont été réfractaires à la dégradation et leur proportion a augmenté légèrement à cause de la disparition des composés légers. Les séries naphthéniques des HAP alkylés des fractions à l'état frais, W1 (8,5 % de perte de masse) et W2 (16,9 % de perte de masse) du mélange AWB, avaient une répartition en cloche, probablement à cause de la présence du diluant. Pour les phénanthrènes, les dibenzothiophènes, les fluorènes et les chrysènes, l'abondance augmentait proportionnellement au degré d'alkylation. Les auteurs mentionnent que ce profil est courant pour les pétroles biodégradables comme les bitumes.

Tableau 2 Propriétés physiques de l'Access Western Blend et du Cold Lake Blend frais et après vieillissement par évaporation (EC et collab., 2013)

		Taux d'évaporation (perte de masse p/p %)									
		Acces Western Blend (AWB)					Cold Lake Blend (CLB)				
		Frais 0 %	W1 8,5 %	W2 16,9 %	W3 25,3 %	W4 26,5 %	Frais 0 %	W1 7,8 %	W2 15,8 %	W3 23,6 %	W4 25,3 %
Masse volumique (g/mL)	0°C	0,9399	0,9646	0,9949	1,0214	1,0211	0,9376	0,9665	0,9909	1,0130	1,0176
	15°C	0,9253	0,9531	0,9846	1,0127	1,0140	0,9249	0,9537	0,9816	1,0034	1,0085
	20°C	0,9248	0,9547				0,9216	0,9471			
Densité API		20,9	16,6	12,0	8,2	8,0	21,0	16,5	12,5	9,5	8,8
Viscosité dynamique (mPa·s)	0°C	1,30 E+03	9,82 E+03	2,04 E+05	9,35 E+07	>1,00 E+08	803	6,98 E+03	1,29 E+05	1,85 E+07	5,71 E+07
	15°C	347	1,72 E+03	2,97 E+04	2,52 E+05	7,91 E+06	285	1,33 E+03	1,83 E+04	3,91 E+05	3,21 E+05
	40°C	59,8	348				59	175			
Point d'éclair (°C)		< -5	< -5	29	159	173	< -5	-1	66	155	169
Point d'écoulement (°C)		< -25	< -25	-6	24	33	< -25	< -25	-12	21	27
Teneur en soufre (%p/p)		3,0	4,1	4,5	4,9	4,8	3,7	4,0	4,2	4,5	4,6
Teneur en eau (%p/p)		1,5	0,9	0,2	0,0	0,0	0,6	0,2	0,0	0,0	0,0

Taux d'évaporation (perte de masse p/p %)											
		Acces Western Blend (AWB)					Cold Lake Blend (CLB)				
		Frais 0 %	W1 8,5 %	W2 16,9 %	W3 25,3 %	W4 26,5 %	Frais 0 %	W1 7,8 %	W2 15,8 %	W3 23,6 %	W4 25,3 %
Tension superficielle (Air/pétrole, mN/m)	0°C	31,2	31,9	NM	NM	NM	30,0	30,8	NM	NM	NM
	15°C	30,2	31,1	31,2	NM	NM	28,8	30,1	30,2	NM	NM
	20°C	27,5					28,0				
Tension interfaciale (pétrole/eau, mN/m)	0°C	24,8	NM	NM	NM	NM	30,6	NM	NM	NM	NM
	15°C	24,2	28,0	NM	NM	NM	27,7	28,9	NM	NM	NM
Tension interfaciale (pétrole/33% saumure, mN/m)	0°C	25,0	NM	NM	NM	NM	30,4	NM	NM	NM	NM
	15°C	23,8	26,0	NM	NM	NM	26,3	27,6	NM	NM	NM

NM = non mesurable, mPa·s = mili pascal-seconde

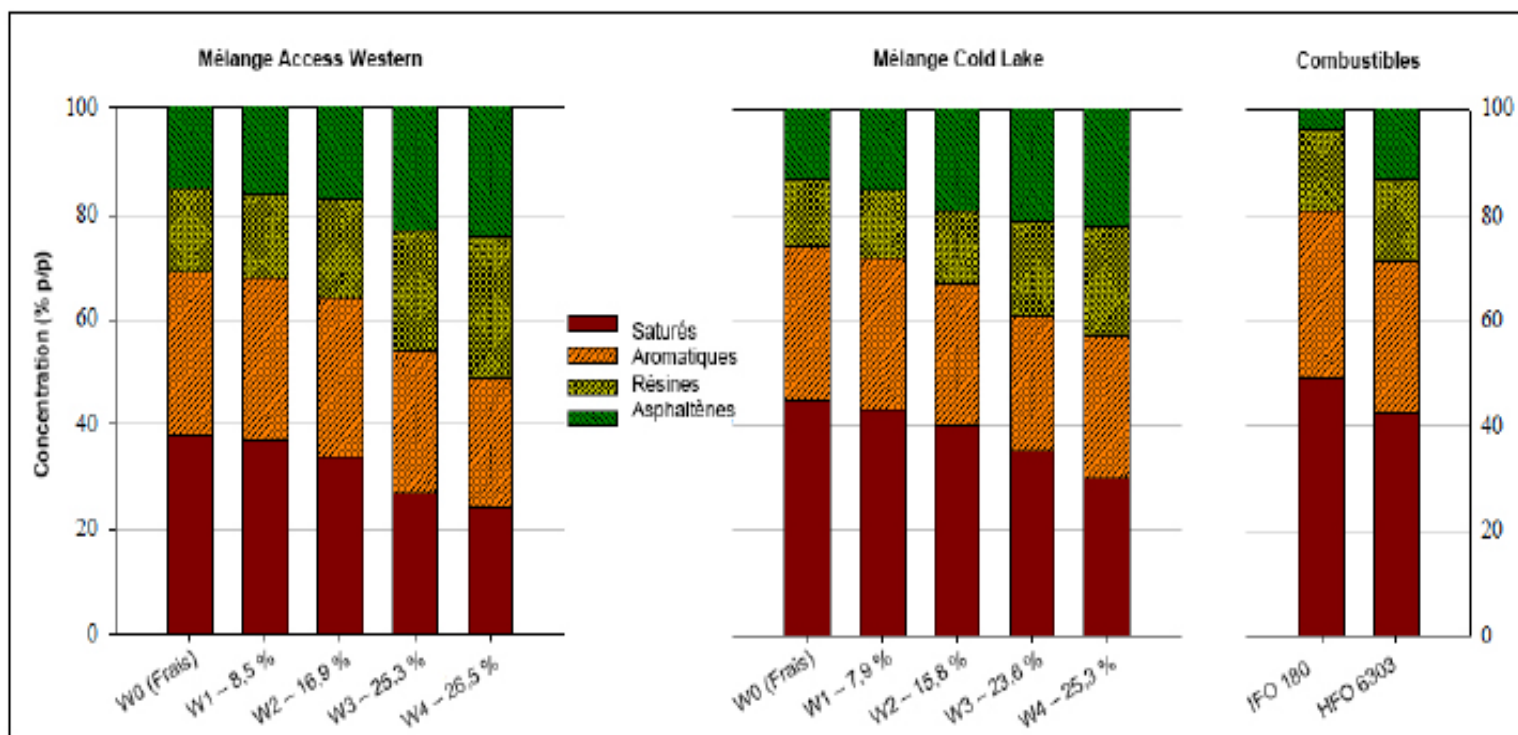


Figure 3 Composition chimique de l'Access Western Blend et du Cold Lake Blend après évaporation, comparativement à deux mazouts lourds (EC et collab., 2013)

3. Bitumes dilués et transport par oléoduc

Pour pouvoir être transportés par oléoducs, les bitumes dilués doivent répondre à certaines spécifications fixées par l'Office Nationale de l'Énergie (ONÉ) au Canada et par la *Federal Energy Regulatory Commission* (FERC) aux États-Unis (*National Academy of Sciences* [NAS], 2013). La densité du produit transporté ne doit pas excéder 940 kg/m³, la viscosité doit être inférieure à 350 cSt à la température d'opération de l'oléoduc et le contenu de base en sédiments et en eau doit être inférieur à 0,5 % (NAS, 2013).

Des interrogations ont été soulevées quant au potentiel de corrosion des bitumes dilués. Certains affirment que les bitumes dilués sont plus corrosifs que les pétroles conventionnels, augmentant ainsi le risque de rupture des oléoducs et de déversement (Swift et collab., 2011). La corrosion interne des oléoducs est liée à la présence d'eau et d'agents déclencheurs de corrosion, dont les principaux sont :

- L'oxygène ;
- Le dioxyde de carbone ;
- Les sels de chlorures ;
- Le soufre ;
- Les acides organiques ;
- Les asphaltènes ;
- Les particules solides (sable, limon, argile) ;
- Les microorganismes.

À notre connaissance, les études scientifiques portant sur le potentiel de corrosion des bitumes dilués sont peu nombreuses. Des groupes de travail ont toutefois tenté d'évaluer si la corrosivité des bitumes dilués était plus importante que celle des pétroles conventionnels en se basant sur leur composition chimique. Deux de ces études (*Alberta Innovates – Technology Futures* [AITF], 2011; Penspen Integrity, 2013) ont été effectuées par des organisations associées à l'industrie pétrolière et conséquemment, ne sont pas des études indépendantes et révisées par les pairs. Une autre étude a été effectuée par la *National Academy of Sciences* (2013). Cette étude a été commandée par la *Pipeline and Hazardous Materials Safety Administration* et l'*United States Department of Transportation* et a fait l'objet d'une révision par les pairs selon les procédures approuvées par le *Report Review Committee* du *National Research Council*. Les effets des principaux paramètres ayant une incidence sur la corrosion interne des oléoducs dans le cas du transport des bitumes dilués sont discutés individuellement dans les sections suivantes, à la lumière des trois études citées ci-dessus.

3.1. L'oxygène

La présence d'oxygène dissous dans le pétrole peut engendrer de la corrosion à la suite d'une réaction avec le fer présent dans les parois de l'oléoduc (NAS, 2013). D'après les informations

disponibles, les concentrations d'oxygène pourraient augmenter lorsque de l'air entre par inadvertance dans les oléoducs lors de la fermeture temporaire de ces derniers pour des travaux d'inspection ou de réparation (NAS, 2013). De l'air peut également entrer dans les oléoducs lors de l'injection de produits chimiques ou dans les réservoirs contenant des liquides à pression atmosphérique (NAS, 2013). Toutefois, dans leur rapport, la *National Academy of Sciences* (2013) indique que les raisons qui feraient que ces entrées d'air seraient différentes d'une cargaison de pétrole à l'autre dans le même oléoduc ne sont pas apparentes.

3.2. Le dioxyde de carbone

La présence de dioxyde de carbone (CO₂) dans une solution provoque une augmentation de l'acidité et les ions formés peuvent réagir avec le fer des parois de l'oléoduc, augmentant ainsi le taux de corrosion (NAS, 2013). Les concentrations de CO₂ dans les oléoducs transportant du pétrole conventionnel et ceux transportant du bitume dilué ne sont pas facilement disponibles (NAS, 2013). Avant d'être introduit dans les oléoducs, les pétroles, incluant les bitumes dilués, sont stockés dans des réservoirs à pression atmosphérique ce qui permet au CO₂ de s'échapper (NAS, 2013). Il semble ainsi peu probable que le CO₂ soit présent à des concentrations différentes dans les bitumes dilués de celles que l'on peut retrouver pour les pétroles conventionnels. Le risque de corrosion ne serait donc pas plus élevé pour le transport de bitume dilué par oléoduc que le transport de pétrole conventionnel. C'est ce qui est avancé par l'industrie pétrolière qui conclut, à la suite de l'étude de Penspen Integrity (2013), qu'il est peu probable que les bitumes dilués et les bitumes synthétiques contiennent des teneurs significatives en CO₂ qui pourraient provoquer de la corrosion dans les oléoducs. Ce point reste à confirmer.

3.3. L'eau

L'eau pure en soi n'est pas corrosive. Ce sont les électrolytes, comme les sels, les acides et les bases, qu'elle contient qui la rendent corrosive (NAS, 2013). Afin d'éviter que l'eau présente dans les oléoducs engendre de la corrosion, elle doit être dispersée et en suspension dans le pétrole (NAS, 2013). Les facteurs suivants entre en jeu dans la formation d'une phase aqueuse qui peut entrer en contact avec les parois de l'oléoduc et engendrer de la corrosion (NAS, 2013) : le débit, le contenu en eau, le diamètre et l'inclinaison de l'oléoduc, les propriétés physiques de l'eau et du pétrole transporté et les additifs chimiques. Pour limiter le risque de corrosion associé à la présence d'eau, les pétroles transportés par oléoducs, incluant les bitumes dilués, ne peuvent pas avoir une teneur en sédiments et en eau supérieure à 0,5 % (NAS, 2013). De plus, des conditions d'écoulement turbulent sont maintenues dans les oléoducs afin de garder l'eau en suspension dans le pétrole et d'éviter son dépôt (NAS, 2013).

3.4. Les sels de chlorures

Les sels de chlorures peuvent conduire à la formation d'acide chlorhydrique (HCl) fort en présence de vapeur d'eau lorsque la température est supérieure à 150°C (AITF, 2011). Selon un rapport de l'AITF, une organisation privée associée à l'industrie pétrolière et à d'autres entreprises du secteur

de l'énergie, ce sont des conditions qui ne sont pas rencontrées dans les oléoducs (AITF, 2011). Leur analyse de trois bitumes dilués et d'un bitume synthétique a montré que ces derniers ont des concentrations en sels de chlorures généralement plus faibles que celles des pétroles conventionnels (AITF, 2011). À notre connaissance, il n'existe pas d'autres sources indépendantes pour confirmer ces affirmations.

3.5. Le soufre

Le soufre est présent dans le pétrole sous plusieurs formes : soufre élémentaire, sulfure d'hydrogène (H₂S), mercaptans, sulfures aliphatiques et cycliques, disulfures aliphatiques et thiophène (Penspen Integrity, 2013). La forme principale de soufre impliquée dans la corrosion est l'H₂S, les autres formes étant moins présentes et plus solubles dans le pétrole que dans l'eau (NAS, 2013).

Le sulfure d'hydrogène peut réagir avec le fer présent dans les oléoducs et former un film très mince (1 µm) de mackinawite ou de pyrrhotite, qui peuvent agir comme barrière protectrice (NAS, 2013). Dans le rapport de la *National Academy of Sciences* (2013), il est mentionné que des concentrations élevées d'H₂S en présence de soufre élémentaire peuvent entraîner des taux de corrosion localisée élevés, situation peu commune pour le pétrole brut. Dettman et collaborateurs (2010) ont montré que la formation d'H₂S peut soit induire une protection contre la corrosion par la formation d'un film dans des conditions d'écoulement où le cisaillement est faible, ou soit induire une augmentation du taux de corrosion.

Selon les informations présentées par l'industrie (AITF, 2011 ; Penspen Integrity, 2013), dans les bitumes, la plupart des atomes de soufre sont intégrés dans les hydrocarbures et l'enlèvement du soufre par la libération d'H₂S nécessite un processus de raffinage (chaleur, pression, catalyseur), des conditions qui sont loin d'être celles qui prévalent dans les oléoducs. Selon ces données, même si le contenu en soufre des bitumes dilués est plus élevé que celui des pétroles conventionnels, cela ne reflèterait pas une teneur en H₂S plus élevée. À notre connaissance, il n'existe pas d'autres sources indépendantes pour confirmer ces affirmations.

3.6. Les acides organiques

Les acides organiques dans les bitumes dilués correspondent en grande majorité aux acides naphthéniques, une famille complexe d'acides carboxyliques saturés, acycliques ou cycliques. La formule générale des acides naphthéniques est la suivante : C_nH_{2n+z}O₂, où n est le nombre d'atomes de carbone et z, qui est égal à zéro ou à un nombre entier pair négatif, réfère à la déficience en hydrogène dû aux cycles ou aux doubles liaisons (Headley et collab., 2011 ; figure 2 c).

Le risque de corrosion associé aux acides organiques dépend de leur concentration dans les bitumes dilués. La teneur en composés acides présents dans les pétroles est fournie par l'indice d'acidité (TAN pour *total acid number*) (AITF, 2011) qui correspond au poids d'une base standard (KOH) qu'il est nécessaire d'ajouter pour neutraliser tous les composés acides dans 1 g de pétrole. Elle est ainsi exprimée en mg KOH/g. Un pétrole caractérisé par une valeur de TAN supérieure à

0,5 mg KOH/g est généralement considéré comme corrosif (AITF, 2011). Des exemples de ces valeurs pour les bitumes dilués et les bitumes synthétiques sont fournis dans le tableau 1.

Les TAN de trois bitumes dilués et d'un bitume synthétique ont été comparés aux TAN de plusieurs pétroles conventionnels allant de légers à lourds (AITF, 2011). Deux des quatre produits de bitumes dilués avaient un TAN plus élevé que 1 mg KOH/g alors que les deux autres avaient un TAN similaire à celui des pétroles lourds conventionnels. Il semblerait toutefois que le degré de corrosion des acides naphténiques n'est pas équivalent d'un acide naphténiq à l'autre. En effet, d'après les travaux de Dettman et collaborateurs (2010), la corrosivité des acides organiques est surtout liée à leur taille et leur structure qui leur confèrent des propriétés corrosives ou non. Ces auteurs ont mis en évidence que les acides organiques ayant un point d'ébullition inférieur à 300°C avaient des propriétés corrosives plus importantes que ceux qui étaient caractérisés par un point d'ébullition supérieur à 300°C. Or, des analyses chimiques ont montré que seule une petite fraction des acides organiques présents dans le pétrole a un point d'ébullition inférieur à 300°C (Dettman et collab., 2010). Ces résultats suggèrent que le TAN n'est pas systématiquement corrélé avec le potentiel de corrosion. De plus, d'après les données de l'industrie pétrolière (Penspen Integrity, 2013), 70 % des acides organiques présents dans les bitumes sont caractérisés par des points d'ébullition supérieurs à 500°C. À notre connaissance, il n'existe pas d'autres sources indépendantes pour confirmer ces affirmations.

3.7. Les asphaltènes

Dans le pétrole, les petites molécules d'asphaltènes peuvent être dissoutes (Mousavi-Dehghani et collab., 2004). En revanche, les plus grosses particules d'asphaltènes sont présentes, en suspension, sous la forme de colloïdes ou de micelles (Mousavi-Dehghani et collab., 2004). Un colloïde est formé lorsqu'une grosse particule non soluble, comme un asphaltène, est stabilisée en solution par adsorption à sa surface de polymères, comme des résines (Mousavi-Dehghani et collab., 2004). Les micelles (figure 4) sont un assemblage de molécules d'asphaltènes qui s'associent ensemble en solution (Mousavi-Dehghani et collab., 2004).

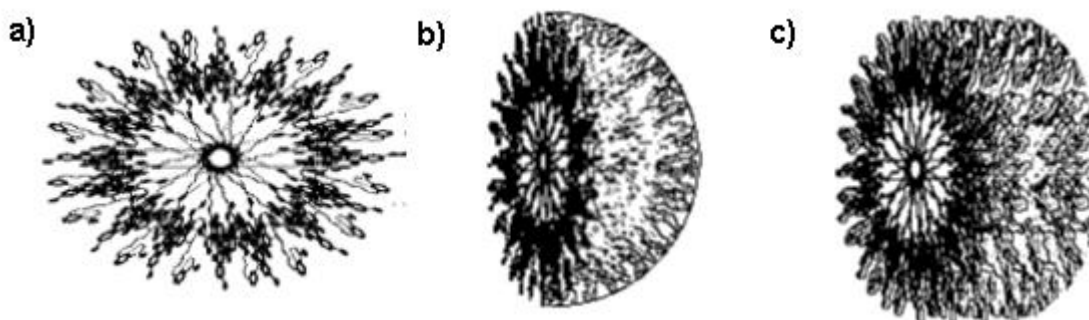


Figure 4 Différentes formes de micelles d'asphaltènes : a) sphérique, b) parabolöide, et c) cylindrique (Mousavi-Dehghani et collab., 2004)

Ce sont les changements de pression, de composition chimique et de température qui peuvent faire précipiter les asphaltènes, ce qui contribuera à la formation de dépôts dans l'oléoduc (Barnachea Janier et collab., 2013). Les asphaltènes, présents en plus grande proportion dans les bitumes dilués que dans les pétroles conventionnels, ont une grande affinité d'adsorption pour les surfaces solides et, par conséquent, les dépôts seront « collants » et difficiles à nettoyer (Mousavi-Dehgani et collab., 2004). Le rôle de ces dépôts d'asphaltènes dans les mécanismes de corrosion n'est pas connu. La précipitation des asphaltènes et la formation de boue peut également entraîner un blocage des conduites (Ahmed, 2013). Par conséquent, les conditions d'opération des oléoducs doivent être rigoureusement suivies et contrôlées pour empêcher la formation de ces dépôts.

3.8. Les particules solides

Pour réduire les risques de corrosion, les pétroles, incluant les bitumes dilués, subissent différents traitements avant leur transport tels qu'un abaissement de la teneur en eau et une séparation des particules solides et du pétrole par gravité afin de ne pas excéder une teneur en eau et sédiments de 0,5 % (NAS, 2013 ; Dettman, 2013). D'après Dettman (2013), la concentration en particules solides est très faible ce qui réduit fortement les risques d'érosion à l'intérieur de l'oléoduc. Cependant, bien que le contenu en sédiments soit limité dans le pétrole transporté par oléoducs, il est possible que des particules solides et de l'eau s'accumulent et forment une boue lorsque le flux de pétrole est lent ou dans des dépressions et des branches mortes des conduites (NAS, 2013). Les dépôts peuvent contenir un mélange de sable, d'argile, de produits de corrosion comme des carbonates et des sulfures, des asphaltènes et des paraffines (NAS, 2013). La composition chimique de ces dépôts semble fortement varier selon les pétroles transportés. D'après l'industrie pétrolière (Penspen Integrity, 2013), de nombreux travaux de recherche sont en cours pour comprendre les mécanismes impliqués dans la formation de ces boues, ainsi que les inhibiteurs et les biocides qui pourraient être utilisés pour limiter ces phénomènes et préserver l'intégrité des oléoducs.

3.9. Les microorganismes

La présence et l'action des microorganismes peuvent causer de la corrosion dans les oléoducs. Afin de croître, les microorganismes ont besoin d'eau, de nutriments et d'accepteurs d'électrons (NAS, 2013). La teneur en eau des bitumes dilués est comparable à celle des pétroles conventionnels (NAS, 2013). En revanche, les sources de carbone ou les accepteurs d'électrons semblent moins disponibles dans les bitumes dilués comparativement aux pétroles conventionnels. Ainsi, au niveau des nutriments, le pétrole est une bonne source de carbone pour les microorganismes, mais, dans les bitumes dilués, la présence d'une forte proportion d'asphaltènes, qui sont plus difficilement biodégradables, limite cet apport en carbone pour d'éventuels microorganismes. L'azote sera également un élément limitant pour la croissance des microorganismes, car, dans le bitume, il est lié à des structures de carbones (résines, asphaltènes) et n'est pas disponible (NAS, 2013). Enfin, dans des conditions anaérobies, les microorganismes

peuvent utiliser le soufre comme accepteur d'électrons et il s'ensuit la production d'H₂S. Toutefois, le soufre contenu dans les bitumes dilués et les pétroles conventionnels n'est pas sous une forme oxydée. Il est intégré dans les résines et les asphaltènes et est, par conséquent, peu disponible pour les microorganismes (NAS, 2013). Ainsi, les bitumes dilués, de par leur composition chimique, ne constitueraient pas un milieu plus propice au développement de bactéries qui pourraient induire des problèmes de corrosion que les autres types de pétrole.

3.10. Besoin d'acquisition de connaissance

Selon la *National Academy of Sciences* (2013), les propriétés des bitumes dilués relatives à la corrosion des oléoducs n'indiquent pas que ces derniers sont plus à risque de causer des bris dans les oléoducs que les autres types de pétroles. Ils ne contiennent pas de niveaux plus élevés de gaz dissous, d'eau et de sédiments. Les acides organiques présents dans les bitumes dilués ne semblent pas suffisamment corrosifs pour provoquer de la corrosion aux températures d'opération des oléoducs. Les conditions d'opération (vitesse du courant et turbulence) visant à prévenir l'accumulation de dépôts sont les mêmes. De plus, les bitumes dilués ne seraient pas plus à risque de causer de la corrosion induite par les microorganismes.

Il apparaît toutefois nécessaire d'acquérir des connaissances sur le rôle des asphaltènes et de leur précipitation dans les mécanismes de corrosion considérant que les bitumes dilués contiennent une plus grande proportion d'asphaltènes que les pétroles conventionnels. De plus, des études expérimentales s'avèrent nécessaires afin de mieux comprendre l'influence de la composition chimique des bitumes dilués, le rôle des bactéries, le comportement des particules solides, les mécanismes de formation et de dépôt des boues et la stabilité des émulsions eau-pétrole dans les processus de corrosion. Les études portant sur le potentiel de corrosion des bitumes dilués étant majoritairement issues de sources associées à l'industrie pétrolière, il apparaît nécessaire que les recherches complémentaires soient menées par des équipes indépendantes et que les résultats soient révisés par les pairs.

4. Devenir en milieu aquatique

Même si les bitumes dilués sont transportés depuis plusieurs années et que leurs propriétés générales sont proches de celles des pétroles conventionnels, leurs caractéristiques spécifiques et leur comportement en milieu aquatique après un déversement ont fait l'objet d'un nombre restreint de publications. Les sections suivantes présentent les informations qui ont été colligées.

4.1. Processus de vieillissement

Après un déversement dans le milieu aquatique, les propriétés physico-chimiques des bitumes dilués et des bitumes synthétiques évoluent rapidement sous l'action des processus d'altération physiques, chimiques et biologiques : l'évaporation, la photo-oxydation, la dissolution, l'émulsification, l'interaction avec des particules et la sédimentation, la dispersion et, enfin, la biodégradation (Siliman, 2014). Ces processus ont une influence majeure sur le comportement du pétrole, son devenir, sa persistance et ses effets dans le milieu récepteur. Les paragraphes suivants présentent de façon sommaire ces processus. Cependant, notons que pour la plupart de ceux-ci, les informations fournies dans cette section sont génériques et non spécifiques aux bitumes dilués.

L'évaporation est rapide et se produit principalement dans les heures suivant un déversement. Elle permet l'enlèvement des composés plus légers, majoritairement issus du diluant, et fait augmenter la densité et la viscosité du pétrole (Polaris Applied Sciences Inc., 2014). Ce processus est influencé par la température, les vents et la pression atmosphérique (Siliman, 2014).

La photo-oxydation est un processus photo-catalytique pendant lequel les rayons du soleil entraînent la réaction de l'oxygène gazeux avec les hydrocarbures (Siliman, 2014). À la suite d'une exposition au soleil, la nappe de pétrole peut se recouvrir d'une croûte à la surface (Siliman, 2014). Ce phénomène peut faire augmenter la densité du pétrole et peut lui permettre de s'enfoncer.

Un autre processus de vieillissement est la dissolution des composés légers et plus solubles dans la colonne d'eau à la suite du mélange (CMTHO, 1999). Ce processus peut influencer la toxicité du produit déversé envers les organismes aquatiques.

L'émulsification correspond au mélange physique de deux substances non solubles, l'eau et le pétrole (Siliman, 2014). L'énergie du système, les turbulences et la force des vents sont des paramètres qui affectent de façon majeure ce processus et son étendue (Siliman, 2014).

L'interaction entre le pétrole et des particules contribue à faire augmenter sa densité, ce qui conduit le plus souvent à sa sédimentation. D'après Siliman (2014), le processus de sédimentation peut être dû à des particules de sédiments piégées dans les gouttelettes de pétrole ou à l'adsorption des hydrocarbures pétroliers sur les particules de sédiments. La turbidité des eaux est le principal paramètre qui contrôle ce processus.

Dans des zones où l'énergie est importante, le pétrole peut être dispersé naturellement sous forme de gouttelettes. La distribution de taille des gouttelettes est une information cruciale pour comprendre le devenir et le transport du pétrole dans le système (Zhao et collab., 2014). Plus les gouttelettes sont petites, plus l'interface eau/pétrole est élevée, plus la dissolution et la dégradation des hydrocarbures seront importantes (Zhao et collab., 2014). Par contre, ce processus peut augmenter la concentration en composés toxiques dans la colonne d'eau. Notons qu'il existe peu d'information sur l'énergie nécessaire pour induire la dispersion naturelle de ces pétroles. De plus, étant donné les caractéristiques physico-chimiques du bitume, la dispersion naturelle des bitumes dilués dans l'eau pourrait être différente de celle des pétroles conventionnels (Zhao et collab., 2014). Ainsi, plus le pétrole est visqueux, plus l'énergie nécessaire pour former les gouttelettes doit être élevée, de même que la durée d'application de cette énergie. Zhao et collaborateurs (2014) ont tenté de simuler la distribution de taille de ces gouttelettes pour deux bitumes dilués, l'AWB et le CLB, à l'aide d'un modèle de dispersion du pétrole qui est opérationnel pour des pétroles à haute viscosité. Les résultats ont été comparés à ceux d'une étude expérimentale réalisée dans une cuve à houle extérieure, de 32 mètres de long et d'une profondeur moyenne de 1,5 mètre, avec les deux bitumes dilués, dans une eau naturelle (8°C, 28 ppt de salinité). Le pétrole a été versé dans un anneau de confinement à la surface de l'eau puis les vagues ont été formées. La hauteur des vagues était en moyenne de 0,4 m. L'expérience a été réalisée trois fois pour chaque bitume dilué. La distribution des gouttelettes de pétrole a été déterminée par diffraction laser. Les résultats indiquent une bonne analogie entre les résultats expérimentaux et la modélisation. La taille moyenne des gouttelettes formées était de 414 µm pour l'AWB et 336 µm pour le CLB.

Enfin, les processus de biodégradation des hydrocarbures par les microorganismes vont dépendre du type et de la quantité de pétrole déversé, des conditions environnementales (température, oxygène, nutriments, salinité, pH, etc.) et de la composition de la communauté microbienne (Wang et Fingas, 2003). Les composés biodégradés sont, dans l'ordre, les alcanes linéaires, les alcanes branchés, les aromatiques légers, les aromatiques lourds et les cycloalcanes (Wang et Fingas, 2003).

4.2. Flottabilité des bitumes dilués

Trois facteurs environnementaux influencent le devenir des pétroles après un déversement : le ratio de la densité du pétrole et de l'eau, la vitesse du courant et le potentiel d'interaction avec des particules. D'autres mécanismes, comme l'évaporation et la photo-oxydation peuvent également influencer l'évolution de la densité du pétrole dans le temps (EC et collab., 2013). La figure 5, tirée de CMTHO (1999), présente un schéma permettant d'estimer le devenir des hydrocarbures après un déversement.

À notre connaissance quelques études expérimentales ont tenté d'observer l'influence des processus de vieillissement sur le devenir des bitumes dilués, en particulier sur leur flottabilité. Deux de ces études (SLRoss, 2012 ; Witt O'Brien's et collab., 2013) ont été effectuées à la demande de compagnies transportant différents types de pétrole par oléoducs. Les deux autres études (EC

et collab., 2013 ; King et collab., 2014) sont issues d'un programme de recherche du gouvernement fédéral canadien sur les produits pétroliers non conventionnels.

Une étude effectuée par SLRoss (2012), transmise par la compagnie Enbridge comme élément de preuve devant la commission d'examen conjoint du projet Enbridge Northern Gateway, a examiné l'altération à méso-échelle du bitume dilué CLB. Pour ce faire, 5 L de pétrole ont été versés dans un canal de 0,5 m de largeur, de 1,5 m de profondeur et contenant 1 m d'eau. La longueur de la ligne médiane du canal était de 8,7 m. De plus, une cascade a été incluse dans le canal afin de donner de l'énergie au système et d'accélérer le vieillissement et l'émulsification du pétrole. Dans le premier test, d'une durée de 120,5 heures, la température de l'eau était de $15 \pm 1^\circ\text{C}$, la vitesse du courant de 0,25 m/s et la vitesse du vent produit par un ventilateur de 1,5 m/s. Dans le deuxième test, d'une durée de 311 h, les conditions étaient les mêmes, mais une lampe à rayons ultraviolets, produisant une intensité de 15 mW/cm^2 , a été installée et fonctionnait 12 h par jour. Des échantillons de pétrole ont été prélevés pendant toute la durée des tests et la densité, la viscosité ainsi que le contenu en eau ont été mesurés.

Lors du premier test, la cascade a brisé le pétrole en petites gouttelettes de 1 à 4 mm de diamètre durant les premières heures. Ces gouttelettes étaient temporairement submergées jusqu'à une profondeur maximale de 10 cm après la cascade et refaisaient surface 1 m après la cascade en quatre secondes. Plus le pétrole était altéré, plus l'efficacité de la cascade à briser les particules a diminué. La densité du bitume dilué est passée de $0,945 \text{ g/cm}^3$ au début du test à $0,995 \text{ g/cm}^3$ à la fin du test. Lors du deuxième test, la densité est passée de $0,945 \text{ g/cm}^3$ au début du test à $0,998 \text{ g/cm}^3$ à la fin. La densité a augmenté plus rapidement que dans le premier test. Les auteurs ont émis l'hypothèse que cela était probablement dû aux rayons ultraviolets qui ont photo-oxydé le pétrole. Après 48 heures, des petites gouttelettes étaient visibles dans la colonne d'eau indiquant la dispersion du pétrole.

Le contenu en eau des échantillons n'a jamais dépassé 39 %. Il a atteint un pic environ 24 heures après le début des deux tests puis a diminué par la suite. La viscosité des échantillons à la fin du premier test était de 200 000 cP. Pour le deuxième test, la viscosité après 120 heures, soit pour la même période que le premier test, était d'un peu plus de 400 000 cP et la viscosité après 300 heures était supérieure à 1 000 000 cP. L'exposition aux rayons ultraviolets semble avoir accéléré le vieillissement.

À la fin des tests, le pétrole à la surface (10 cm sous la surface) et submergé (sur les parois du canal inférieures à 10 cm sous la surface) a été récupéré. Aucun pétrole n'a été récupéré au fond du canal pour les deux tests signifiant ainsi qu'aucun pétrole n'a coulé pour la durée de l'expérience. Selon Dew et collaborateurs (2015), les conditions des tests n'étaient pas représentatives des conditions rencontrées en milieu naturel puisqu'il n'y avait pas de particules en suspension dans l'eau. Cela pourrait expliquer l'absence de pétrole au fond du canal.

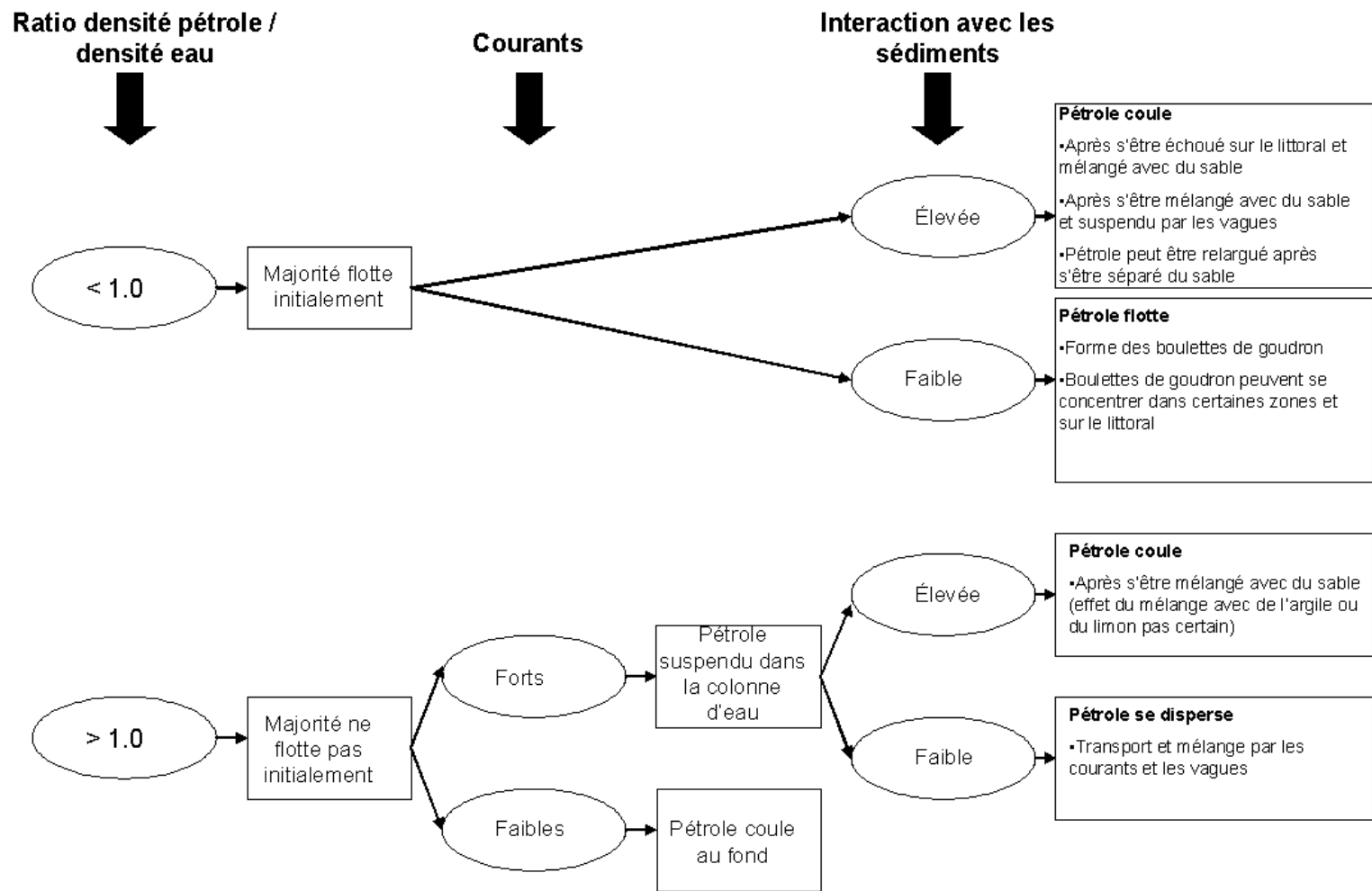


Figure 5 Devenir des hydrocarbures après un déversement en milieu aquatique en fonction des conditions environnementales selon CMTHO (1999)

Witt O'Brien's et collaborateurs (2013), à la demande de la compagnie Trans Mountain Pipeline, ont étudié le devenir et le comportement des bitumes dilués AWB et CLB en eau marine. Pour ce faire, du pétrole a été versé dans une cuve à houle (épaisseur de pétrole d'environ 1 cm) et a été exposé à trois régimes d'agitation: 1) statique, aucune agitation et exposition minimale au vent; 2) agitation douce, faible vent et vagues; et 3) agitation modérée, plus grande induction de vent et de vagues. Les cuves contenant le mélange AWB étaient situées à l'intérieur d'un hangar ouvert. Les cuves contenant le mélange CLB étaient situées à l'extérieur et ont été exposées au vent transportant de la poussière et au soleil durant les 48 premières heures. Après 48 h, ces cuves ont été recouvertes d'une tente. Des échantillons ont été prélevés pendant toute la durée des tests. Les propriétés du pétrole de même que les concentrations en hydrocarbures dans l'eau ont été mesurées.

Une augmentation plus prononcée de la densité du mélange AWB a été observée dans les cuves avec une agitation modérée. Les changements de densité étaient comparables dans les cuves sans agitation et avec agitation douce. Dans toutes les cuves, la densité absolue de l'AWB à 15°C a atteint ou dépassé 1000 kg/m³, ce qui correspond à la densité de l'eau douce, après 200 h, soit un peu plus de 8 jours. L'augmentation du point d'écoulement et de la viscosité de l'AWB était plus prononcée dans les 24 premières heures.

L'augmentation de la densité du mélange CLB était plus prononcée dans les 24 premières heures avec une agitation modérée. Dans toutes les cuves, la densité absolue du CLB à 15°C est demeurée inférieure à 1000 kg/m³ sauf au jour 8 dans la cuve avec agitation modérée. La viscosité a augmenté jusqu'à plus de 10 000 cSt dans les premières 48 heures. L'augmentation était toutefois moins prononcée dans la cuve statique.

La concentration d'hydrocarbures pétroliers totaux (HPT) dans la colonne d'eau pour les cuves d'AWB et de CLB était inférieure à la limite de détection de 2 mg/L sauf pour les cuves avec agitation modérée. Dans celles-ci, la concentration en HPT a augmenté rapidement au début des expérimentations puis a diminué à moins de 10 mg/L après 12 heures.

À l'état frais, l'AWB contenait 0,45 % d'HAP et le CLB, 1,1 %. Pour les deux bitumes dilués, une diminution de la concentration en HAP a été observée après 2 jours avec une agitation douce et modérée alors qu'aucune diminution n'a été détectée dans des conditions statiques. Les analyses des hydrocarbures entre C₁ et C₃₀ montrent une diminution rapide des composés légers pour tous les régimes d'agitation.

À l'état frais, les deux bitumes dilués contenaient environ 1 % de BTEX. Dans la colonne d'eau, pour les cuves d'AWB et de CLB statiques, une augmentation des concentrations en BTEX a été observée après 12 et 24 heures, avec une concentration maximale de 900 µg/L après 6 jours. Dans les cuves avec agitation douce, la concentration de BTEX dans la colonne d'eau a atteint un maximum de 1 500 µg/L pour l'AWB et de 1 200 µg/L pour le CLB durant les 48 premières heures. Puis, la concentration a diminué pour atteindre 200 µg/L après 8 jours. Dans les cuves avec agitation modérée, la concentration de BTEX dans la colonne d'eau ont atteint 1 700 µg/L pour

l'AWB et de 3 000 µg/L pour le CLB environ 4 h après le début de l'expérience. Après 4 jours, les concentrations étaient de moins de 200 µg/L pour l'AWB et de moins de 100 µg/L pour le CLB.

À la lumière des résultats obtenus par Witt O'Brien's et collaborateurs (2013), il apparaît qu'en cas de déversement de bitumes dilués, en particulier pour l'AWB, la densité augmenterait suffisamment pour atteindre ou dépasser celle de l'eau douce pouvant ainsi induire la submersion du pétrole. De plus, l'augmentation de la concentration en composés toxiques (HPT, HAP, BTEX) observée dans la colonne d'eau met en évidence le risque pour les organismes aquatiques.

Environnement Canada et collaborateurs (2013) ont évalué le vieillissement climatique des bitumes dilués AWB et CLB afin d'évaluer les risques de submersion de ces deux pétroles. Pour ce faire, les pétroles AWB et CLB ont tout d'abord été vieillis dans un évaporateur rotatif à 80°C pendant 96 h. La densité à 15°C a augmenté d'environ 0,92 g/cm³ à environ 1,01 à 1,02 g/cm³ après 96 h, ce qui ne dépassait pas la densité de l'eau marine. D'après les données obtenues, les auteurs ont conclu que l'évaporation seule, à des températures marines observées au Canada (de 0 à 15°C), n'était pas suffisante pour provoquer la submersion du pétrole sur une période de 4 jours, mais les données manquent pour une période plus longue. Toutefois, lorsque le pétrole a été mélangé avec de l'eau salée et dispersé avec des particules de kaolin et de terre à diatomée, ce dernier a coulé. Le pétrole dispersé avec des particules de sable a formé un mélange continu et flottant. Seule une faible proportion du pétrole a coulé en présence de particules de sable.

Des tests de comportement des bitumes dilués dans des cuves à houle qui simulaient des conditions environnementales ont également été effectués avec les bitumes dilués AWB et CLB (EC et collab., 2013). Du pétrole a été déversé dans des cuves à houle, contenant de l'eau de mer à 8,3 ± 1,3°C, en présence de vagues déferlantes et non déferlantes. Avec des vagues déferlantes, après avoir été submergés, les hydrocarbures ont refait surface sous la forme de grosses gouttelettes de pétrole (> 70 µm) qui ont reformé une nappe à la surface. Des émulsions eau dans pétrole ont également été observées. Avec des vagues non déferlantes, les hydrocarbures sont restés à la surface sous la forme d'une nappe non dispersée qui s'est déplacée en aval et qui a recouvert les parois de la cuve rapidement. Des boulettes et des galettes de pétrole ont été observées à la surface, en quantité moindre par rapport aux essais avec vagues déferlantes.

Cette étude d'EC et collaborateurs (2013) a mis en évidence le manque d'information sur les interactions entre les sédiments et les bitumes dilués ainsi que sur l'énergie de mélange et la charge sédimentaire qui sont nécessaires pour la formation de boulettes de pétrole.

King et collaborateurs (2014) ont observé le comportement des bitumes dilués AWB et CLB dans de l'eau de mer après une exposition dans un environnement naturel (salinité moyenne de 26,8 psu ; température moyenne de l'air de 17,9°C ; température moyenne de l'eau de 19,3°C), dans un canal avec un courant, mais sans vagues. Pour ce faire, les auteurs ont placé deux anneaux contenant l'AWB et deux anneaux contenant le CLB dans le canal pendant 312 h (13 j). Après six jours, des boulettes de pétrole AWB se sont formées et leur densité était suffisamment élevée pour qu'elles puissent couler au fond de l'eau. L'enfoncement des boulettes

n'a pas pu être causé par la présence de sédiments puisque l'eau de mer a été filtrée avant l'expérience. La densité du pétrole CLB a augmenté quelque peu, mais n'a pas atteint un niveau assez élevé pour s'enfoncer dans l'eau ce qui est probablement dû à la plus forte concentration d'HAP alkylés et à la persistance des composés aromatiques dans ce pétrole selon les auteurs de ce rapport.

4.3. Toxicité des bitumes dilués

Dew et collaborateurs (2015) mentionnent que les données portant sur la toxicité des bitumes dilués sont principalement issues des travaux effectués sur le terrain après le déversement de la rivière Kalamazoo. Les études citées par Dew et collaborateurs (2015) en lien avec ce déversement sont également citées et résumées à la section 5.2.

Dans une rare étude en laboratoire, Madison et collaborateurs (2015) ont documenté la toxicité du bitume dilué AWB sur les embryons du poisson médaka japonais (*Oryzias latipes*). Les embryons ont été exposés aux fractions WAF (*water accomodated fraction* : un mélange de bitume dilué et d'eau dans un ratio 1:9 et agité pendant 18 h) et CEWAF (*chemically-enhanced water accomodated fraction* : WAF à laquelle le dispersant Corexit 9500 A a été ajouté pour un ratio dispersant : pétrole de 1:10) jusqu'à leur éclosion ou pour une période maximale de 17 jours. Les concentrations d'exposition nominales étaient comprises entre 0,32 et 32 % v/v pour la fraction WAF et entre 0,0001 et 1 % v/v pour la fraction CEWAF. Les auteurs ont observé une augmentation de la prévalence de la maladie du sac bleu (*blue sac disease*), des altérations du développement et des vessies natatoires anormales. Ils ont également observé une augmentation de l'expression de gènes associés au cycle cellulaire, à la réponse aux mutations, au métabolisme des xénobiotiques et au stress oxydatif.

4.4. Besoin d'acquisition de connaissances

Une fois déversé en milieu aquatique, les bitumes dilués sont soumis à plusieurs processus de vieillissement comme l'évaporation, la photo-oxydation, la dissolution, l'émulsification, l'interaction avec des particules et la sédimentation, la dispersion ainsi que la biodégradation. Ces processus influencent les propriétés physico-chimiques des bitumes dilués en fonction du temps et des conditions environnementales et par le fait même influencent leur devenir.

Selon l'étude d'Environnement Canada (2013), l'évaporation seule ne serait pas suffisante pour faire augmenter la densité des bitumes dilués au-dessus de celle de l'eau de mer sur une période de 4 jours. Toutefois, l'étude de King et collaborateurs (2014) a montré que sans sédiments et exposé à des conditions représentatives du milieu naturel, le mélange AWB pouvait former des boulettes de pétrole assez denses pour couler au fond de l'eau après 6 jours. De plus, il apparaît que la présence de particules fines joue un rôle prépondérant dans le devenir et la flottabilité des bitumes dilués. D'autres études, indépendantes de l'industrie pétrolière, sont nécessaires afin de mieux comprendre les effets des processus de vieillissement, seuls et en combinaison entre eux, sur les propriétés physico-chimiques des bitumes dilués dans le but de prédire leur flottabilité en

milieu marin et en eau douce. De plus, d'autres études sont aussi nécessaires afin d'évaluer la toxicité des bitumes dilués envers des organismes aquatiques.

5. Déversements en milieu aquatique

Dans les dernières années, quelques cas de déversements de bitumes dilués ont eu lieu au Canada et aux États-Unis. Les trois principaux incidents sont ceux de Burnaby (C.-B.), de la rivière Kalamazoo et de Mayflower. Cette section présente un résumé de ces événements et de la réponse subséquente ainsi que les informations disponibles sur les impacts sur l'environnement pour les trois cas. D'autres déversements mineurs ont eu lieu, mais les informations sur ces cas étant peu abondantes, ils ne sont pas présentés dans ce document.

5.1. Burnaby, 2007

Le 24 juillet 2007, un entrepreneur effectuant des travaux a heurté l'oléoduc de la compagnie Trans Mountain, qui achemine du pétrole au terminal de Westridge, causant ainsi la rupture de l'oléoduc et l'émission d'un geyser de pétrole (Trans Mountain, s. d. ; *Ministry of Environment of British Columbia*, s. d.). Quelques 225 citoyens de Burnaby (agglomération de Vancouver) ont été évacués par le service des incendies. Environ 234 000 L de pétrole *Albian Heavy Synthetic* (AHS), un bitume synthétique, ont été déversés dans une zone résidentielle. 100 000 L se sont infiltrés dans les égouts pluviaux et ont rejoint Burrard Inlet et Kask Creek (Stantec, 2012).

Les informations concernant la réponse au déversement ainsi que les impacts sur le milieu marin sont principalement issues d'un rapport de la firme Stantec (2012), disponible sur le site de la compagnie Trans Mountain.

Dans les heures qui ont suivi le déversement, des barrages flottants ont été installés afin de confiner le pétrole, qui a été récupéré à l'aide d'écrèmeurs. Par la suite, la technique d'évaluation du nettoyage des berges (*shoreline cleanup assessment technique* [SCAT]) a été appliquée afin de déterminer le degré de contamination, les méthodes d'intervention à utiliser et les zones prioritaires pour le nettoyage. Sur les berges, des absorbants ont été utilisés afin de récupérer le pétrole. L'enlèvement manuel des boulettes de goudron, des débris et des algues souillées a été effectué. Les égouts pluviaux et sanitaires contaminés ont été lavés à l'eau chaude et à l'eau froide. De plus, la faune mazoutée a été collectée et nettoyée. Après cette première phase d'intervention, deux littoraux rocheux à Westridge ont été traités avec un nettoyeur de plage (Corexit 9580 A) en août 2007 (Center for Spills in the Environment University of New Hampshire [CSE], 2013). Par ailleurs, en mai 2008, l'agitation des sédiments intertidaux a eu lieu à Westridge et à la sortie d'un déversoir sous-marin d'un égout pluvial afin de déloger le pétrole piégé (Stantec, 2012). Il a été estimé que 210 000 L de pétrole ont été récupérés à la suite des opérations de nettoyage (CSE, 2013).



Figure 6 Application de nettoyeur de plage sur les littoraux rocheux à Westridge (*Western Canada Marine Response Corporation*)

Selon le rapport de Stantec (2012), les conditions météorologiques ensoleillées au moment du déversement ont permis de ralentir le mouvement du pétrole dans les égouts pluviaux et de favoriser le processus d'évaporation. De plus, l'incident a eu lieu en dehors des périodes de migration des oiseaux et des saumons, ce qui a contribué à réduire les impacts sur la faune. Par ailleurs, l'absence de vagues et de vent, la température plutôt chaude, l'eau salée et peu turbide et la rapidité de la réponse ont empêché l'AHS de couler au fond de l'eau facilitant ainsi le nettoyage (CSE, 2013).

Le tableau 3 présente un résumé des impacts mesurés pour l'eau, les sédiments, l'habitat intertidal, les moules, les crabes, les poissons, les oiseaux et les mammifères ainsi que le rétablissement de ces ressources.

Tableau 3 Résumé des impacts mesurés après le déversement de Burnaby (Stantec, 2012)

Ressources impactées	Impacts à court terme	Fréquence du suivi à long terme	Complétion du rétablissement
Eau marine	<ul style="list-style-type: none"> Concentration d'hydrocarbures pétroliers en dessous des critères de qualité à 30 sites dans Burrard Inlet 	ND	<ul style="list-style-type: none"> 2007
Sédiments	<ul style="list-style-type: none"> 78 échantillons récoltés entre août et septembre 2007 dans les vasières et les plages de sable Concentration en hydrocarbures pétroliers sous les limites de détection à la plupart des sites Concentration en HAP correspondant au pétrole déversé entre 0,001 et 30,3 mg/kg en août à Westridge 	<ul style="list-style-type: none"> Une fois par année en juillet ou en août 	<ul style="list-style-type: none"> Sédiments intertidaux : 2011 Sédiments subtidaux : 2011
Algues <i>Fucus</i>	<ul style="list-style-type: none"> Perte d'habitat 	<ul style="list-style-type: none"> Une fois par année en juillet ou en août 	<ul style="list-style-type: none"> 2011, mais le suivi de la couverture et la composition de la communauté a continué afin d'évaluer la variabilité naturelle
Moules	<ul style="list-style-type: none"> Concentration élevée de HAP correspondant au pétrole déversé dans les tissus 	<ul style="list-style-type: none"> Une fois par année en juillet ou en août 	<ul style="list-style-type: none"> En 2011, mais il a été convenu qu'une année supplémentaire de suivi serait effectuée, car les résultats ont pu être confondus par d'autres sources de HAP à Westridge
Crabes	<ul style="list-style-type: none"> Concentration élevée de HAP correspondant au pétrole déversé dans les tissus des crabes <i>Cancer productus</i> et <i>Metacarcinus magister</i> des sites de Westbridge, Barnet Marine Park, Berry Point, Indian Arm et Port Moody Arm 	<ul style="list-style-type: none"> Une fois par année en juillet ou en août 	<ul style="list-style-type: none"> 2011

Ressources impactées	Impacts à court terme	Fréquence du suivi à long terme	Complétion du rétablissement
Poissons	<ul style="list-style-type: none"> • Peu d'effets sur les saumons • Aucun HAP mesuré dans la bile des spécimens de <i>Platichthys stellatus</i> collectés à Westridge en octobre 2007 	NA	NA
Oiseaux	<ul style="list-style-type: none"> • Peu d'effets observés • 18 oiseaux mazoutés ont été capturés et nettoyés 	NA	NA
Mammifères	<ul style="list-style-type: none"> • Pas de mortalité observée 	NA	NA

NA = non applicable ; ND = non disponible

5.2. Kalamazoo, 2010

Le 26 juillet 2010, le bris de la ligne 6B de l'oléoduc de la compagnie Enbridge a causé le déversement d'environ 3 000 m³ d'un mélange de deux bitumes dilués, le *Western Canadian Select* (WCS) et le *Cold Lake Blend* (CLB), dans Talmadge Creek et la rivière Kalamazoo au Michigan (Dollhopf et Durno, 2011 ; Winter et Haddad, 2014). Du pétrole a été déversé pendant plus de 17 heures avant que les autorités ne soient informées. De plus, la compagnie n'a pas informé les autorités que le produit déversé était du bitume dilué (Silliman, 2014).

Le déversement a eu lieu après un évènement de pluie ce qui a permis au pétrole de franchir les barrages existants et d'être déposé sur les rives, dans la plaine inondable ainsi qu'aux sites de faible courant d'eau (Dollhopf et Durno, 2011). La figure 7 montre le site du déversement de la ligne 6B de l'oléoduc de la compagnie Enbridge ainsi que la portion de rivière impactée jusqu'au lac Morrow (Dollhopf et collab., 2014).

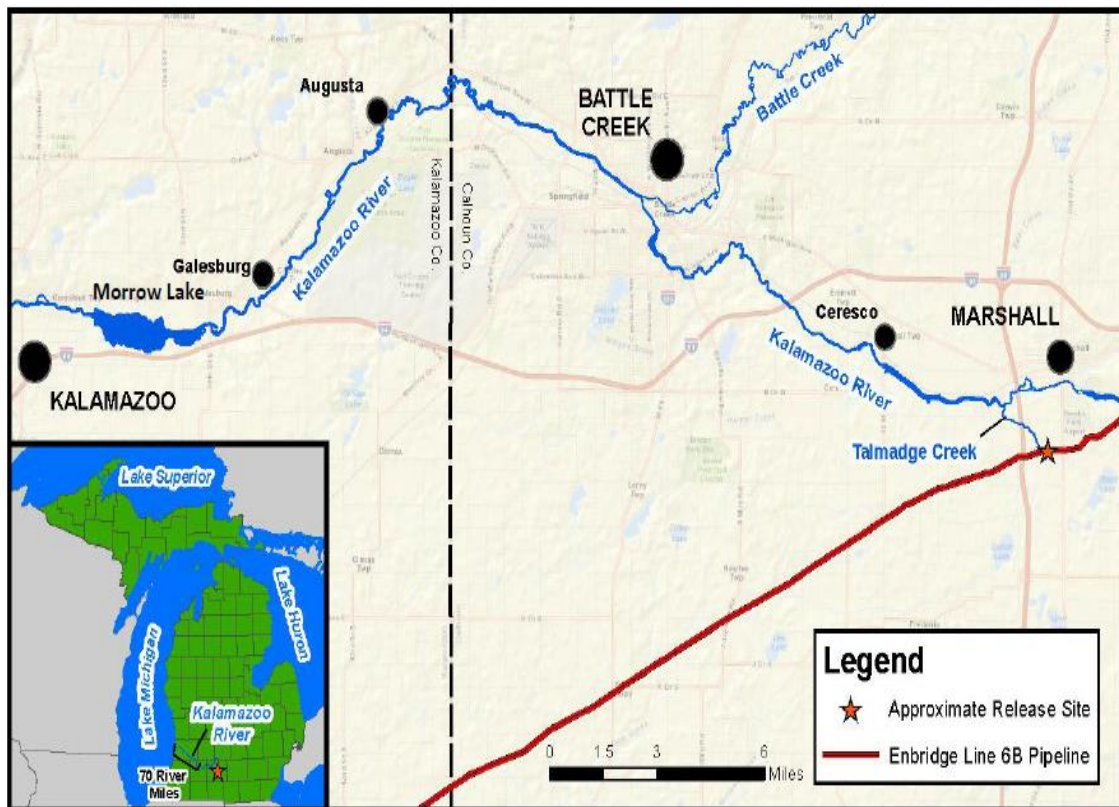


Figure 7 Lieu du déversement de la ligne 6B de l'oléoduc de la compagnie Enbridge ainsi que la portion de la rivière Kalamazoo impactée (Dollhopf et collab., 2014)

En premier lieu, plus de 50 km de barrages et d'estacades ont été installés entre le point de déversement et le lac Morrow afin de confiner le pétrole (Dollhopf et Durno, 2011). Puis, des camions de pompage, des absorbants et des écrémeurs ont été utilisés afin de récupérer le pétrole confiné (Dollhopf et collab., 2014). Des équipes ont effectué l'évaluation des berges (SCAT) afin de déterminer l'étendue de la contamination, les types de milieux impactés et

d'effectuer des recommandations sur les méthodes de nettoyage appropriées à chaque type de milieu (Dollhopf et Durno, 2011). La végétation souillée a été enlevée manuellement ou mécaniquement (Dollhopf et collab., 2014). L'excavation des sols près de la zone de rejet et le nettoyage des berges par jet d'eau à basse pression (*flushing*) ont également été effectués dans certains sites (Dollhopf et collab., 2014).

Après plusieurs jours, les intervenants ont constaté que du pétrole avait coulé au fond de la rivière (Dollhopf et collab., 2014). Trente-quatre sites ont été identifiés comme contenant potentiellement du pétrole submergé et dix-huit de ces sites ont été classés comme prioritaires, nécessitant ainsi une intervention pour récupérer le pétrole (Enbridge, 2010a). Durant l'été 2011, dans Talmadge Creek et la rivière Kalamazoo, le pétrole submergé a été récupéré soit par brassage immergé des sédiments et récupération subséquente du pétrole flottant par pompage ou avec des absorbants, ou par dragage des sédiments (Dollhopf et Durno, 2011). Le 14 mars 2013, l'*Environmental Protection Agency* des États-Unis (USEPA) a ordonné à la compagnie Enbridge de récupérer le pétrole submergé et les sédiments contaminés par dragage avant le 31 décembre de la même année (USEPA, 2013a). Les zones visées par cette ordonnance étaient l'amont du barrage Ceresco, la zone de Mill Pond, le lac Morrow, le delta du lac Morrow et deux autres sites d'accumulation de sédiments. Les travaux visés par cette ordonnance se sont terminés en septembre 2014 (*US Fish and Wildlife Service* et collab., 2015). Des travaux de restauration et de suivi sont toujours en cours sur la rivière Kalamazoo et la compagnie Enbridge prévoit le déclassement du site en 2019 (Enbridge, 2012).

Plusieurs facteurs ont permis au mélange de bitume dilué de couler après le déversement dans la rivière Kalamazoo (Silliman, 2014). Tout d'abord, si les intervenants avaient été prévenus plus tôt, la réponse aurait pu être plus rapide et une plus grande quantité de pétrole aurait alors pu être récupérée avant que ce dernier soit submergé. Par ailleurs, la présence d'une grande quantité de particules en suspension, accentuée par le fait que les rivières étaient en cru au moment du déversement, a contribué à la formation d'agrégats pétrole/sédiments (Lee, 2002) qui ont entraîné le dépôt du pétrole au fond de la rivière (Silliman, 2014). Enfin, les conditions météorologiques (soleil, température chaude) ont également favorisé l'évaporation du diluant, entraînant une augmentation de la densité du pétrole.

Toutes les données récoltées dans le cadre de l'échantillonnage des eaux de surface et des sédiments sont disponibles sur le site internet de l'USEPA (<http://www.epa.gov/enbridgespill/data/index.html#wdata>) ainsi que sur le site internet d'Enbridge dédié à la réponse au déversement de la ligne 6B (<http://response.enbridgeus.com/response/default.aspx>). Par ailleurs, il apparaît que les eaux souterraines n'ont pas été contaminées à la suite du déversement. En effet, les résultats de l'échantillonnage des puits d'eau potable situés à 200 pieds (environ 60 m) du niveau d'eau le plus haut de la rivière Kalamazoo et des puits de surveillance dans les zones ciblées ont montré que les puits et l'eau souterraine n'ont pas été contaminés par du pétrole (Enbridge, 2010b).

À la suite du déversement et des opérations de nettoyage, des effets ont été observés chez les macroinvertébrés benthiques, les moules et les poissons.

En 2010, l'abondance et la diversité des macroinvertébrés benthiques étaient fortement réduites dans Talmadge Creek et la rivière Kalamazoo (*Michigan Department of Environmental Quality [MDEQ], 2011*). L'abondance et la diversité des macroinvertébrés benthiques ont augmenté en 2011 et 2012, mais demeuraient impactées (MDEQ, 2012 et 2013).

Lors d'une campagne d'échantillonnage effectuée en octobre 2010, il a été observé que les moules mortes ou en mauvais état étaient retrouvées plus fréquemment dans la zone située en aval du déversement par rapport à la zone de référence (Badra, 2011). De plus, des moules écrasées ont été retrouvées en aval du déversement suggérant que les opérations de nettoyage ont causé des dommages chez cet organisme.

En août 2010, des poissons suceurs dorés (*Moxostoma erythrurum*) et des achigans à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) ont été collectés dans la rivière Kalamazoo aux sites impactés en aval du lieu de déversement d'Historic Bridge, de Legacy Ranch et de Shady Bend ainsi qu'au site de référence de Mashall Impoundment situé en amont du lieu de déversement (Papoulias et collab., 2014). Les spécimens des deux espèces collectés à Legacy Ranch et à Shady Bend avaient des facteurs de condition inférieurs à ceux du site de référence. Les facteurs de conditions des spécimens de *M. dolomieu* collectés à Historic Bridge étaient inférieurs à ceux du site de référence. Ce n'était pas le cas des spécimens de *M. erythrurum*. Les poissons des sites en aval du lieu de déversement avaient en général plus d'anormalités et de lésions que ceux du site de référence. Les niveaux d'hémoglobine de *M. dolomieu* étaient similaires entre les sites. Les niveaux d'hémoglobine de *M. erythrurum* étaient inférieurs à Historic Bridge comparativement aux autres sites. Des différences entre le nombre de leucocytes ont été observées entre les poissons des sites contaminés et les poissons du site de référence, mais aucune différence n'a été observée dans le nombre de thrombocytes. Chez les spécimens de *M. erythrurum*, le nombre de granulocytes et de monocytes étaient similaires entre les sites. Les spécimens de *M. dolomieu* des sites d'Historic Bridge et de Legacy Ranch avaient un nombre plus élevé de lymphocytes et un nombre plus faible de granulocytes que les spécimens du site de référence. Le nombre et la taille des agrégats de macrophages étaient plus élevés aux sites contaminés qu'au site de référence. Un nombre plus élevé de lésions de la rate a été observé chez les poissons des sites en aval du déversement comparativement aux poissons du site de référence. Les cellules productrices de mucus et les cellules produisant le cytochrome P450 1A étaient plus nombreuses dans les branchies des poissons des sites contaminés. Les tests sanguins révèlent que les poissons de la zone contaminée ont tendance à être en moins bonne condition que ceux de la zone en amont du déversement.

5.3. Mayflower, 2013

Le 29 mars 2013, une section de l'oléoduc Pegasus, appartenant à la compagnie ExxonMobil, s'est rompue près de Mayflower, en Arkansas, libérant près de 800 000 L de *Wabasca Heavy Bitumen*

(WHB) (Crosby et collab., 2013 ; *Pipeline and Hazardous Materials Safety Administration* [PHMSA], 2013). À la suite de ce déversement, 22 résidences ont été évacuées et la qualité de l'air a été suivie tout au long des interventions (ExxonMobil, 2013b).

Les caractéristiques physico-chimiques du WHB, tirées de la fiche de sécurité d'ExxonMobil (2013a), sont présentées au tableau 4.

Tableau 4 Caractéristiques physico-chimiques du *Wabasca Heavy Bitumen* tirées de la fiche de sécurité d'Exxon Mobil (2013a)

Paramètre	Valeur
Densité relative	0,661-1,013
Viscosité	0,42 cSt
Point d'éclair	< 21°C
Benzène	1-5 %
Toluène	1-5 %
Éthylbenzène	0,1-1
Xylènes	1-5 %
Cyclohexane	1-5 %
HAP	> 0,1 %
Sulfure d'hydrogène	> 0,005 %

Le pétrole a été déversé dans une zone résidentielle de Mayflower puis a suivi les voies de drainage pour atteindre un fossé d'égouttement qui s'écoule dans le marais de la crique de Dawson, qui elle, est reliée au lac Conway (Arcadis, 2014). Des barrières de confinement ont rapidement été déployées pour éviter que le pétrole ne contamine ce lac (USEPA, 2013b). Des barrages et des boudins absorbants ont été utilisés pour confiner le pétrole et des camions de pompage ont été utilisés pour récupérer le pétrole à plusieurs points de collecte (USEPA, 2013b). Dans la zone résidentielle, les routes, les égouts pluviaux et les terrains résidentiels ont été nettoyés avec des absorbants et par jet d'eau (USEPA, 2013b). Les sols contaminés ont été excavés et remplacés par des sols propres (ExxonMobil, 2013b). Selon les communiqués de presse publiés après l'incident, 100 des 162 animaux mazoutés, qui ont été récoltés, ont été relâchés dans la nature après leur passage au centre de réhabilitation mis sur pied après le déversement (ExxonMobil, 2013b).

À la suite des premières mesures mises en place, une zone d'étude a été identifiée pour évaluer les impacts résiduels de la contamination due à l'accident comprenant la zone de drainage de la zone résidentielle, la crique de Dawson et une partie du lac Conway (Arcadis, 2014). Ainsi, des sols et des sédiments ont été échantillonnés et analysés pour leur contenu en composés organiques volatils (COV), en HAP, en métaux, en carbone organique total et en noir de carbone (*black carbon*) ainsi que pour leur granulométrie. Un total de 99 échantillons de sol et 178 échantillons de sédiments ont été collectés à 83 stations d'échantillonnage dans la zone de drainage, la crique Dawson et le lac Conway, ainsi que dans des zones témoins. De plus, près de 2000 échantillons d'eau de surface ont été collectés et analysés pour leur contenu en COV, HAP, métaux totaux et dissous et huiles et graisses pour assurer un suivi quotidien de la qualité de l'eau de la zone de drainage, de la crique Dawson et du lac Conway.

Si les concentrations étaient inférieures aux valeurs de référence écologiques (VRE) reconnues par l'Arkansas Department of Environmental Quality (ADEQ), ainsi que par l'USEPA, le risque pour les récepteurs écologiques qui pourraient être exposés à des milieux contaminés était considéré comme minime (Arcadis, 2014). Lorsque les concentrations étaient supérieures à ces valeurs de référence, une évaluation des risques environnementaux (ERE) était réalisée pour définir les impacts potentiels pour les écosystèmes touchés. Un résumé des résultats de cet échantillonnage est présenté au tableau 5 (Arcadis, 2014). Une ERE a été réalisée pour 3 échantillons de sol dans la zone de drainage, 3 échantillons de sol dans la crique de Dawson et 7 échantillons de sédiments dans la crique de Dawson (tableau 6). Les résultats de l'échantillonnage et de l'ERE ont mis en évidence que les concentrations mesurées dans les sols, les sédiments et l'eau de surface n'étaient pas inquiétantes pour l'écosystème.

Cependant, le suivi de la zone, réalisé une fois par semaine, a mis en évidence la présence d'irisation à la surface de l'eau, notamment dans la crique Dawson, traduisant une certaine migration du pétrole depuis les sédiments vers la colonne d'eau (Arcadis, 2014). Ces informations semblent indiquer qu'après le déversement, le pétrole ou une partie du pétrole a coulé et s'est accumulé dans les sédiments, au niveau de la zone de drainage et de la crique de Dawson. Du fait de la circulation de l'eau continue dans ces deux zones, le pétrole semblait être remis en circulation dans la colonne, ce qui explique les irisations observées.

Pour pallier à cette problématique, plusieurs mesures de mitigation ont été mises en place en 2014 afin d'empêcher la recirculation du pétrole (Arcadis, 2015). À l'entrée de la crique de Dawson, l'eau a été dérivée et une épaisseur de 7 à 90 cm de matériaux contaminés a été excavée et remplacée par des matériaux propres. Dans la zone de végétation de la crique, 48 tonnes du produit PMFI® Organoclay (CETCO™) ont été appliquées en octobre 2014 afin d'empêcher les irisations (figure 8). Enfin, une barrière réactive de 7,5 à 18 cm d'épaisseur a été placée à la surface des sédiments dans la zone d'eau libre de la crique de Dawson. Il s'agissait d'un mélange de sable et du produit Organoclay® PM-199 (CETCO™). Organoclay est un produit commercial à base de bentonite de sodium modifié chimiquement afin de le rendre capable d'adsorber les composés organiques et de former un recouvrement étanche sur des sédiments contaminés (<http://www.cetco.com/en-us/Products/Environmental-Products/Organoclays>).

Les dernières mesures de mitigation de la contamination ont été mises en place en 2014 ce qui fait, qu'actuellement, aucune donnée n'est disponible quant aux bénéfices de ces mesures pour le milieu contaminé.



Figure 8 Application du produit PMFI Organoclay (CETCO™) sur la végétation de la crique Dawson (Arcadis, 2015)

Tableau 5 Résultats de la campagne d'échantillonnage effectuée après le déversement de Mayflower

	Zone de drainage	Crique de Dawson	Lac Conway
Sols	3 échantillons avaient des concentrations de benzène (34 µg/kg) et de la somme des HAP de poids moléculaire élevé (HMW HAP) (2280 et 1640 µg/kg) supérieures aux VRE (10 µg/kg pour le benzène et 1100 µg/kg pour la somme des HMW HAP).	4 échantillons avaient des sommes en HMW HAP (1180, 1270, 1760 et 1220 µg/kg) supérieures à la VRE (1100 µg/kg pour la somme des HMW HAP).	NA
Sédiments	Aucun dépassement.	7 échantillons avaient des concentrations de xylènes totaux (26, 61, 81, 110, 420, 730 et 2 600 µg/kg) et d'isopropylbenzène (280 µg/kg) supérieures aux VRE (25 µg/kg pour les xylènes totaux et 86 µg/kg pour l'isopropylbenzène) 4 échantillons présentaient des concentrations supérieures aux VRE pour un ou plusieurs HAP (phénanthrène, 2-méthylnaphtalène, benzo(b)fluoranthène).	Aucun dépassement. Les résultats analytiques indiquent que l'accident n'a eu aucun effet discernable sur la qualité des sédiments du lac.
Eau, évènements ponctuels	Xylènes totaux et isopropylbenzène détectés à des concentrations supérieures au VRE dans, respectivement, 4 et 1 échantillons en mai 2013.	Benzène et xylènes totaux détectés à des concentrations supérieures au VRE dans, respectivement, 2 et 4 échantillons en mai 2013. Jusqu'à octobre 2013, huit HAP (anthracène, benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, fluoranthène, indeno[1,2,3-cd]pyrène, phénanthrène et pyrène) étaient détectés dans plusieurs échantillons d'eau à des concentrations supérieures au VRE. En octobre 2013, ces concentrations étaient inférieures aux VRE.	Concentrations de COV dans l'eau du lac étaient inférieures aux VRE. Détection de 4 HAP (anthracène, benzo(a)anthracène, benzo(a)pyrène et pyrène), à des concentrations supérieures aux VRE au cours de l'été, dans plusieurs stations d'échantillonnage. À l'automne, ces HAP étaient détectés dans 1 à 2 échantillons uniquement. Seul le benzo(a)pyrène et le pyrène ont été détectés dans quelques échantillons au cours de l'hiver 2013.

NA = non applicable

Tableau 6 Évaluation des risques environnementaux pour les échantillons dépassant les valeurs de référence écologiques après le déversement de Mayflower

Emplacement	Nombre d'échantillons	Substance dépassant les VRE	Considérations	Niveau de risque
Sol de la zone de drainage	1	Benzène	<ul style="list-style-type: none"> - Faible fréquence de détection - Teneurs plus faibles que la VRE raffinée (255 µg/kg) - Très volatil - Habitat de meilleure qualité disponible aux alentours 	Négligeable
	2	HAP	<ul style="list-style-type: none"> - Estimation d'une exposition faible pour les récepteurs écologiques - Valeur de l'habitat limitée - Habitat de meilleure qualité disponible aux alentours 	Négligeable
Sol de la crique de Dawson	3	HAP	<ul style="list-style-type: none"> - Estimation d'une exposition faible pour les récepteurs écologiques 	Effets non attendus
Sédiments de la crique de Dawson	3 échantillons de surface	Xylènes	<ul style="list-style-type: none"> - Teneurs plus faibles que la VRE ajustée au contenu en carbone organique - Faible fréquence de détection - Atténuation rapide dans l'environnement 	Effets non attendus
	4 échantillons sous la surface	Xylènes et Isopropylbenzène	<ul style="list-style-type: none"> - Teneurs plus faibles que la VRE ajustée au contenu en carbone organique - Faible fréquence de détection - Atténuation rapide dans l'environnement 	Effets non attendus

6. Devenir en milieu terrestre

6.1. Processus impliqués

À la suite d'un déversement en milieu terrestre, plusieurs processus vont avoir lieu : évaporation des composés les plus légers, photo-oxydation, dissolution dans l'eau du sol des composés solubles, adsorption d'une partie des composés sur les particules du sol, migration verticale à travers les différentes strates du sol, migration horizontale vers les eaux de surface ou entraînement par les eaux de ruissellement et biodégradation par les microorganismes.

Peu d'études ont porté sur le devenir des bitumes dilués dans les sols. Il est vraisemblable que les processus de transport et d'altération des pétroles conventionnels s'appliquent également au bitume dilué déversé sur un sol. Toutefois, les données disponibles dans la littérature ne permettent pas d'estimer la perte de masse associée au processus d'évaporation des composés légers à la suite d'un déversement d'un bitume dilué en milieu terrestre, ou encore l'importance du processus de dissolution des composés solubles dans l'eau du sol. Oghenejoboh et collaborateurs (2008) rapportent que, de façon générale, la migration horizontale est très lente et est peu influencée par la quantité de pétrole déversé alors que la migration verticale augmente à mesure que la quantité de pétrole augmente. Les auteurs mentionnent également que l'étendue de la migration est plus élevée dans le sable et la terre végétale et moins élevée dans les sols limoneux. Toutefois, ces données ne sont pas spécifiques aux bitumes dilués.

Trois facteurs majeurs contrôlent la migration verticale des hydrocarbures dans les sols (Oghenejoboh et collab., 2008) : la quantité d'hydrocarbures déversés, les propriétés physiques des hydrocarbures, en particulier leur densité et leur viscosité, et les caractéristiques du sol (ex. : porosité, teneur en argiles, teneur en matière organique).

L'*Alberta Innovates – Technology Futures* (AITF) (2013), une organisation privée associée à l'industrie pétrolière, a comparé la dispersion d'un pétrole léger, d'un médium-lourd et d'un lourd ainsi que celle d'un bitume dilué sur un sable, en laboratoire (23°C, 50 % d'humidité relative). Le pétrole a été déposé à la surface d'une colonne de sable mesurant environ 18 cm de hauteur. Des photographies ont été prises régulièrement pour étudier l'étalement de la nappe et le temps nécessaire pour que le pétrole atteigne la base de la colonne de sable. Les résultats sont présentés au tableau 7.

Tableau 7 Temps requis au pétrole pour rejoindre la base de la colonne de sable

Type de pétrole (viscosité)	Temps requis (minutes)
Conventionnel léger (6,3 cSt)	21
Conventionnel médium-lourd (74 cSt)	189
Conventionnel lourd (177 cSt)	420
Bitume dilué (180 cSt)	564

Pour les pétroles conventionnels léger, médium-lourd et lourd, une forte relation a été mise en évidence entre le temps requis pour parcourir la colonne de sable et la viscosité du pétrole suggérant que plus le pétrole est visqueux, plus sa migration dans la matrice est faible. Bien que le bitume dilué possède à peu près la même viscosité que le pétrole lourd (180 et 177 cSt respectivement), sa migration verticale dans la colonne de sable a été plus faible. Les auteurs de ce rapport émettent l'hypothèse que ce phénomène serait lié à l'évaporation des fractions légères, associées au diluant, pendant l'expérimentation, qui aurait conduit à une augmentation de la viscosité du bitume dilué au fil du temps et, donc, à un ralentissement de sa migration verticale dans le sol. Il est également possible que la très forte adhésion du bitume aux particules du sol, causée par la forte proportion d'asphaltènes, soit à l'origine de sa faible migration verticale.

De façon générale, l'efficacité de la biodégradation des hydrocarbures pétroliers dans les sols peut être réduite à cause de facteurs physico-chimiques et biologiques, tels que la présence et la quantité de nutriments, le pH, la température et la teneur en oxygène dissous (Agarry et Oghenejoboh, 2014). De ce fait, les hydrocarbures pétroliers ont tendance à persister dans les sols. Agarry et Oghenejoboh (2014) ont effectué des essais de bioremédiation en laboratoire dans des sols préalablement contaminés avec 40 g de bitume du Nigéria par kg de sol en ajoutant différentes quantités de fertilisant, contenant de l'azote, du phosphore et du potassium, ou du peroxyde d'hydrogène ainsi qu'une combinaison des deux. Les essais ont duré 21 jours. L'ajout de fertilisant, de peroxyde d'hydrogène et d'une combinaison des deux a permis d'augmenter le taux de biodégradation à plus de 50 % par rapport aux témoins qui n'avaient pas reçu de fertilisant ou de peroxyde d'hydrogène. La combinaison du fertilisant et du peroxyde d'hydrogène a été la plus efficace. Cette étude met en évidence que la bioremédiation du bitume est possible. Toutefois, ces résultats ne s'appliquent qu'au bitume. La présence d'un diluant dans le bitume pourrait influencer le processus de biodégradation.

Selon le volume de bitume dilué déversé en milieu terrestre, le taux d'évaporation des composés légers, la température, la rapidité de la réponse, l'épaisseur de sol impactée par le déversement et les caractéristiques de ce sol, la nature des hydrocarbures pétroliers résiduels va changer en fonction du temps et des conditions environnementales (Spalding et Hirsh, 2012). Ces hydrocarbures pourraient être transportés vers les eaux souterraines par lessivage des hydrocarbures solubles dans l'eau contenus dans les bitumes dilués dans la zone saturée. La phase hydrosoluble des bitumes dilués pourrait également pénétrer dans la zone insaturée, où les composés volatils persistent plus longtemps, et atteindre la frange capillaire où la séparation des composés légers a lieu. Puis, les BTEX contenus dans la phase liquide non aqueuse qui flotte sur la nappe phréatique pourraient se dissoudre dans l'eau et ainsi contaminer les aquifères. Le devenir des bitumes dilués dans les eaux souterraines n'a pas, à notre connaissance, été étudié.

6.2. Besoin d'acquisition de connaissances

Le devenir des bitumes dilués en milieu terrestre a été peu étudié. Il semblerait que sa migration verticale et horizontale dans les sols soit relativement lente. D'après le peu de données disponibles, il apparaît que la biodégradation du bitume est possible lorsque des nutriments et de l'oxygène sont ajoutés au milieu. Toutefois, la biodégradabilité des bitumes dilués et des bitumes synthétiques dans des conditions environnementales typiques n'est pas connue. D'autres études sont nécessaires afin de mieux comprendre le comportement des bitumes dilués en milieu terrestre et d'évaluer le risque de contamination des eaux souterraines lié à la migration verticale des hydrocarbures.

7. Déversements en milieu terrestre

La plupart des incidents de déversement en milieu terrestre rapportés étant de petite ou moyenne échelle, les impacts étaient très localisés. La plupart du temps, seuls les sols situés sous et aux alentours des oléoducs sont contaminés. Ils sont donc excavés et remplacés par des sols propres pendant que l'oléoduc est réparé. En cas d'un déversement de moyenne taille, dépendamment de la topographie des lieux et des caractéristiques de l'environnement, il est évidemment possible que des milieux aquatiques soient également touchés. Comme observé dans l'étude d'AITF (2013), le bitume dilué semble prendre beaucoup de temps pour migrer verticalement. Si l'intervention est rapide et que la nappe phréatique est relativement basse, il semble peu probable que les eaux souterraines soient contaminées.

Dans les cas des déversements de Burnaby, de la rivière Kalamazoo et de Mayflower, discutés à la section 4, le milieu terrestre a également été impacté, principalement dans la zone située près de la source du déversement. Dans ces trois cas, les sols contaminés ont été excavés et remplacés par des sols propres. De la végétation ainsi que des animaux ont été mazoutés (ExxonMobil, 2013b ; *US Fish and Wildlife Service* et collab., 2015). Toutefois, à notre connaissance, aucune information concernant les impacts résiduels sur la faune et la flore terrestre de ces événements n'est disponible.

8. Options de traitement

8.1. En milieu aquatique

Lors d'un déversement en milieu aquatique, les premières méthodes d'intervention appliquées sont généralement le confinement et la récupération des hydrocarbures. Différentes sortes de barrages et d'estacades peuvent être utilisées lorsque le pétrole flotte à la surface de l'eau (Polaris Applied Sciences Inc., 2014). Les hydrocarbures peuvent ensuite être récupérés par écrémage ou pompage. Le confinement et la récupération sont plus efficaces lorsque le bitume dilué est frais et qu'il n'a pas incorporé de sédiments (Polaris Applied Sciences Inc., 2014). Dans le cas de la rivière Kalamazoo, des opérations de dragage et de brassage immergé des sédiments ont également eu lieu afin de récupérer le pétrole accumulé au fond de la rivière (Dollhopf et Durno, 2011).

L'application de dispersant et le brûlage *in-situ* ont fait l'objet d'une étude de Witt O'Brien's et collaborateurs (2013) commandée par la compagnie Trans Mountain Pipeline. Dans cette étude, il a été observé que l'application du dispersant Corexit EC 9500 A sur du pétrole CLB dans une proportion de 1:20 était plus ou moins efficace sur du pétrole relativement frais. En effet, le pourcentage d'efficacité se situait entre 0 et 6 % dans une cuve avec agitation modérée et entre 0 et 7,8 % dans une cuve statique. Ces auteurs ont également constaté que le brûlage *in-situ* du CLB avait une efficacité de 74 % après 6 h, 53 % après 1 jour et 0 % après 3 jours de vieillissement. Le même rapport fait également état de tests sur l'efficacité d'un dégraissant contenant du D-limonène et du nettoyeur de plage Corexit 9580 pour nettoyer le substrat. Des tuiles de granite ont été contaminées avec du CLB, puis les agents de traitement ont été appliqués. Par la suite, les tuiles ont été lavées avec un jet d'eau froide, à une pression d'environ 35-40 psi pendant 30 secondes. Les auteurs ont observé que le lavage par jet d'eau à basse pression seul n'était pas efficace pour déloger le pétrole. Dans le pire scénario, où le pétrole est demeuré exposé au soleil sans immersion dans l'eau, l'efficacité du Corexit 9580 en combinaison avec le lavage par jet d'eau diminuait après approximativement 96 h. Le dégraissant en combinaison avec le lavage à basse pression était quant à lui inefficace pour enlever le pétrole des tuiles ainsi que les taches noires.

Environnement Canada et collaborateurs (2013) ont également testé l'efficacité du dispersant Corexit 9500 sur les pétroles AWB et CLB dans une cuve à houle. En présence de vagues non déferlantes, le pétrole ne s'est pas dispersé. En présence de vagues déferlantes, l'addition du dispersant a fortement altéré la répartition de la taille des gouttelettes en abaissant le diamètre moyen pour les deux pétroles, mais dans une plus grande mesure pour le mélange AWB. L'efficacité dynamique du Corexit 9500 était de 45 % pour l'AWB et de 30 % pour le CLB.

King et collaborateurs (2015) ont évalué l'efficacité de dispersion du Corexit 9500, des particules minérales Kaolin (argile à kaolinite de 0,1 à 4 μm) et d'un mélange de Corexit 9500 et de particules minérales Kaolin à la fois dans des conditions printanières (température moyenne de l'eau de 8,5°C et salinité moyenne de 27,7 psu) et estivales (température moyenne de l'eau de 17°C et salinité moyenne de 26,8 psu) sur le bitume dilué CLB. Le dispersant seul avait une efficacité de

dispersion comprise entre 45 et 59 %. L'application de particules minérales Kaolin a résulté en une efficacité de dispersion très faible (0,2 à 0,38 %). L'efficacité de dispersion de la combinaison du dispersant et des particules minérale était comprise entre 33 et 47 %. Les auteurs ont également observé que la concentration d'hydrocarbures pétroliers totaux dans la colonne d'eau était plus élevée lors du traitement avec le dispersant seul que pour la combinaison du dispersant avec les particules minérales. Ces résultats suggèrent que les particules minérales pourraient être utilisées pour minimiser l'augmentation de la concentration des composés toxiques dans la colonne d'eau à la suite de l'application de dispersants. Cependant, ces particules minérales contaminées auront tendance à couler et le risque pour les organismes vivants dans les sédiments est mal défini.

Notons que l'utilisation des dispersants présente certains risques, entre autres par rapport à leur toxicité envers les organismes aquatiques. Les études AENV13 (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 2015) et GENV31 (Pelletier, 2015) présentent plus d'information sur l'utilisation des dispersants et leurs impacts sur le milieu aquatique.

8.2. En milieu terrestre

En milieu terrestre, comme mentionné à la section 7, les sols contaminés par les bitumes dilués sont généralement excavés et remplacés par des sols propres. Les sols excavés sont ensuite transportés vers un centre d'enfouissement ou des installations de traitement (incinération, bioremédiation, etc.).

8.3. Besoin d'acquisition de connaissances

Trois études ont été effectuées afin de déterminer l'efficacité des dispersants et des agents de traitement sur les bitumes dilués. Le dispersant Corexit 9500 semble démontrer une certaine efficacité sur les pétroles AWB et CLB. D'autres études sont nécessaires afin d'approfondir nos connaissances sur l'effet des dispersants sur les bitumes dilués dans différentes conditions environnementales ainsi que pour développer des formulations plus efficaces pour ce type de pétrole ou d'autres méthodes d'intervention.

9. Conclusion

Cette revue de littérature a permis de mettre en évidence les connaissances actuelles sur le potentiel de danger des bitumes dilués, en particulier sur leurs propriétés physico-chimiques, dont leur potentiel de corrosion des structures des oléoducs, leur devenir en milieu aquatique et terrestre, ainsi que sur les options de traitement en cas de déversement.

L'ajout d'un diluant au bitume permet de réduire considérablement sa densité et sa viscosité permettant ainsi son transport par oléoducs. Les bitumes dilués sont composés d'hydrocarbures saturés et aromatiques ainsi que de résines et d'asphaltènes. Leurs propriétés physico-chimiques évoluent différemment des pétroles conventionnels du fait de la présence du diluant. En effet, le diluant étant composé de fractions plus légères, ces dernières s'évaporent rapidement à la suite d'un déversement faisant augmenter la densité et la viscosité du produit. De plus, la proportion d'hydrocarbures saturés et aromatiques diminue alors que celle des résines et des asphaltènes augmente. Le portail Internet « crudemonitor.ca » présente les caractéristiques physico-chimiques des bitumes dilués et des bitumes synthétiques produits en Alberta. Plusieurs propriétés sont disponibles, comme par exemple, la densité, l'indice d'acidité (*total acid number*), la teneur en soufre, en sédiments, en nickel, en vanadium, en oléfines, en hydrocarbures légers (C₃ à C₁₀) et en BTEX. Toutefois, ces informations étant plutôt destinées à l'industrie, des propriétés qui pourraient être utiles en cas de déversement pour prédire le devenir et les effets des bitumes dilués, comme la viscosité et les teneurs en HAP et en leurs dérivés alkylés, ne sont pas présentées. La connaissance des propriétés physico-chimiques de ces produits est importante en cas de déversement afin de planifier une réponse rapide et efficace ainsi que pour minimiser les impacts sur les écosystèmes. Ainsi, il serait pertinent de mettre en place une base de données regroupant toutes les caractéristiques physico-chimiques utiles en cas de déversement accidentel des bitumes dilués qui pourraient potentiellement être transportés au Québec.

Compte tenu de leurs différences avec les pétroles conventionnels, le potentiel de corrosion des bitumes dilués a fait l'objet de quelques rapports majoritairement issus de sources associées à l'industrie pétrolière. Il est donc nécessaire d'obtenir plus d'informations provenant de sources indépendantes et révisées par les pairs. Selon la *National Academy of Sciences*, les propriétés des bitumes dilués relatives à la corrosion des oléoducs (gaz dissous, eau, sédiments, acides organiques, conditions d'opération des oléoducs et corrosion induite par les microorganismes) n'indiquent pas que ces derniers sont plus à risque de causer des bris dans les oléoducs que les autres types de pétrole. Étant donné que les bitumes dilués contiennent une plus grande proportion d'asphaltènes, il apparaît nécessaire d'acquérir des connaissances sur leur rôle dans les mécanismes de corrosion. Des connaissances doivent également être acquises afin de mieux comprendre l'influence de la composition chimique des bitumes dilués, le rôle des bactéries, le comportement des particules solides, les mécanismes de formation et de dépôt des boues et la stabilité des émulsions eau-pétrole dans les processus de corrosion.

Lors d'un déversement de bitume dilué en milieu aquatique, les processus d'évaporation, de photo-oxydation, de dissolution, d'émulsification, d'interaction avec les particules solides, de sédimentation, de dispersion et de biodégradation influencent le comportement du pétrole. La perte rapide des fractions légères et la présence d'une grande proportion de composés lourds dans les bitumes dilués fait en sorte que la densité augmente. Si elle devient supérieure à celle de l'eau douce ou de mer, le pétrole va s'enfoncer et couler au fond. Une étude d'Environnement Canada (2013) sur le comportement des bitumes dilués en milieu aquatique indique que l'évaporation seule n'est pas suffisante pour faire augmenter la densité des bitumes dilués AWB et CLB au-dessus de celle de l'eau de mer. Toutefois, l'étude de King et collaborateurs (2014) a montré que dans des conditions représentatives du milieu naturel et en l'absence de particules en suspension, des gouttelettes de pétrole assez denses pour couler étaient formées après 6 jours. De plus, il apparaît que la présence de particules fines joue un rôle prépondérant dans le devenir et la flottabilité des bitumes dilués. D'autres études plus approfondies et indépendantes de l'industrie pétrolière sont nécessaires afin de comprendre l'effet des processus d'altération sur le comportement des bitumes dilués afin de prédire leur flottabilité en milieu marin et d'eau douce. De plus, la toxicité des bitumes dilués vis-à-vis des organismes aquatiques a été peu étudiée.

L'analyse de trois cas de déversement de bitumes dilués, Burnaby, la rivière Kalamazoo et Mayflower, a permis de faire quelques constats. Premièrement, en présence de certaines conditions environnementales, par exemple une forte charge sédimentaire, le pétrole peut s'enfoncer et couler en peu de temps. Il est donc nécessaire que la réponse soit rapide et mise en place avant que le pétrole commence à s'enfoncer. Deuxièmement, une fois le pétrole au fond, il est beaucoup plus difficile à récupérer. Les méthodes utilisées pour récupérer le pétrole submergé sont invasives (ex. : dragage) et semblent être très dommageables pour le milieu bien qu'aucune étude à long terme n'ait été effectuée pour le confirmer. Troisièmement, les composés volatils issus du diluant s'évaporent rapidement et peuvent affecter la qualité de l'air. Ainsi, dans les trois cas de déversement analysés, les résidences à proximité des endroits contaminés ont dû être évacuées, car les niveaux de composés organiques volatils dans l'air étaient trop élevés. Notons que ce serait également le cas lors d'un déversement de pétrole léger.

En milieu terrestre, les bitumes dilués peuvent s'évaporer, s'adsorber sur les particules du sol, migrer verticalement et horizontalement, et être biodégradés par les microorganismes. La migration horizontale semble très lente. Lors d'une étude sur la migration verticale, le bitume dilué a migré beaucoup plus lentement que les pétroles conventionnels lourds et légers. Des études supplémentaires sur leur devenir et leur biodégradabilité en milieu terrestre ainsi que sur le risque de contamination des eaux souterraines sont nécessaires.

Dans les trois cas de déversement en milieu aquatique analysés, une portion de milieu terrestre a également été impactée. Dans les trois cas, les sols ont été excavés et remplacés par des sols propres. À notre connaissance, aucune étude sur les effets à long terme des bitumes dilués sur les organismes terrestres n'est disponible.

Les options de traitement en cas de déversement de bitumes dilués sont limitées. En milieu aquatique, le confinement et la récupération des hydrocarbures sur l'eau peuvent être efficaces dépendamment des conditions environnementales et de la rapidité de l'intervention. La récupération du pétrole doit s'effectuer avant que ce dernier commence à s'enfoncer. Une fois le pétrole au fond, des méthodes invasives comme le dragage et le brassage immergé des sédiments sont utilisés. Peu d'études ont montré l'effet des dispersants et autres agents de traitement sur les bitumes dilués. Néanmoins, le dispersant Corexit 9500 semble démontrer une certaine efficacité sur les pétroles AWB et CLB. Des études supplémentaires sur l'efficacité de ces produits doivent donc être effectuées. En milieu terrestre, l'excavation et le remplacement des sols sont les techniques principalement appliquées.

Plusieurs lacunes dans les connaissances ont ainsi été identifiées et devraient être comblées afin de mieux comprendre et prédire le comportement des bitumes dilués dans l'environnement et leurs impacts sur les écosystèmes aquatique et terrestre ainsi que d'évaluer les risques qui leur sont associés.

10. Références

- Ahmed, A. (2013). Rheological changes in crude oil diluted with alcohols. Master report, Faculty of Engineering, Dalhousie University (Canada), 58 pages.
- Alberta Innovates – Technology Futures [AITF] (2011). Comparison of the corrosivity of dilbit and conventional crude. Prepared by Jenny Been, Alberta Innovates – Technology Futures. Prepared for John Zhou, Alberta Innovates Energy and Environmental Solutions. 29 pages.
- Alberta Innovates – Technology Futures [AITF] (2014). Properties of dilbit and conventional crude oils. Prepared by Haralampos Tsaprailis, Alberta Innovates – Technology Futures, Prepared for John Zhou, Alberta Innovates Energy and Environmental Solutions, 77 pages.
- Arcadis (2014). Downstream Areas Data Assessment Report. Prepared for ExxonMobil Environmental Services Compagny, Mayflower Pipeline Incident Response, Revision 5, 102 pages et annexes.
- Arcadis (2015). Mitigation Action Completion Report. Prepared for ExxonMobil Environmental Services Compagny, Mayflower Pipeline Incident Response, 21 pages.
- Badra, P. (2011). Mussel shell survey report: Kalamazoo River unionid mussel shell survey in the Mashall and Battle Creek area, October 2010. Prepared for Stephanie Millsal, U.S. Fish and Wildlife Service, and Kalamazoo River Enbridge Line 6B Oil Spill Trustee Council, 50 pages et annexes.
- Barnacha Janier, J., Razali, R. B., Shafie, A., et Belhaouari Samir, B. (2013). Mathematical modeling of asphaltene precipitation: a review. *International Journal of Chemical, Nuclear, Metallurgical and Materials Engineering*, 7(10), 406-409.
- Battelle (2012). Diluted bitumen-derived crude oil: relative pipeline impacts. Final report, 11 pages.
- Blackmore, T., Murray, D., et Lemieux, A. (2014). Light ends composition in dilbit and conventional crudes. Prepared for Alberta Innovates Energy and Environment Solutions, Omnicon Consultants inc., Edmonton, Alberta, 14 pages.
- Bristish Petroleum [BP] (2014). BP statistical review of world energy June 2014. [En ligne], <http://www.bp.com/content/dam/bp/pdf/Energy-economics/statistical-review-2014/BP-statistical-review-of-world-energy-2014-full-report.pdf> (page consultée le 11 juin 2015).
- Buenrostro-Gonzalez, E., Lira-Galeana, C., Gil-Villegas, A., et Wu, J. (2004). Asphaltene precipitation in crude oils: theory and experiments. *AIChE Journal*, 50(10), 2552-2570.
- Bureau de la sécurité des transports du Canada [BST] (2014). Sommaire statistique des évènements de pipeline 2013. Gouvernement du Canada, 10 pages.

- Canadian Association of Petroleum Producers [CAPP] (2015). Crude oil forecast, markets and transportation. Canadian Association of Petroleum Producers, 42 pages.
- Center for Spills in the Environment University of New Hampshire (CSE) (2013). Alberta oil sands workshop for Washington State Department of Ecology, the Regional Response Team 10 and the Pacific States/British Columbia Oil Spill Task Force. April 16 and 17, 2013, Seattle, 253 pages.
- Chopra, S., Lines, L., Schmitt, D. R., et Batzle, M. (2010). Heavy-oils reservoirs: their characterization and production. Dans Chopra, S., Lines, L., Schmitt, D. R., et Batzle, M. (dir.), *Heavy oils: reservoir characterization and production monitoring* (p. 1-68). Tulsa, OK: Society of exploration geophysicists.
- Committee on Marine Transportation of Heavy Oils [CMTHO] (1999). Spills of non floating oils: risk and response. National Academy Press, Washington, D. C., 75 pages.
- Crosby, S., Fay, R., Groark, C., Kani, A., Smith, J. R., Sullivan, T., et Pavia, R. (2013) Transporting Alberta oil sands products: defining the issues and assessing the risks. U' S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NOS OR&R 43. Emergency Response Division, NOAA, 153 pages.
- Crude Quality Inc. (2015). Data report [en ligne]. <http://www.crudemonitor.ca/home.php> (base de données consultée le 22 janvier 2015).
- Dettman, H. D. (2013). Characteristics of oil sands products. Center for spills in the environment, *Oil sands products forum*, Seattle, Washington, 16 April 2013.
- Dettman, H. D., Li, N., Wickramasinghe, D., et Luo, J. (2010). The influence of naphthenic acid and sulphur compound structure on global crude corrosivity under vacuum distillation conditions. *Proceedings of the Northern area western conference of NACE*, Calgary, Alberta, February 15-18.
- Dew, W. A., Hontela, A., Rood, S. B. et Pyle, G. G. (2015) Biological effects and toxicity of diluted bitumen and its constituents in freshwater systems. *Journal of Applied Toxicology*, publié en ligne, DOI 10.1002/jat.3196.
- Dollhopf, R. H., Fitzpatrick, F. A., Kimble, J. W., Capone, D. M., Graan, T. P., Zelt, R. B., et Johnson, R. (2014). Response to heavy, non-floating oil spilled in a Great Lakes river environment: a multiple-lines-of-evidence approach for submerged oil assessment and recovery. *International Oil Spill Conference Proceedings, 2014(1)*, 434-448.
- Dollhopf, R., et Durno, M. (2011). Kalamazoo River/Enbridge pipeline spill 2010. *International Oil Spill Conference Proceedings, 2011(1)*, abs422.
- Dupuis, A., et Ucan-Marin, F. (2015). Analyse documentaire de la toxicologie aquatique des huiles de pétrole: un aperçu des propriétés du pétrole et de ses effets sur le biote aquatique.

Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO. Document de recherche 2015/007, 55 pages.

Enbridge (2010a). Work plan for permanent recovery of submerged oil and oil-contaminated sediments at priority locations and Ceresco Dam dredging, As an attachment to the supplemental modification of the *Response plan for downstream impact area and the source area response plan*, Strategy and tactics for permanent recovery of submerged oil and oil-contaminated sediment, Marshall (Michigan), 21 pages.

Enbridge (2010b). Evaluation of potential impact of released oil on groundwater used for drinking water (hydrogeological evaluation report), Marshall (Michigan), 71 pages et annexes.

Enbridge (2012). Schedule of Work Tasks Update, Enbridge Line 6B MP 608 Marshall, MI Pipeline Release. Lettre de Bob Steede adressée à Michelle DeLong et Mark Ducharme du Michigan Department of Environmental Quality, envoyée le 14 septembre 2012, 5 pages et annexes.

Environnement Canada [EC], Pêches et Océans Canada, et Ressources naturelles Canada (2013). Rapport technique du gouvernement fédéral – Propriétés, composition, comportement des déversements en milieu marin, devenir et transport de deux produits de bitume dilué issus des sables bitumineux canadiens. Gouvernement du Canada, ISBN 978-0-660-21555-6, 96 pages.

ExxonMobil (2013a). Material safety data sheet, Wabasca Heavy Crude Oil, [en ligne]. [http://phmsa.dot.gov/pv_obj_cache/pv_obj_id_1EC8974C6F8F923D1CA7FD43F341C9227F5B7600/filename/ExxonMobil MSDS Sheet for Wabasca Crude Oil.pdf](http://phmsa.dot.gov/pv_obj_cache/pv_obj_id_1EC8974C6F8F923D1CA7FD43F341C9227F5B7600/filename/ExxonMobil_MSDS_Sheet_for_Wabasca_Crude_Oil.pdf) (page consultée le 30 juin 2015).

ExxonMobil (2013b). Press releases, [en ligne]. http://www.exxonmobil.com/USA-English/EMPCo/publicawareness_press.aspx (page consultée le 30 juin 2015).

Gateau, P., Hénaut, I., Barré, L., et Argillier, J. F. (2004). Heavy oil dilution. *Oil & Gas Science and Technology*, 59(5), 503-509.

Hart, A. (2014). A review of technologies for transporting heavy crude oil and bitumen via pipelines. *Journal of Petroleum Exploration and Production Technology*, 4(3), 327-336.

Headley, J. V., Barrow, M. P., Peru, K. M., et Derrick, P. J. (2011). Salting-out effects on the characterization of naphthenic acids from Athabasca oil sands using electrospray ionization. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 46(8), 844-854.

King, T. L., Robinson, B., Boufadel, M., et Lee, K. (2014). Flume tank studies to elucidate the fate and behavior of diluted bitumen spilled at sea. *Marine Pollution Bulletin*, 83(1), 32-37.

- King, T. L., Robinson, B., McIntyre, C., Toole, P., Ryan, S., Saleh, F., Boufadel, M. C., et Lee, K. (2015). Fate of surface spills of Cold Lake diluted bitumen treated with dispersant and mineral fines in a wave tank. *Environmental Engineering Science*, 32(3), 250-261.
- Langevin, D., Poteau, S., Hénaut, I., et Argillier, J. F. (2004). Crude oil emulsion properties and their application to heavy oil transportation. *Oil & Gas Science and Technology*, 59(5), 511-521.
- Lee, K. (2002). Oil-particle interactions in aquatic environments: influence on the transport, fate, effect and remediation of oil spills. *Spill Science & Technology Bulletin*, 8(1), 3-8.
- Madison, B. N., Hodson, P. V., et Langlois, V. S. (2015). Diluted bitumen causes deformities and molecular responses indicative of oxidative stress in Japanese medaka embryos. *Aquatic Toxicology*, 165, 222-230.
- Martinez-Palou, R., de Lourdes Mosqueira, M. L., Zapata-Rendon, B., Mar-Juarez, E., Bernal-Huicochea, C., Clavel-Lopez, J., et Aburto, J. (2011). Transportation of heavy and extra-heavy crude oil by pipeline: A review. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 75(3), 274-282.
- Meyer, R. F., et Attanasi, E. D. (2003). Heavy oil and natural bitumen – strategic petroleum resources. Fact Sheet 70-03, United States Geological Survey, 6 pages.
- Michigan Department of Environmental Quality [MDEQ] (2011). A biological survey of sites on the Kalamazoo River and Talmadge Creek the Enbridge oil spill in Marshall Calhoun County, Michigan, September 2010. MDEQ, Water Resources Division, Staff report, 15 pages.
- Michigan Department of Environmental Quality [MDEQ] (2012). A biological survey of sites on the Kalamazoo River and Talmadge Creek the Enbridge oil spill in Marshall Calhoun County, Michigan, August 2011. MDEQ, Water Resources Division, Staff report, 21 pages.
- Michigan Department of Environmental Quality [MDEQ] (2013). A biological survey of sites on the Kalamazoo River and Talmadge Creek the Enbridge oil spill in Marshall Calhoun County, Michigan, September 2012. MDEQ, Water Resources Division, Staff report, 17 pages.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (2015). État des connaissances sur la toxicité associée aux méthodes d'intervention dites particulières pour les déversements d'hydrocarbures pétroliers (Étude AENV13). Rapport produit pour le compte du gouvernement du Québec dans le cadre des évaluations environnementales stratégiques sur les hydrocarbures. Québec: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
- Ministry of Environment of British Columbia (s. d.). Burnaby oil spill. [En ligne], http://www.env.gov.bc.ca/eemp/incidents/2007/burnaby_oil_spill_07.htm (page consultée le 18 juin 2015).

- Mousavi-Dehghani, S. A., Riazi, M. R., Vafaie-Sefti, M., et Mansoori, G. A. (2004). An analysis of methods for determination of onsets of asphaltene phase separations. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 42(2), 145-156.
- National Academy of Sciences (2013). Effects of diluted bitumen on crude oil transmission pipelines. Transportation Research Board, Washington, D. C., 132 pages.
- Oghenejoboh, K. M., Puyate, Y. T., et Abowei, M. E. N. (2008). Concentration distribution of spilled crude petroleum in different soils 2: Effects of volume of oil on spatial spread. *Pollution Research*, 27(4), 605-610.
- Papoulias, D. M., Veléz, V., Nicks, D. K., et Tilitt, D. E. (2014). Health assessment and histopathologic analyses of fish collected from the Kalamazoo River, Michigan, following discharges of diluted bitumen crude oil from Enbridge line 6B. U.S. Department of the Interior and US Geological Survey, Administrative Report, 70 pages.
- Pelletier, E. (2015). Revue des connaissances scientifiques sur la composition et le mode d'action des agents chimiques de traitement utilisés lors de déversements pétroliers ainsi que le devenir des mélanges hydrocarbures/agents de traitement en milieu aquatique (Étude GENV31). Rapport produit pour le compte du gouvernement du Québec dans le cadre des évaluations environnementales stratégiques sur les hydrocarbures. Québec: Université du Québec à Rimouski.
- Penspen Integrity (2013). Dilbit Corrosivity, State of the Art Report. Canadian Energy Pipelines Association. Document number 12671-RPT-001 REV 1, 41 pages.
- Pipeline and Hazardous Materials Safety Administration [PHMSA] (2013). Accident report – Hazardous liquid, Pipeline system, [en ligne]. http://www.phmsa.dot.gov/pv_obj_cache/pv_obj_id_D8466CCECC39D7B56FC07481FA03FF5A3E60000/filename/Mobil_original_20130151_17953%20.pdf (page consultée le 30 juin 2015).
- Polaris Applied Sciences Inc. (2013). A comparison of the properties of diluted bitumen crudes with other oils, 26 pages.
- Rahimi, P., Cooper, S., et Alem, T. (2009). Diluent evaluation for bitumen pipelining. 5th NCUT Upgrading and Refining Conference, September 14-16, Edmonton, Alberta, Canada.
- Siliman, B. D. (2014). Guidelines to prepare for oil sands product spills in varied aquatic environments. *International Oil Spill Conference Proceedings*, 2014(1), 426-433.
- SLRoss (2012). Meso-scale weathering of Cold Lake bitumen/condensate blend. SLRoss Environmental Research Limited, Ottawa, Ontario, 26 pages.

- Spalding, R. F., et Hirsh, A. J. (2012). Risk-managed approach for routing petroleum pipelines: Keystone XL Pipeline, Nebraska. *Environmental Science & Technology*, 46(23), 12754-12758.
- Stantec (2012). Summary of clean-up and effects of the 2007 spill of oil from Trans Mountain pipeline to Burrard Inlet. Part 1: Marine environment, Project No. 1231-10505, 13 pages.
- Swift, A., Casey-Lefkowitz, S., et Shope, E. (2011). Tar sands pipelines safety risks. A joint report by Natural Resources Defense Council, National Wildlife Federation, Pipeline Safety Trust, Sierra Club, 15 pages.
- Tharanivasan, A. K. (2012). Asphaltene precipitation from crude oil blends, conventional oils, and oil with emulsified water. Thesis report, Department of Chemical and Petroleum Engineering, University of Calgary (Canada), 189 pages.
- TransMountain (s. d.). Westridge 2007 oil spill. [En ligne], <http://www.transmountain.com/westridge-2007-spill> (page consultée le 18 juin 2015).
- United States Environmental Protection Agency [USEPA] (2013a). Dredging begins on Kalamazoo River, [en ligne]. [http://www.epa.gov/enbridgespill/pdfs/enbridge fs_201308.pdf](http://www.epa.gov/enbridgespill/pdfs/enbridge_fs_201308.pdf) (page consultée le 4 mai 2015).
- United States Environmental Protection Agency [USEPA] (2013b). Pollution/Situation Report, Exxon Pipeline Mayflower Arkansas Oil Spill – Removal Polrep. USEPA Region VI, 6 pages.
- United States Fish and Wildlife Service, Nottawaseppi Huron Band of the Potawatomi Tribe, Match-E-Be-Nash-She-Wish Band of the Pottawatomi Indians, (2015). Draft damage assessment and restoration plan/Environmental assessment for the July 25-26, 2010 Enbridge line 6B discharges near Mashall, MI. In collaboration with: National Oceanic and Atmospheric Administration, Michigan Department of Environmental Quality, Michigan Department of Natural Resources et Michigan Department of Attorney General, 94 pages et annexes.
- University of Alberta (s.d). What are asphaltenes in petroleum, oilsand, and heavy oil?, [en ligne]. <https://www.ualberta.ca/~gray/Links%20&%20Docs/Asphaltenes%20web%20page.pdf> (page consultée le 28 août 2015).
- University of New Hampshire's Center for Spills in the Environment [CSE] (2013). Alberta oil sands workshop for Washington State Department of Ecology, the Regional Response Team 10 and the Pacific States/British Columbia Oil Spill Task Force, Seattle WA, 16-17 april 2013, 253 pages.
- Usman, M. A., Ewrierhoma, E. T., Onuoha, I. I. (2013). Asphaltene solvency and stability of water in oil emulsion: a case study of two nigerian crudes. *Journal of Energy, Technologies and Policy*, 3(9), 16-29.

- Wang, Z., et Fingas, M. F. (2003). Development of oil hydrocarbon fingerprinting and identification techniques. *Marine Pollution Bulletin*, 47(9), 423-452.
- Winter, J., et Haddad, B. (2014). Ecological impacts of dilbit spills: consideration for natural resource damage assessment, Office of Response and Restoration, [en ligne]. <https://usresponserestoration.files.wordpress.com/2014/06/winter-and-haddad-dilbit-nrda-submitted-4-11-14.pdf> (page consultée le 13 juin 2015).
- Witt O'Brien's, Polaris Applied Sciences, Western Canada Marine Response Corporation (2013). A study of fate and behavior of diluted bitumen oils on marine waters, Dilbit experiment – Gainford, Alberta. Final Report, 67 pages.
- World Energy Council. 2010. 2010 Survey of Energy Resources. Natural Bitumen and Extra-Heavy Oil –Chapter4. p. 123-150, [en ligne], <http://energy.usgs.gov/portals/0/Rooms/economics/text/WEC10NBEHO.pdf>.
- Yang, C., Wang, Z., Yang, Z., Hollebone, B., Brown, C. E., Landriault, M., et Fieldhouse, B. (2011). Chemical fingerprints of Alberta oil sands and related petroleum products. *Environmental Forensic*, 12(2), 173-188.
- Zhao, L., Torlapati, J., King, T., Robinson, B., Boufadel, M. C., et Lee, K. (2014). A numerical model to simulate the droplet formation process resulting from the release of diluted bitumen products in marine environment. *International Oil Spill Conference Proceedings*, 2014(1), 449-462.