

# **IMPACT ASSOCIÉ AUX ACTIVITÉS RÉGULIÈRES D'UNE PLATE-FORME PÉTROLIÈRE POUR LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES DU GOLFE DU SAINT-LAURENT**

**Étude GENV25**

**Évaluation environnementale stratégique globale sur les hydrocarbures**



**Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec**

**2015**

# ÉQUIPE DE RÉALISATION

## Recherche et rédaction

---

Nathalie Paquet, M. Sc., écotoxicologue<sup>1</sup>

Gaëlle Triffault-Bouchet, Ph. D., chef de division, écotoxicologue<sup>1</sup>

## Révision linguistique et édition

---

Vicky Gagnon, agente de secrétariat<sup>1</sup>

---

<sup>1</sup> 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.

### Référence à citer :

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC. 2015. *Impact chronique associé aux activités régulières d'une plate-forme pétrolière pour les écosystèmes aquatiques du golfe du Saint-Laurent, Étude GENV25, Évaluation environnementale stratégique globale sur les hydrocarbures*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 75 p.

Photo de la couverture : © Shutterstock.com

Publié avec l'autorisation du ministre du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec

Dépôt légal - Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2015

ISBN : xxx-x-xxx-xxxxx-x (PDF)

© Gouvernement du Québec - 2015

# SOMMAIRE

Les activités qui se déroulent sur une plate-forme pétrolière génèrent de nombreux rejets liquides, solides et gazeux. Les effets potentiels sur l'écosystème aquatique situé autour d'une installation d'exploitation pétrolière extracôtière vont dépendre des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du milieu récepteur et des processus de transport et de transformation des contaminants, notamment des processus d'advection-dispersion, de dilution, de précipitation, d'adsorption, de dégradation et de volatilisation. Du fait des technologies de traitement actuellement utilisées et des normes de rejet imposées, le rejet de contaminants dans l'environnement est limité. Cependant, ces rejets sont chroniques et peuvent donc générer certains effets sur la faune aquatique.

Le but de la présente étude est de réaliser un état des connaissances sur les impacts des nuisances associées aux activités régulières des plates-formes pétrolières sur les écosystèmes aquatiques pélagiques et benthiques en milieu extracôtier. Ce rapport présente les impacts des rejets de boues ou déblais de forage sur la faune benthique, des rejets d'eaux de production traitées sur la faune aquatique, ainsi que l'impact physique de la mise en place de la plate-forme relativement à la création d'habitats et de biodiversité. Cette analyse se base sur les connaissances scientifiques obtenues au moyen de l'examen de la littérature scientifique pertinente repérée à l'aide de diverses stratégies de recherche documentaire. Les principales conclusions, en lien avec cette revue de littérature, sont résumées dans les sections suivantes.

## Biomarqueurs exprimés à la suite d'une exposition aux eaux de production

Les biomarqueurs sont définis comme des changements observables ou mesurables sur le plan moléculaire, biochimique, cellulaire ou physiologique qui révèlent l'exposition présente ou passée d'un organisme vivant à une substance chimique (Lagadic et collab., 1997).

Plusieurs études évaluant l'expression de différents biomarqueurs à la suite d'une exposition aux eaux de production traitées de plates-formes pétrolières ou gazières ont été répertoriées dans la littérature. De nombreuses études ont mis en évidence une absence d'expression des biomarqueurs (activité de la glutathion S-transférase, de l'acyl-Coenzyme A oxydase, tout comme la présence d'adduits à l'ADN, de métabolites biliaires ou la perte de l'intégrité de la membrane) à des distances supérieures à 500 m de la structure. En revanche, d'autres études ont démontré l'induction significative de deux biomarqueurs impliquées dans le processus de détoxification des organismes, soit l'activité de l'EROD (éthoxyrésorufine-O-dééthylase) et de Cyp1A (cytochrome P450 1A), pour des poissons vivant à moins de 200 m en aval du point de rejet des eaux de production. La détection de ces deux biomarqueurs est révélatrice d'une exposition à des contaminants, mais ne signifie pas nécessairement la présence d'un effet biologique. Elle est plutôt considérée comme un signal de la présence d'un contaminant à l'intérieur d'un organisme ou comme une réaction biologique induite par changement ou stress environnemental.

## Bioaccumulation dans les organismes aquatiques

De la bioaccumulation a été rapportée chez des organismes sentinelles exposés à des eaux de production ou à des boues de forage. Des moules mises en cage à proximité de plates-formes existantes ont montré des accumulations autant en métaux et en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) qu'en alkylphénols. L'accumulation en métaux, plus précisément en zinc, est reliée à la présence d'anodes galvaniques utilisées pour la protection cathodique des structures. Les concentrations accumulées diminuent en s'éloignant du point de rejet, les moules situées de 1 à 2 km des installations ayant des teneurs équivalentes à celles provenant du milieu naturel. Notons que l'obligation de mettre en place de nouveaux systèmes de traitement plus performants dans la mer du Nord a fait en sorte que les accumulations dans les moules ont diminué depuis 2009. L'efficacité du système de traitement joue donc un rôle important dans les quantités accumulées par les organismes sessiles. De telles observations ont aussi été rapportées chez les poissons.

Étant donné que des organismes prélevés à proximité de plates-formes présentent de la bioaccumulation de contaminants, il apparaît que les oiseaux planctivores et piscivores s'alimentant dans ce secteur pourraient ingérer des contaminants. À notre connaissance, les quantités accumulées par les organismes supérieurs ne semblent pas avoir été étudiées à ce jour.

## Effets toxiques potentiels

Pour les organismes pélagiques, des effets toxiques aigus et sublétaux ont été rapportés chez des poissons et des invertébrés exposés, en laboratoire, à des eaux de production traitées, à des concentrations supérieures à 1 %, ce qui correspond en moyenne à une distance de moins de 50 m de la plate-forme. En plus de diminuer le succès reproducteur et d'engendrer une mortalité chez les organismes aquatiques les plus sensibles, des effets de perturbation endocrinienne ont été mesurés chez des poissons. Ces effets étant rencontrés à des concentrations supérieures à 1 %, ceci signifie qu'ils ne pourraient être observés qu'à proximité des plates-formes, soit approximativement dans les 50 premiers mètres de la structure. D'ailleurs, les effets dans le milieu n'ont été observés que dans l'environnement immédiat des plates-formes, à la suite d'une exposition s'étalonnant sur plusieurs semaines, voire des mois.

En ce qui concerne le benthos, différentes études ont démontré que les amphipodes et les copépodes harpacticoïdes, des espèces d'invertébrés marins, sont plus sensibles aux contaminants retrouvés au pourtour des plates-formes que les polychètes, les oligochètes et les nématodes (Montagna et Harper, 1996; Peterson et collab., 1996; Street et Montagna, 1996). Ces réponses semblent être liées à leurs caractéristiques écologiques et physiologiques intrinsèques : par exemple, les crustacés (particulièrement les amphipodes et les harpacticoïdes) sont sensibles aux contaminants, tandis que les polychètes, les oligochètes et les nématodes (particulièrement les dépositivores non sélectifs) tirent parti de l'enrichissement en matières organiques, lié à la présence de la plate-forme.

D'après les études consultées, les effets sur la faune benthique sont mesurables sur plusieurs kilomètres en s'éloignant des plates-formes, les impacts observés étant plus importants lorsque les boues utilisées sont à base d'huile. Cependant, ceux-ci sont

habituellement limités à un rayon d'environ 500 m de la structure, surtout lorsque les boues sont à base d'eau. L'impact sur les populations benthiques est généralement observé à une plus grande distance de la plate-forme comparativement à ceux observés sur les populations pélagiques.

### Création d'habitats et augmentation de la biodiversité

De nombreuses études ont démontré que la présence d'une plate-forme pétrolière peut créer un récif artificiel pouvant attirer ou faire fuir certaines espèces de poissons, de crustacés et de mollusques, en plus de créer des zones de concentration d'organismes. En effet, les plates-formes sont des zones exemptes de chalutage, qui fournissent un refuge pour les coraux et autres organismes de l'épifaune qui s'y installent après la mise en place de la structure. L'ajout d'un substrat dur a aussi pour effet d'entraîner, au fil du temps, la colonisation de la structure par des espèces qui, autrement, seraient absentes des zones de sable ou des vasières naturelles. La présence de plates-formes crée également un habitat favorable à l'établissement de communautés de poissons, qui semblent être attirés autant par le substrat dur offert par la structure que par l'augmentation de proies potentielles. Cette colonisation surviendrait dans des délais relativement courts après la mise en place de la plate-forme. L'établissement complet de l'écosystème peut s'échelonner sur une période de deux ans, dépendamment des espèces impliquées. Ces effets bénéfiques pourraient cependant être tempérés par l'apport d'espèces exotiques envahissantes dans le milieu, également attirées par les substrats durs.

# TABLE DES MATIÈRES

<b>1.</b>	<b>Introduction .....</b>	<b>1</b>
<b>2.</b>	<b>Biomarqueurs exprimés à la suite d'une exposition aux eaux de production....</b>	<b>5</b>
	2.1 Enzymes de biotransformation de phase I .....	5
	2.1.1. Cytochrome P450 1A (CYP1A).....	5
	2.1.2. Éthoxyrésorufine-O-dééthylase (EROD) .....	8
	2.2 Enzymes de biotransformation de phase II .....	9
	2.3 Métabolites biliaires .....	11
	2.4 Peroxysomes .....	14
	2.5 Stabilité des membranes lysosomales .....	15
	2.6 Autres biomarqueurs .....	16
<b>3.</b>	<b>Bioaccumulation dans les organismes aquatiques.....</b>	<b>18</b>
	3.1 Métaux.....	18
	3.2 Hydrocarbures aromatiques polycycliques .....	20
	3.3 Alkylphénols .....	26
<b>4.</b>	<b>Effets toxiques potentiels .....</b>	<b>27</b>
	4.1 Mortalité et croissance .....	27
	4.2 Abondance et diversité du benthos .....	32
	4.3 Reproduction et développement.....	38
	4.4 Système nerveux .....	45
	4.5 Système immunitaire.....	46
	4.6 Perturbation endocrinienne .....	50
	4.7 Génotoxicité .....	52
<b>5.</b>	<b>Création d'habitats et augmentation de la biodiversité.....</b>	<b>54</b>
<b>6.</b>	<b>Conclusions .....</b>	<b>61</b>
<b>7.</b>	<b>Bibliographie.....</b>	<b>63</b>

## LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1** – Composition type des eaux de production traitées (en mg/l), selon différents types d’installations d’exploitation extracôtières (tiré de Bonton et collab., 2014)..... 3
- Tableau 2** – Facteurs de dilution moyens des eaux de production en fonction de leur distance de la plate-forme (Meier et collab., 2010)..... 4
- Tableau 3** – Concentrations, en ng/l, des eaux de production simulées en laboratoire par Geraudie et collab. (2014) lors d’une exposition de 28 jours de morues polaires. .... 9
- Tableau 4** – Concentrations minimales avec effets observés (en %) sur le taux de glutathion chez des cellules hépatiques de truites arc-en-ciel exposées pendant 96 heures à des eaux de production traitées de huit plates-formes en mer du Nord (Farmen et collab., 2010). .... 10
- Tableau 5** – Concentrations moyennes de différents HAP dans les eaux de production d’une plate-forme située dans la mer du Nord, utilisées par Knag et Taugbol (2013) lors de l’exposition d’épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*). .... 11
- Tableau 6** – Concentrations de différents HAP et de métabolites de HAP et de phénols dans la bile de morues exposées pendant 28 jours à différentes concentrations d’eaux de production traitées d’une plate-forme située dans la mer du Nord (Sundt et collab., 2012). .... 13
- Tableau 7** – Concentrations, en ng/l, des phénols, des HAP et de leurs dérivés alkylés dans les eaux de production traitées, reconstituées en laboratoire par Holth et collab. (2011), pour une exposition de morues de deux semaines. .... 15
- Tableau 8** – Accumulation de métaux dans des moules prélevées près d’une plate-forme de la mer du Nord, comparativement à un site témoin (Gomiero et collab., 2013; 2011). .... 16
- Tableau 9** – Accumulation de métaux (en µg/g, poids sec) dans des moules méditerranéennes mises en cage à proximité d’une plate-forme pétrolière dans la mer Adriatique (Gorbi et collab., 2008) (R : site de référence, P : plate-forme). .... 19
- Tableau 10** - Accumulation de métaux (en mg/kg, poids humide) dans les homogénats de moules bleues exposées en laboratoire pendant cinq semaines à différentes concentrations d’eaux de production d’une plate-forme de la mer du Nord (Brooks et collab., 2011a). .... 20
- Tableau 11** – Accumulation de HAP (en µg/kg, poids humide) dans les homogénats de moules bleues exposées en laboratoire, pendant cinq semaines, à des concentrations d’eaux de production d’une plate-forme en mer du Nord (Brooks et collab., 2011a). .... 23

<b>Tableau 12</b> – Accumulation de HAP dans les tissus mous de moules bleues exposées en laboratoire, pendant quatre semaines, à différentes concentrations d’eaux de production d’une plate-forme située en mer du Nord, comparativement aux teneurs accumulées par des moules mises en cage à proximité de la même plate-forme (Sundt et collab., 2011) (voir la figure 2 pour la localisation des stations 1 à 6).....	24
<b>Tableau 13</b> – Concentrations en HAP (en ng/l) dans les eaux de production traitées d’une plate-forme de la mer du Nord, utilisées par Sundt et ses collaborateurs (2009) pour exposer la morue de l’Atlantique. ....	25
<b>Tableau 14</b> – Concentrations en HAP (en µg/kg) accumulés dans le foie de morues de l’Atlantique exposées aux eaux de production traitées d’une plate-forme de la mer du Nord (Sundt et collab., 2009).....	25
<b>Tableau 15</b> – Évolution des concentrations en métaux et toxicité des eaux de production filtrées (0,2 µm) et non filtrées chez la bactérie bioluminescente <i>Vibrio fischeri</i> (Azetsu-Scott et collab., 2007). ....	28
<b>Tableau 16</b> – Concentrations en métaux dans les eaux de production utilisées par Manfra et collab. (2007).....	29
<b>Tableau 17</b> – Paramètres physico-chimiques des sédiments utilisés par Manfra et collab. (2007). ....	29
<b>Tableau 18</b> – Toxicité aiguë chez le copépode <i>Acartia tonsa</i> des eaux de production traitées issues d’une installation située dans la mer du Nord (Girling, 1989). ....	30
<b>Tableau 19</b> – Toxicité d’eaux de production traitées issues de plates-formes de production de gaz naturel situées dans la mer Adriatique pour deux espèces aquatiques (Manfra et collab., 2011). ....	30
<b>Tableau 20</b> – Toxicité chez le polychète <i>Arenicola marina</i> d’une dilution de 10 % de sédiments prélevés près de la plate-forme North West Hutton, en Angleterre, telle que rapportée par Grant et Briggs (2002).....	31
<b>Tableau 21</b> – Toxicité des eaux de production traitées provenant d’installations d’exploitation d’hydrocarbures en milieu extracôtier, situées dans le golfe du Mexique, vis-à-vis d’une espèce de crevette tropicale ( <i>Mysidopsis bahia</i> ) et d’un poisson tropical, le mené tête-de-mouton ( <i>Cyprinodon variegatus</i> ) (Lee et collab., 2011, et repris par Bonton et collab., 2014). ....	32
<b>Tableau 22</b> – Densité de la méiofaune par 10 cm <sup>2</sup> au pourtour de trois plates-formes du golfe du Mexique (Montagna et Harper, 1996).....	33
<b>Tableau 23</b> – Diversité génétique de cinq espèces de copépodes harpacticoïdes près de trois plates-formes, dans le golfe du Mexique (Street et Montagna, 1996). ....	34
<b>Tableau 24</b> – Diminution du nombre d’espèces à 500 m d’une plate-forme comparativement à un site témoin dans la mer du Nord, selon Olsgard et Gray (1995) et Andrade et Renaud (2011).....	36

<b>Tableau 25</b> – Concentrations en métaux et en radionucléides mesurées dans les sédiments à proximité de deux plates-formes d’exploitation à Bacia de Campos, au Brésil (Vegueria et collab., 2002a, b).....	38
<b>Tableau 26</b> – Concentrations en métaux et en radionucléides mesurées dans les sédiments à proximité de plates-formes d’exploitation du bassin Sergipe-Alagoas, au Brésil, et à un site de référence (Lourenco et collab., 2013).....	38
<b>Tableau 27</b> – Résultats des essais de toxicité réalisés avec l’eau interstitielle de sédiments échantillonnés à différentes distances de la plate-forme HI-A389, dans le golfe du Mexique (Carr et collab., 1996). (Les données en <i>italique</i> indiquent des différences significatives avec les stations les plus éloignées [3 000 m]). .....	39
<b>Tableau 28</b> – Concentrations en métaux dans l’eau interstitielle des sédiments échantillonnés à différentes distances de la plate-forme HI-A389, dans le golfe du Mexique (Carr et collab., 1996). .....	40
<b>Tableau 29</b> – Concentrations en métaux, en naphthalènes et en phénanthrènes totaux dans les sédiments échantillonnés à différentes distances de la plate-forme HI-A389, dans le golfe du Mexique (Carr et collab., 1996). .....	41
<b>Tableau 30</b> – Toxicité (CE <sub>50-48h</sub> , %) de l’effluent de plates-formes du golfe du Mexique vis-à-vis de l’oursin <i>Arbacia punctulata</i> (Dunger et collab., 1996). .....	42
<b>Tableau 31</b> – Toxicité (en %) des eaux de production vis-à-vis de l’oursin <i>Paracentrotus lividus</i> (Manfra et collab., 2011). .....	42
<b>Tableau 32</b> – Toxicité des fractions solubles contenant des composés organiques extractibles chez des embryons de <i>Danio rerio</i> (Carlsson et collab., 2014) (hpf : heures post fertilisation ; c : différences significatives par rapport au contrôle). .....	44
<b>Tableau 33</b> – Fréquence cardiaque des larves de turbot exposées à différentes concentrations d’eaux de production issues d’une plate-forme située en mer du Nord (Stephens et collab., 1996) (*Différence significative par rapport au contrôle).....	45
<b>Tableau 34</b> – Composition chimique type des eaux de production de la plate-forme Hibernia, représentative des eaux utilisées par Perez-Casanova et collab. (2012; 2010) et Hamoutene et collab. (2011) lors de leurs expérimentations. .....	47
<b>Tableau 35</b> – Prévalence (P) et intensité (I) de chaque parasite et pathologie rencontrés chez différentes espèces de la macroépifaune mobile collectées au pourtour de quatre plates-formes situées dans le golfe du Mexique (Wilson-Ormond et collab., 2000). .....	49
<b>Tableau 36</b> – Corrélation observée entre l’abondance de communautés de blennies et les invertébrés sessiles associés à une plate-forme pétrolière du golfe du Mexique (Topolski et Szedlmayer, 2004). .....	56
<b>Tableau 37</b> – Production annuelle de poissons, selon différents habitats, telle que rapportée par Claisse et collab. (2014). .....	57

## LISTE DES FIGURES

- Figure 1** – Réactions de biotransformation des contaminants (adapté de Sipes et Gandolfi, 1986). ..... 6
- Figure 2** – Localisation des stations d'exposition des moules bleues dans la mer du Nord dans l'étude de Sundt et collab. (2011). ..... 22

# 1. INTRODUCTION

Le Québec pourrait éventuellement exploiter des ressources pétrolières et gazières enclavées au fond du golfe du Saint-Laurent. Le potentiel des bassins sédimentaires du golfe du Saint-Laurent consisterait en de petits gisements de pétrole brut pour le nord du golfe et des gisements moyens de gaz naturel pour le sud du golfe, notamment au niveau de la cible exploratoire Old Harry (Bonton et collab., 2014), qui est la principale zone actuellement visée par l'industrie pétrolière et gazière. Des plates-formes pétrolières pourraient donc y être installées et exploitées dans les prochaines années.

Les activités qui se déroulent sur une plate-forme pétrolière génèrent de nombreux rejets liquides, solides et gazeux qui peuvent contenir des contaminants. Leurs effets potentiels sur l'écosystème aquatique situé autour d'une installation d'exploitation pétrolière extracôtière vont dépendre des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du milieu récepteur et des processus de transport et de transformation des contaminants.

La mise en place du puits d'exploitation des hydrocarbures conduit à la production de boues de forage qui sont généralement rejetées dans le milieu. Ces boues de forage peuvent être également à l'origine d'impacts sur les communautés biologiques, particulièrement la faune benthique, du fait des contaminants présents dans ces matrices (p. ex. métaux, hydrocarbures aromatiques polycycliques). Il existe également des impacts liés à la mise en place de la structure qui peuvent se prolonger pendant toute la vie de la plate-forme.

Après la mise en place de la structure et le forage d'un puits, les principales étapes *in situ* d'exploitation des hydrocarbures en milieu extracôtier consistent en l'extraction et la séparation des hydrocarbures bruts, le traitement du gaz naturel, le stockage des hydrocarbures, la compression du gaz naturel, le transport des hydrocarbures ainsi que le traitement des eaux de production et des gaz indésirables (Bonton et collab., 2014). Ces activités régulières peuvent être à l'origine d'effets néfastes sur la faune et la flore présentes autour des plates-formes pétrolières ou gazières du fait de rejets, liquides ou solides, qui contiennent des contaminants. C'est notamment le cas des rejets liquides tels que l'eau de production traitée ou l'eau qui ruisselle sur la plate-forme et peut entraîner des contaminants dans le milieu aquatique environnant. Du fait des technologies de traitement actuellement utilisées, des normes de rejet imposées et des taux de dilution, ces eaux sont peu chargées en contaminants, mais leur apport continu dans le milieu pourrait être à l'origine d'effets sur les organismes.

L'eau de production comprend les eaux de formation présentes dans le gisement, les eaux injectées dans le réservoir afin de le maintenir sous pression et les eaux de procédé extraites en même temps que le pétrole et le gaz durant la production d'hydrocarbures. Les volumes d'eau de production à traiter peuvent donc être importants et correspondre à trois ou quatre fois les volumes d'hydrocarbures produits, particulièrement pour des gisements de pétrole brut (Bonton et collab., 2014). Ainsi, des centaines de milliers de litres peuvent être générés quotidiennement. Les propriétés physico-chimiques de l'eau de production varient en fonction des caractéristiques du réservoir, des hydrocarbures extraits ainsi que des additifs ajoutés lors de l'extraction et du traitement des hydrocarbures. Cette composition varie

également dans le temps, l'eau produite étant un mélange chimiquement instable en raison de l'évaporation des composés volatils ainsi que de la dégradation chimique et microbienne des fractions labiles (Lee et collab., 2011).

Dans la plupart des installations de production extracôtières, l'eau de production est extraite du flux pétrolier, traitée, puis rejetée dans le milieu environnant ou éliminée dans une formation souterraine (OSPAR, 2012; Lee et collab., 2011; Bonton et collab., 2014; Devold, 2010). Dans les pays industrialisés où l'exploitation pétrolière en milieu extracôtier est active, comme en Norvège, les rejets des eaux de production traitées sont soumis à une réglementation stricte pour limiter les impacts reliés aux plates-formes sur la faune et la flore aquatiques environnantes. Néanmoins, malgré les traitements, des concentrations résiduelles en métaux, en radionucléides (principalement le radium-226 et le radium-228 issus de la dégradation de certaines roches présentes dans le réservoir), en hydrocarbures pétroliers et en HAP peuvent être émises dans l'environnement aquatique (Lee et collab., 2001; Fakhru'l Razi et collab., 2009; Lee et Neff, 2011; Bonton et collab., 2014).

Les concentrations types de contaminants mesurés dans les eaux de production traitées sont présentées au tableau 1. Précisons que les concentrations en contaminants sont généralement plus importantes dans les eaux de production de champs gaziers que dans celles de champs pétroliers (Veil et collab., 2004; Jacobs et collab., 1992). Ceci est dû aux différentes étapes de traitement du gaz naturel et à l'ajout dans les champs gaziers d'inhibiteurs de corrosion, de tartre ou d'hydrates en tête de puits.

**Tableau 1** – Composition type des eaux de production traitées (en mg/l), selon différents types d’installations d’exploitation extracôtières (tiré de Bonton et collab., 2014).

Paramètre	Champ d’hydrocarbures	Champ exploités au Canada	Eau de mer
pH	-	7,5 – 7,9	8,1
Aluminium	-	≤ 0,005 – 0,7	0,005
Argent	-	-	0,00004
Arsenic	0,000004 – 0,32	≤ 0,01 – 0,09	0,001 – 0,003
Baryum	≤ 0,001 – 2 000	0,3 – 13,5	0,003 – 0,034
Béryllium	-	-	-
Bore	-	0,255 – 76,9	-
Bromure	-	-	-
Cadmium	0,0000005 – 0,49	≤ 0,00002 – 0,01	0,000001 – 0,0001
Calcium	-	-	-
Chlorures	-	-	19 000
Chrome	≤ 0,000001 – 0,39	≤ 0,001 – 0,1	0,0001 – 0,00055
Cuivre	≤ 0,000001 – 55	≤ 0,005 – 0,14	0,00003 – 0,00035
Étain	-	≤ 0,001 – 0,025	0,0008
Fer	≤ 0,0001 – 465	1,9 – 2,8	0,000008 – 0,002
Lithium	-	-	-
Magnésium	-	-	-
Manganèse	0,0002 – 7	0,8 – 2,3	0,00003 – 0,001
Mercure	≤ 0,000001 – 0,075	-	0,00003
NH <sup>4+</sup>	14 – 246	11	0,5
Nickel	≤ 0,000001 – 1,67	≤ 0,0001 – 0,042	0,0001 – 0,001
Nitrates	0,6 – 15,8	-	-
Orthophosphates	0,1 – 6,6	-	-
Plomb	≤ 0,000001 – 18	≤ 0,0001 – 0,045	0,000001 – 0,0001
Potassium	-	-	-
Salinité	≤ 2 000 - ≥ 300 000	-	-
Sodium	-	-	-
Strontium	-	14,5 – 2 880	-
Sulfate	≤ 1 – 8 000	-	-
Sulfite	-	-	-
Titane	-	-	0,001
Zinc	0,000005 – 200	≤ 0,005 – 4,47	0,000006 – 0,00012
Alkyl phénol éthoxylés	-	-	-
Benzène	0,18 – 14	13,5 – 14,4	-
Toluène	0,16 – 7,95	7,9 – 8,9	-
Éthylbenzène	0,025 – 0,56	-	-
Xylènes	-	-	-
BTEX	0,068 – 578	-	-
Hydrocarbures totaux	2 – 359	16,5 – 25	-
Substances phénoliques	0,4 – 23	10,4	-
HAP totaux	0,04 – 3	-	-
Radium (pCi/l)	0 – 5 150	-	-

Une fois dans l’environnement aquatique, le devenir des contaminants présents dans l’eau de production traitée ainsi que leurs effets potentiels sur l’écosystème aquatique situé autour d’une installation d’exploitation pétrolière extracôtière vont dépendre des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du milieu récepteur et des processus de transport et de transformation des contaminants, notamment des processus d’advection-dispersion, de dilution, de précipitation, d’adsorption, de dégradation et de volatilisation (Lee et collab., 2011). Par ailleurs, la dilution et la dispersion d’un panache d’eau de production en milieu marin (tableau 2) sont plutôt rapides, avec un facteur de dilution, à quelques mètres du point de rejet, de 100 à 1 000 de la concentration initiale (Meier et collab., 2010; Bakke et collab., 2013).

**Tableau 2** – Facteurs de dilution moyens des eaux de production en fonction de leur distance de la plate-forme (Meier et collab., 2010).

Facteur de dilution	Distance estimée de la plate-forme (en mètres)
1 : 100 (1 %)	0 – 50
1 : 1 000 (0,1 %)	50 – 1 000
1 : 10 000 (0,01 %)	≥ 2 000

Ces éléments ont mis en évidence la nécessité de dresser un état des connaissances exhaustif sur les impacts potentiels des activités régulières d’exploitation du pétrole et du gaz sur les écosystèmes marins, au pourtour de plates-formes d’exploitation extracôtière existantes. C’est l’objet du présent document qui décrit les impacts des rejets de boues ou déblais de forage sur la faune benthique, des rejets d’eaux de production traitées sur la faune aquatique, de même que l’impact de la mise en place de la plate-forme relativement à la création d’habitats et de biodiversité.

Un nombre important de sources scientifiques a été consulté pour la préparation du présent rapport, incluant des articles révisés par les pairs et des rapports d’experts. Une grande partie des études consultées portaient sur des études milieux, c’est-à-dire des études réalisées directement autour de plates-formes, et non en laboratoire, ce qui permet d’évaluer les effets combinés des différents facteurs qui conduisent à des effets chez les organismes étudiés.

La première partie du présent document fait état des résultats des études dont l’objectif était de mettre en évidence une exposition des organismes vivant au pourtour des plates-formes aux contaminants rejetés, en particulier par les eaux de production. La deuxième partie du document porte sur la possible bioaccumulation de contaminants par les organismes vivant au pourtour des plates-formes et la troisième partie du document précise les effets toxiques qui ont pu ou pourraient être observés chez ces organismes. La quatrième partie présente les effets positifs associés à la présence d’une plate-forme dans un milieu aquatique, à savoir la création d’habitats et l’augmentation de la biodiversité. Enfin, une conclusion permet d’évaluer la nature et l’ampleur des effets rencontrés au pourtour des plates-formes.

Notons que les impacts liés au bruit et à la lumière générés par les plates-formes n’ont pas été traités ici.

## 2. BIOMARQUEURS EXPRIMÉS À LA SUITE D'UNE EXPOSITION AUX EAUX DE PRODUCTION

Plusieurs études évaluant l'expression de différents biomarqueurs à la suite d'une exposition aux eaux de production traitées de plates-formes pétrolières ou gazières ont été répertoriées dans la littérature. Ces études, présentées dans les sections suivantes, visaient principalement à évaluer s'il était possible d'observer des changements dans l'expression de biomarqueurs chez différentes espèces.

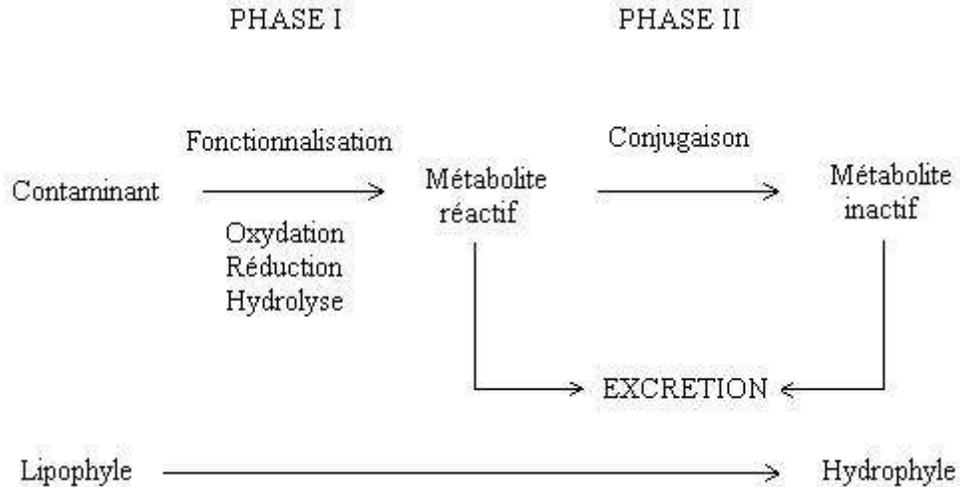
Les biomarqueurs sont définis comme des changements observables ou mesurables sur le plan moléculaire, biochimique, cellulaire ou physiologique qui révèlent l'exposition présente ou passée d'un organisme vivant à une substance chimique (Lagadic et collab., 1997). Ils sont considérés comme des signaux de la présence d'un contaminant à l'intérieur d'un organisme ou comme une réaction biologique induite par un changement ou un stress environnemental. Ils n'indiquent habituellement pas des effets toxiques directs, mais peuvent être utilisés comme des alertes d'un danger pour un organisme exposé. Les biomarqueurs les plus utiles répondent à un groupe unique ou à un petit groupe de contaminants et peuvent donc être utilisés comme indicateur de l'exposition à une catégorie particulière de substances.

### 2.1 ENZYMES DE BIOTRANSFORMATION DE PHASE I

#### 2.1.1. Cytochrome P450 1A (CYP1A)

En présence de ces composés organiques, les systèmes biochimiques de détoxification vont être activés pour rendre ces molécules plus hydrosolubles et permettre leur excrétion par les voies rénales, biliaires ou branchiales, limitant ainsi leur accumulation dans les réserves lipidiques des organismes et dans les membranes cellulaires, essentiellement constituées de phospholipides. Ces réactions de détoxification ou de biotransformation des composés organiques, qui sont des contaminants ou des molécules endogènes (p. ex., stéroïdes, acides gras), comportent deux phases : la phase I de fonctionnalisation et la phase II de conjugaison qui conduit à l'excrétion (Sipes et Gandolfi, 1986; figure 1). Les mécanismes de biotransformation sont inductibles, c'est-à-dire susceptibles d'être amplifiés par la présence dans l'environnement de contaminants (Sipes et Gandolfi, 1986).

Le cytochrome P450 1A (Cyp1A) est un complexe multi-enzymatique impliqué dans les réactions de phase I (Figure 1), au cours de laquelle le composé organique subit des réactions d'oxydo-réduction et d'hydrolyse en chaîne qui conduisent à l'introduction de groupements fonctionnels (-OH, -NH<sub>2</sub>, -SH, -COOH, etc.), permettant d'augmenter leur hydrosolubilité, et de préparer la phase de conjugaison (phase II) en vue de l'excrétion (Sipes et Gandolfi, 1986; Halkier, 1996). Toutefois, ces réactions peuvent produire des radicaux libres pouvant occasionner un stress oxydatif qui peut mener à la mort cellulaire, ou encore produire des métabolites réactifs, plus toxiques que les molécules mères.



**Figure 1** – Réactions de biotransformation des contaminants (adapté de Sipes et Gandolfi, 1986).

Davies et ses collaborateurs (1984) ont été les premiers à évaluer la présence du cytochrome P450 1A (Cyp1A) dans le foie de poissons vivants à proximité d'une installation pétrolière située dans la mer du Nord. Dans cette étude, deux espèces de poissons, sur les trois espèces prélevées, ont montré des activités enzymatiques significativement supérieures du Cyp1A hépatique pour les poissons prélevés à proximité de l'installation pétrolière, comparativement aux poissons capturés à 16 km. L'activité enzymatique du Cyp1A était corrélée au gradient de HAP, les sédiments à 400 m de la plate-forme ayant des teneurs totales en HAP s'élevant jusqu'à 429 000 µg/kg, alors que ceux situés à 16 km de l'installation avaient des teneurs de 997 µg/kg. Ces résultats sont donnés à titre indicatif puisque ces études ont été menées dans les années 1980, soit avant l'amélioration des méthodes de traitement et le renforcement des lois environnementales régissant l'exploitation des hydrocarbures.

En 1996, McDonald et ses collaborateurs ont évalué plusieurs marqueurs biologiques de l'exposition aux hydrocarbures aromatiques, dont le Cyp1A, afin d'estimer la contamination associée à la mise en valeur et à la production de pétrole et de gaz dans le golfe du Mexique. Au total, 16 espèces de poissons et 5 espèces d'invertébrés ont été échantillonnées à des stations proches (< 100 m) et éloignées (> 3 000 m) de trois plates-formes de ce secteur. Chez toutes les espèces étudiées, aucune différence significative n'a été observée pour ce qui est de l'activité du Cyp1A, quel que soit la distance d'échantillonnage par rapport aux plates-formes.

En 1998, l'Institut australien des sciences marines a mené une étude *in situ* visant à évaluer l'intérêt d'utiliser ces biomarqueurs pour faire de la surveillance chez les poissons exposés aux contaminants organiques associés aux eaux de production traitées d'une plate-forme de pétrole et de gaz située sur le plateau océanique nord-ouest de l'Australie. Les résultats de cette étude ont montré que l'exposition à ces eaux de production menait à l'expression du Cyp1A dans le foie d'un poisson, la carangue pailletée (*Carangoides fulvoguttatus*), ce qui n'a pas été mesuré chez les poissons du site de référence (King et collab., 2005). Des

résultats similaires ont été obtenus chez la babonne *Plectropomus maculatus*, une espèce de mérou. Cependant, étant donné le faible nombre d'individus échantillonnés (n = 10), aucune statistique n'a été réalisée. Précisons qu'aucun effet sur la croissance n'a été répertorié chez tous ces poissons, que ce soit ceux exposés aux eaux de production ou ceux qui ont été prélevés aux sites de référence. Zhu et ses collaborateurs (2008) ont poursuivi cette étude en mettant en cage des vivaneaux drapeau (*Lutjanus carponotatus*) prélevés sur un site témoin et distribués à des distances croissantes de la plate-forme étudiée. L'activité du Cyp1A a été mesurée après 0, 3 et 10 jours d'exposition au milieu. Une augmentation significative de l'expression du Cyp1A a été mesurée au site le plus proche de la plate-forme, situé à environ 200 m de celle-ci, après 10 jours d'exposition. Des augmentations significatives des sous-familles du cytochrome P450, soit d'un CYP2K1 et de deux CYP2M1, ont aussi été mesurées au site le plus proche de la plate-forme après 10 jours d'exposition. Aucune différence significative n'a par contre été mesurée aux distances supérieures de la plate-forme. Notons que les cytochromes CYP2K1 et CYP2M1 peuvent avoir des effets sur l'homéostasie des stéroïdes et des acides gras, ce qui peut éventuellement mener à des problèmes de développement et de reproduction.

Une augmentation de l'expression du Cyp1A a été constatée chez des aiglefin (*Melanogrammus aeglefinus*) et des morues de l'Atlantique (*Gadus morhua*) pêchés près d'une vaste zone de production pétrolière dans la mer du Nord. Chez ces poissons, une augmentation significative de l'expression du Cyp1A a été constatée dans le foie des poissons exposés à des teneurs en hydrocarbures variant de 15 à 40 mg/l dans les eaux de production traitées (Balk et collab., 2011). Une augmentation de l'expression du Cyp1A hépatique a également été observée chez la morue de l'Atlantique exposée en laboratoire pendant trois mois à de l'eau de production traitée, provenant d'une plate-forme située en mer du Nord, à la concentration de 1 % (Meier et collab., 2010), ce qui correspond à une distance comprise entre 0 et 50 m de la plate-forme (tableau 2). Une telle augmentation a également été observée chez cette espèce mise en cage pendant six semaines à 200 m du point de rejet d'une plate-forme située en mer du Nord (Sundt et collab., 2012; Brooks et collab., 2009). Aucune modification n'a par contre été induite à des distances comprises entre 500 et 10 000 m, les poissons étant probablement trop éloignés de la plate-forme pour que les contaminants éventuellement présents puissent induire l'expression du Cyp1A (Abrahamson et collab., 2008, cités dans Bakke et collab., 2013; Børseth et Tollefsen, 2004, cités dans Lee et collab., 2011). Des résultats similaires ont été observés dans une étude en laboratoire effectuée chez l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) exposée, pendant 72 heures, à 1 % d'eau de production traitée provenant d'une plate-forme en mer du Nord (Knag et Taugbol, 2013). De même, aucune différence significative dans l'expression du gène Cyp1A n'a été observée chez des morues de l'Atlantique femelles exposées en laboratoire par leur alimentation, pendant 20 semaines, à une pâte contenant 500 mg/kg d'eaux de production traitée provenant d'une plate-forme située en mer du Nord (Lie et collab., 2009). Notons toutefois qu'une régulation significative à la hausse de l'expression du CYP1A a été mesurée chez ces poissons exposés uniquement à des alkylphénols C<sub>4</sub>-C<sub>7</sub>, composés retrouvés dans les eaux de production, à des teneurs comprises entre 20 et 4 000 µg/kg dans l'alimentation fournie aux poissons.

### 2.1.2. Éthoxyrésorufine-O-dééthylase (EROD)

L'éthoxyrésorufine-O-dééthylase (EROD) est une enzyme monooxygénase à fonction mixte (MFO : *mixte-function oxygenase*), dépendante du cytochrome P450 1A (Payne et collab., 1987). La fonction de cette enzyme est de catalyser l'incorporation d'un atome d'oxygène dans un substrat, ici un contaminant. L'activité de l'EROD est la mesure biochimique la plus utilisée comme biomarqueur d'exposition aux contaminants organiques (incluant les HAP).

Parmi cinq espèces d'invertébrés et seize espèces de poissons échantillonnés à proximité de plates-formes pétrolières situées dans le golfe du Mexique, une induction notable de l'EROD n'a été observée que chez la crevette grise (*Penaeus aztecus*), pour des individus prélevés à proximité (< 100 m) d'une seule des plates-formes (McDonald et collab., 1996). D'après leur analyse, les auteurs de cette étude mentionnent que des teneurs de 3 000 à 10 000 ng/g en HAP dans les sédiments seraient nécessaires pour induire significativement l'activité de l'EROD chez les poissons. Or, la concentration moyenne totale des HAP dans les sédiments du golfe du Mexique variait de 21 à 428 ng/g, la majorité présentant des valeurs inférieures à 100 ng/g, ce qui expliquerait l'absence des effets sur l'activité EROD dans les poissons prélevés dans cette zone.

D'après une étude réalisée en 2005, la présence de contaminants organiques dans les eaux de production traitées d'une plate-forme de pétrole et de gaz située sur le plateau océanique nord-ouest de l'Australie a contribué à l'induction de l'activité enzymatique EROD chez la carangue pailletée (*Carangoides fulvoguttatus*) et la babonne (*Plectropomus maculatus*), une espèce de mérrou, prélevées à proximité de cette installation (King et collab., 2005).

Des juvéniles de bar commun (*Dicentrarchus labrax*) ont été exposés pendant 10 jours, en laboratoire, à des dilutions de 1 et 5 % d'eaux de production traitées, seules ou combinées à différentes concentrations (1, 5 et 10 g/l) de diéthylèneglycol (DEG) (Gorbi et collab., 2009). Le DEG est largement utilisé sur les plates-formes extracôtières pour prévenir la corrosion et la formation d'hydrates. Les résultats ont montré une augmentation significative de l'activité EROD chez les poissons exposés à la concentration de 5 % d'eaux de production mélangées au DEG. L'exposition seule au DEG n'a pas démontré de variation statistique de l'expression de l'activité EROD, ce qui indique que ce sont les contaminants présents dans les eaux de production qui ont induit l'EROD.

Une induction de l'activité de l'EROD a aussi été observée en laboratoire chez le turbot (*Scophthalmus maximus*) après une exposition d'une à six semaines à 1 % d'eaux de production traitées provenant d'une plate-forme de la mer du Nord (Stephens et collab., 2000). Des résultats semblables ont été obtenus chez la morue (*Gadus morhua*) exposée en laboratoire à des eaux du même secteur, à des concentrations de 0,25 % et de 0,5 % pendant quatre semaines (Sundt et collab., 2012).

Enfin, Geraudie et ses collaborateurs (2014) ont exposé en laboratoire des morues polaires (*Boreogadus saida*) pendant 28 jours à un mélange de HAP, de HAP alkylés et d'alkylphénols (tableau 3) pour simuler la composition des eaux de production traitées d'une plate-forme située en mer du Nord. Après 14, 21 et 28 jours d'exposition, une

augmentation significative de l'activité de l'EROD a été observée chez les poissons exposés à une concentration de 0,1 %, tandis qu'à une concentration de 0,05 %, l'activité était augmentée après 21 et 28 jours.

**Tableau 3** – Concentrations, en ng/l, des eaux de production simulées en laboratoire par Geraudie et collab. (2014) lors d'une exposition de 28 jours de morues polaires.

Paramètres		0,1 %	0,05 %
HAP	Naphtalène	310	155
	Acénaphène	1,7	0,85
	Fluorène	12,4	6,2
	Anthracène	0,7	0,35
	Phénanthrène	16	8
	Dibenzothiophène	3,8	1,9
	Pyrène	0,7	0,35
HAP alkylés	C1-Naphtalènes	340	170
	C2-Naphtalènes	188,7	94,4
	C3-Naphtalènes	112,6	56,3
	C1-Dibenzothiophènes	4,6	2,3
	C2-Dibenzothiophènes	6,6	3,3
	C1-Phénanthrènes	21,6	10,8
	C2-Phénanthrènes	23,7	11,9
Phénol	Phénol	1 400	700
Alkylphénols	C1-alkylphénol	1 500	750
	C2-alkylphénol	600	300
	C3-alkylphénol	100	50
	C4-alkylphénol	40	20

## 2.2 ENZYMES DE BIOTRANSFORMATION DE PHASE II

Il existe de nombreuses familles d'enzymes qui interviennent dans la phase II des réactions de biotransformation des contaminants hydrophobes (figure 1). Parmi celles-ci, on retrouve les glutathion S-transférases (GST) et les uridine-diphosphate-glucuronosyl-transférase (UDP-GT).

Les GST constituent une famille d'enzymes multifonctionnelles, essentiellement présentes dans le cytosol des cellules. Elles catalysent la réaction de conjugaison d'un groupement glutathion réduit (GSH), par formation d'un pont thioéther, avec des composés électrophiles, issus des réactions de biotransformation de phase I (Roméo et Giambérini, 2008, cités dans Amiard et Amiard-Triquet, 2008). Ceci produit des complexes hydrophiles excrétables (Sipes et Gandolfi, 1986). De nombreux travaux ont mis en évidence l'implication des GST dans la détoxification de nombreux contaminants tels que les hydrocarbures (Amiard et Amiard-Triquet, 2008). Notons qu'il existe un fragile équilibre entre la production de métabolites des contaminants par les cytochromes P450 et leur prise en charge et leur inactivation par les GST. Les facteurs qui influent sur cet équilibre ont

donc un rôle important dans les effets toxiques des métabolites des contaminants formés par les cytochromes P450.

Les UDP-GT interviennent dans la conjugaison des métabolites des contaminants produits par les cytochromes P450 avec l'UDP - acide glucuronique (Sipes et Gandolfi, 1986). Dépendamment de la taille du conjugué formé, il est éliminé par la bile ou les urines.

Quelques études ont cherché à évaluer l'expression de ces enzymes à la suite d'une exposition à des eaux de production traitées de plates-formes extracôtières. Dans une étude réalisée en laboratoire, une augmentation significative de l'activité des GST a été observée lors de la coexposition de bars communs (*Dicentrarchus labrax*), pendant 10 jours, à 1 et 5 % d'eaux de production et à 10 g/l de DEG (Gorbi et collab., 2009). Cette augmentation de l'expression de la GST pourrait suggérer une plus grande utilisation du thiol réduit dans les réactions de conjugaison et de peroxydation. Farmen et ses collaborateurs (2010) rapportent des concentrations minimales avec effets observés sur le taux de glutathion variant entre 3,3 et 32,8 % dans des cellules hépatiques de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) exposées pendant 96 heures, aux fractions solubles ou particulières d'eaux de production de huit plates-formes situées en mer du Nord (tableau 4). La caractérisation chimique des fractions solubles a mis en évidence des concentrations totales en HAP comprises entre 71,6 et 480,8 µg/l, et des concentrations totales en alkylphénols (C<sub>1</sub>-C<sub>9</sub>) situées entre 15 et 636 µg/l. Il ne semble donc pas y avoir de corrélation entre la concentration minimale qui active la synthèse de glutathion et les concentrations en HAP et alkylphénols dans les eaux de production.

**Tableau 4** – Concentrations minimales avec effets observés (en %) sur le taux de glutathion chez des cellules hépatiques de truites arc-en-ciel exposées pendant 96 heures à des eaux de production traitées de huit plates-formes en mer du Nord (Farmen et collab., 2010).

Plate-forme	Concentrations minimales avec effets observés (en %)		Concentration dans les eaux de production (µg/l)	
	Fraction soluble	Fraction particulaire	HAP	Alkylphénols
1	-	10,80	100,9	9,1
2	11,2	-	201,7	15
3	11,3	-	278,5	208
4	10,7	-	71,6	103
5	10,8	-	210,9	34
6	32,8	-	142,1	120
7	3,3	-	480,8	149
8	10,8	-	156,1	636

Des morues de l'Atlantique femelles exposées en laboratoire, pendant 20 semaines, par leur alimentation, à une pâte contenant 500 mg/kg d'eaux de production traitées d'une plate-forme située en mer du Nord, n'ont montré aucun changement significatif dans l'expression des enzymes GST et UDP-GT (Lie et collab., 2009). Enfin, Knag et Taugbol (2013) ont observé une régulation à la hausse de l'UDP-GT chez des épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*), exposées pendant 72 heures, à 1 % d'eaux de production traitées d'une plate-forme située en mer du Nord (tableau 5).

**Tableau 5** – Concentrations moyennes de différents HAP dans les eaux de production d’une plate-forme située dans la mer du Nord, utilisées par Knag et Taugbol (2013) lors de l’exposition d’épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*).

Paramètre	Concentration dans les eaux de production (µg/l)
Naphtalène	0,220 ± 0,039
C1-Naphtalènes	0,107 ± 0,024
C2-Naphtalènes	0,031 ± 0,009
C3-Naphtalènes	0,033 ± 0,006
C4-Naphtalènes	0,004 ± 0,001
Phénanthrène	0,018 ± 0,002
C1-Phénanthrènes	0,031 ± 0,010
C2-Phénanthrènes	0,010 ± 0,004
C3-Phénanthrènes	0,014 ± 0,004
Dibenzothiophène	0,009 ± 0,001
Acénaphtylène	0,001
Acénaphène	0,002
Anthracène	0,001
Fluoranthène	0,002 ± 0,001
Pyrène	0,003 ± 0,001
Benzo(a)anthracène	0,001
Chrysène	0,005 ± 0,003
1-Méthylchrysène	0,012 ± 0,006
Benzo(b)fluoranthène	0,000 ± 0,001
Benzo(k)fluoranthène	0,001
Benzo(e)pyrène	0,000 ± 0,001
Benzo(a)pyrène	0,001 ± 0,001
Pérylène	0
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0
Dibenzo(a,h)anthracène	0
Benzo(g,h,i)pérylène	0,000 ± 0,001
Somme des HAP	0,513 ± 0,071

### 2.3 MÉTABOLITES BILIAIRES

La présence de métabolites de HAP dans la bile est un bon indicateur d’exposition à ces substances puisqu’une fois biotransformés, les métabolites des HAP sont excrétés dans la bile et peuvent s’y concentrer.

Geraudie et ses collaborateurs (2014) rapportent une augmentation des métabolites du naphtalène dans la bile de morues polaires (*Boreogadus saida*) exposées pendant 28 jours à des concentrations de 0,05 % et de 0,1 % d’eaux de production artificielles, représentatives d’eaux de production traitées d’une plate-forme située en mer du Nord, contenant des HAP, des HAP alkylés, des phénols et des alkylphénols (tableau 3). Un résultat semblable a été obtenu pour les métabolites du pyrène après une exposition de 14 et de 28 jours à ces mêmes eaux.

Une augmentation des métabolites de type naphthalène, pyrène ou benzo(a)pyrène a été observée dans la bile de bars communs exposés, en laboratoire, à 1 et 5 % d'eaux de production traitées d'une plate-forme située dans la mer Adriatique (Gorbi et collab., 2009). L'ajout de DEG n'a pas influé sur les concentrations en métabolites dans la bile.

Des morues exposées en laboratoire pendant quatre semaines à 0,125, 0,25 et 0,5 % d'eaux de production traitées d'une plate-forme située en mer du Nord ont montré des niveaux significativement élevés de métabolites de HAP et d'alkylphénols dans la bile, comparativement au contrôle (Sundt et collab., 2012). Les métabolites de HAP formés de deux ou trois cycles augmentaient en fonction de la concentration d'exposition (tableau 6). Sundt et Bjorkblom (2011) ont également mis en évidence dans la bile de morues des teneurs significativement supérieures de certains métabolites des HAP, après une exposition des poissons de 12 semaines, en laboratoire, à des concentrations équivalentes à celles retrouvées dans des eaux de production traitées à proximité d'une plate-forme. Les métabolites présentant des concentrations significativement plus élevées dans les poissons exposés par rapport au contrôle sont les suivants : 1-OH-naphthalène, 2-OH-naphthalène, C1-OH-naphthalène, C2-OH-naphthalène, C3-OH-naphthalène, 1-OH-phénanthrène, C1-OH-phénanthrène, C2-OH-phénanthrène et 1-OH-pyrène) et des alkylphénols (2-méthylphénol, 3-méthylphénol, 3,5-diméthylphénol, 2,4-diméthylphénol, 4-éthylphénol, 4-n-propylphénol, 2,4,6-triméthylphénol, 4-n-butylphénol, 4-n-pentylphénol, 4-n-hexylphénol et 4-n-nonylphénol. Dans cette étude, des morues ont également été placées, pendant six semaines, dans des cages situées à 200 m de la plate-forme d'où provenaient les eaux de production utilisées en laboratoire. Dans la bile de ces poissons, les auteurs ont constaté une hausse des métabolites de HAP comparativement aux poissons d'un site de référence. Notons toutefois que les concentrations biliaires ne représentaient que de 1 à 9 % de celles obtenus chez les poissons exposés à la concentration de 0,125 % en laboratoire. Brooks et ses collaborateurs (2011b) ont repris ce protocole d'exposition en cage et ont noté que toutes les concentrations des métabolites des HAP suivis, à l'exception du 1-OH-naphthalène et du 1-OH-phénanthrène, étaient supérieures à proximité du point de rejet, comparativement au site témoin.

**Tableau 6** – Concentrations de différents HAP et de métabolites de HAP et de phénols dans la bile de morues exposées pendant 28 jours à différentes concentrations d’eaux de production traitées d’une plate-forme située dans la mer du Nord (Sundt et collab., 2012).

Paramètre	Concentration dans l’eau (µg/l)				Concentration dans la bile (ng/g)			
	Contrôle	0,125 %	0,25 %	0,50 %	Contrôle	0,125 %	0,25 %	0,50 %
2-Méthylphénol	0,117	2,081	3,084	5,552	5	184	256	543
3-Méthylphénol	0,053	0,762	1,188	3,949	6	339	639	1 450
3,5-Diméthylphénol	0,001	0,003	0,003	0,004	16	146	600	1 228
2,4-Diméthylphénol	0,006	0,124	0,076	0,179	5	896	1 180	3 197
2,4,6-Triméthylphénol	0,000	0,001	0,001	0,001	2	801	1 588	4 330
Naphtalène	0,011	0,022	0,057	0,168	-	-	-	-
1-OH-Naphtalène	-	-	-	-	46	49	62	127
2-OH-Naphtalène	-	-	-	-	77	242	316	398
C1-Naphtalènes	0,011	0,024	0,059	0,173	98	304	494	1 278
C2-Naphtalènes	0,006	0,024	0,055	0,170	93	457	849	2 181
C3-Naphtalènes	≤ 0,005	0,025	0,050	0,134	555	1 146	2 000	4 660
Fluorène	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,007	-	-	-	-
Phénanthrène	≤ 0,005	≤ 0,005	0,005	0,017	-	-	-	-
1-OH-Phénanthrène	-	-	-	-	2	14	39	85
C1-OH-Phénanthrène	-	-	-	-	104	858	1 756	4 494
C2-OH-Phénanthrène	-	-	-	-	127	1 137	2 251	4 453
C1-Dibenzothiophènes	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,006	-	-	-	-
C2-Dibenzothiophènes	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,010	-	-	-	-
1-OH-Pyrène	-	-	-	-	54	71	98	181

## 2.4 PEROXYSOMES

Les peroxysomes sont des organites membranaires impliqués, entre autres, dans le métabolisme lipidique et l'homéostasie des espèces réactives de l'oxygène (ROS) (Cancio et Cajaraville, 2000). Ils sont présents dans toutes les cellules eucaryotes, excepté dans les globules rouges et les réticulocytes. Les HAP, les dérivés du pétrole et les alkylphénols sont connus pour provoquer la prolifération des peroxysomes chez les poissons et les moules (Cajaraville et collab., 2000). La prolifération des peroxysomes est accompagnée par l'induction d'acyl-Coenzyme A oxydase (AOX) et d'autres activités enzymatiques peroxysomales, telle la catalase (CAT) dans le foie de poissons et la glande digestive des mollusques (Fahimi et Cajaraville, 1995). Leur induction peut être un signe d'un stress oxydatif exercé par les contaminants.

Brooks et ses collaborateurs (2011a) ont exposé en laboratoire, pendant cinq semaines, des moules bleues à différentes concentrations (0,01 à 1 %) d'eaux de production traitées provenant d'une plate-forme localisée en mer du Nord. L'AOX a été utilisée comme mesure de la prolifération des peroxysomes, tandis que l'activité de la CAT a été utilisée comme indication de défenses antioxydantes. Aucune différence significative n'a été observée dans l'activité des deux biomarqueurs.

Chez les poissons, des gambusies (*Gambusia affinis*) exposées à des concentrations de 30 % et 50 % d'eaux de production traitées de la mer Adriatique n'ont montré aucune différence statistique dans l'activité de la CAT après 8 et 30 jours d'exposition (Caliani et collab., 2008). Holth et ses collaborateurs (2011) rapportent une augmentation significative de l'activité de l'AOX chez des morues mâles exposées pendant deux semaines aux plus fortes concentrations d'eaux de production reconstituées en laboratoire (groupe 1; tableau 7). L'activité était revenue au niveau initial après 16 et 32 semaines d'exposition. Enfin, aucune différence significative dans la prolifération des peroxysomes n'a été détectée chez des morues de l'Atlantique exposées pendant 11 mois à des eaux de production artificielles (Holth et collab., 2010, cités dans Bakke et collab., 2013).

**Tableau 7** – Concentrations, en ng/l, des phénols, des HAP et de leurs dérivés alkylés dans les eaux de production traitées, reconstituées en laboratoire par Holth et collab. (2011), pour une exposition de morues de deux semaines.

Paramètres		Groupe 1	Groupe 2
Phénol	Phénol	7 000	700
Alkylphénols	C1-phénol	7 500	750
	C2-phénol	3 150	315
	C3-phénol	615	62
	C4-phénol	175	18
HAP	Naphtalène	1 550	155
	Acénaphtylène	0,025	0,003
	Acénaphène	9	0,9
	Fluorène	62	6
	Anthracène	4	0,4
	Phénanthrène	80	8
	Dibenzothiophène	19	2
	Pyrène	6	0,6
HAP alkylés	C1-Naphtalènes	1 700	170
	C2-Naphtalènes	945	95
	C3-Naphtalènes	565	57
	C1-Phénanthrènes	108	11
	C1-Anthracène	100	10
	C2-Anthracène	100	20
	C2-Phénanthrènes	119	12
	C3-Phénanthrènes	18	2
	C1-Dibenzothiophènes	23	2
	C2-Dibenzothiophènes	33	3

## 2.5 STABILITÉ DES MEMBRANES LYSOSOMALES

Les lysosomes sont des organites cellulaires qui interviennent dans différents processus, tels que la digestion intracellulaire, la mise en réserve et les mécanismes immunitaires (Moore et collab., 2007). À raison de plusieurs centaines par cellule, ils se présentent sous la forme de vésicules membraneuses contenant un stock d'enzymes hydrolytiques diverses, impliquées dans des processus de digestion de constituants intra et extracellulaires ou de micro-organismes préalablement phagocytés (Alberts et collab., 1986). La barrière de perméabilité représentée par la membrane lysosomale est suffisante pour empêcher ces enzymes de s'échapper dans la cellule et y provoquer des altérations du cytoplasme. Les lysosomes peuvent entrer en contact avec de nombreux contaminants de l'environnement, métaux et contaminants organiques (Viarengo et collab., 1987; Marigómez et collab., 2002). L'accumulation de telles substances dans les cellules et leur prise en charge par les lysosomes peuvent s'accompagner de la dégradation de la structure de ces organites, notamment de la membrane, qui perd alors sa propriété de perméabilité (ICES, 2004). Ainsi, une exposition à des contaminants peut entraîner une réduction de la stabilité des membranes lysosomales, notamment chez les moules ou les poissons. De façon générale, la stabilité des membranes lysosomales répond à de faibles concentrations d'exposition.

Une exposition de cinq semaines à des dilutions d'eaux de production traitées de 0,01 % d'une plate-forme située en mer du Nord a engendré une fragilisation des membranes lysosomales chez la moule bleue (*Mytilus edulis*) (Brooks et collab., 2011a). Des résultats similaires ont été obtenus chez cette espèce mise en cage à des distances de 200 et 2 000 m d'une plate-forme située en mer du Nord (Sundt et collab., 2011). En revanche, aucun changement n'a été observé chez la moule méditerranéenne (*Mytilus galloprovincialis*) au pourtour d'une plate-forme en mer Adriatique (Gorbi et collab., 2008).

Des indices de stress ont été observés chez la moule méditerranéenne (*Mytilus galloprovincialis*) prélevée près d'une plate-forme de la mer du Nord (Gomiero et collab., 2013; 2011). En effet, la stabilité de la membrane lysosomale chez les individus prélevés près de la plate-forme était significativement plus faible que celle des individus du site de référence. Notons également que dans cette étude, une augmentation des niveaux cytosoliques de métallothionéines (MT) a également été observée, tout comme une augmentation de la fréquence de micronoyaux dans l'hémolymphe. Ces réponses biologiques au stress sont probablement liées à la bioaccumulation importante de certains métaux suspectés d'induire les MT, soit le cadmium, le nickel et le zinc (tableau 8). Les sites localisés entre 5 et 120 m de la plate-forme étaient significativement différents de ceux qui étaient situés à 1 000 m.

**Tableau 8** – Accumulation de métaux dans des moules prélevées près d'une plate-forme de la mer du Nord, comparativement à un site témoin (Gomiero et collab., 2013; 2011).

Métal	Accumulation dans les moules (mg/kg)	
	Près de la plate-forme	Site témoin
Cadmium (Cd)	0,7 – 1,2	0,6 – 0,8
Nickel (Ni)	2,0 – 4,2	1,9 – 2,5
Zinc (Zn)	121 – 189	57 – 153

Holth et ses collaborateurs (2011) rapportent que la stabilité des membranes lysosomales était réduite chez des cellules rénales de morues (*Gadus morhua*) après deux semaines d'exposition à la plus forte concentration d'eaux de production reconstituées en laboratoire (groupe 1; tableau 7). Cette perte de stabilité a perduré pendant les 32 semaines de l'étude.

## 2.6 AUTRES BIOMARQUEURS

Quelques études ont cherché à évaluer les effets des eaux de production sur d'autres enzymes impliquées dans le processus de biotransformation. Il s'agit notamment de la glutathion réductase, une enzyme oxydoréductase qui catalyse la réduction du glutathion, utilisés par les GST. Ainsi, des moules méditerranéennes (*Mytilus galloprovincialis*) mises en cage pendant quatre semaines près du point de rejet d'une plate-forme, en mer Adriatique, ont montré des expressions plus élevées, mais non significatives, de la glutathion réductase (Gorbi et collab., 2008). Notons que l'expression de la glutathion peroxydase, une enzyme qui permet de lutter contre les peroxydes organiques, était également plus élevée, mais de façon non significative, chez les moules exposées (Gorbi et collab., 2008). Ces inductions enzymatiques se sont traduites par une capacité accrue de

ces moules à neutraliser les radicaux peroxydes ou hydroxydes, indiquant ainsi un déséquilibre du métabolisme oxyradical.

Chez les moules, l'épithélium digestif est constitué de deux types de cellules : basophiles et digestives. Dans des situations de stress, telle une exposition à des contaminants, la fréquence relative des cellules basophiles est augmentée. Cette modification fait suite à la perte de cellules digestives et à l'hypertrophie des cellules basophiles. Une telle observation a été rapportée par Brooks et ses collaborateurs (2011a) chez des moules bleues exposées pendant cinq semaines à des concentrations de 1 % d'eaux de production traitées d'une plate-forme, située en mer du Nord, en réponse à un stress chimique.

Stephens et ses collaborateurs (2000) ont exposé pendant six semaines des turbots (*Scophthalmus maximus*) juvéniles à des concentrations de 0,001 à 1 % d'eaux de production traitées d'une plate-forme située en mer du Nord. Un niveau de cortisol élevé a été mesuré chez les poissons exposés à 0,1 % et 1 % d'eaux. Des épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*), exposées pendant 72 heures, à 1 % d'eaux de production traitées d'une plate-forme située en mer du Nord, ont également montré une augmentation significative de leurs niveaux de cortisol plasmatique par rapport au témoin (Knag et Taugbol, 2013). La réponse du cortisol plasmatique à ces eaux est cohérente avec le rôle de ces enzymes dans la biotransformation des contaminants organiques puisque l'augmentation du taux de cortisol reflète habituellement une activation des réactions de stress généralisées après l'exposition aux eaux de production. Cette réponse pourrait avoir des conséquences métaboliques et énergiques, et en interaction avec d'autres systèmes endocriniens, ce qui pourrait nuire à la croissance des poissons.

### 3. BIOACCUMULATION DANS LES ORGANISMES AQUATIQUES

La bioaccumulation désigne la capacité de certains organismes à absorber et concentrer dans tout leur organisme ou une partie de celui-ci certaines substances chimiques retrouvées dans l'environnement. La section suivante présente les résultats de bioaccumulation répertoriés chez différents organismes aquatiques (invertébrés, poissons) à la suite d'une exposition aux eaux de production ou aux boues de forage.

Pour ce qui est des organismes supérieurs, il a été démontré que les oiseaux sont attirés par la lumière émise par les plates-formes (Fraser et collab., 2006; Wiese et collab., 2001; Ronconi et collab., 2015), ainsi que par l'apport supplémentaire de nourriture occasionné par la présence accrue d'invertébrés aquatiques et de poissons (Ronconi et collab., 2015). Les oiseaux planctivores et piscivores s'alimentant à proximité des plates-formes peuvent donc ingérer des contaminants relâchés dans les eaux de production, les introduisant ainsi le long de la chaîne alimentaire (Wiese et collab., 2001). Les quantités accumulées et les effets de ces contaminants sur les oiseaux ne semblent pas avoir été étudiés à ce jour.

#### 3.1 MÉTAUX

Gorbi et ses collaborateurs (2008) ont évalué l'accumulation de métaux chez des moules méditerranéennes (*Mytilus galloprovincialis*) mises en cage pendant quatre semaines à proximité d'une plate-forme de la mer Adriatique. Par rapport aux moules de référence, prélevées dans une zone exempte de contamination dans le même secteur, celles qui étaient proches de la plate-forme présentaient des accumulations plus importantes en zinc et, dans une moindre mesure, en cadmium (tableau 9). Ce résultat serait relié à la présence d'anodes galvaniques utilisées pour la protection cathodique des structures. Des différences significatives en ce qui concerne l'accumulation d'arsenic ont également été notées entre les moules exposées et les moules de référence. Cependant, des analyses ont montré que ce métal était surtout présent sous forme d'arsénobétaïne et que son origine était naturelle. Mentionnons que des variations ont été observées entre les quatre périodes d'échantillonnage, mais celles-ci sont probablement attribuables à des fluctuations saisonnières plutôt qu'à la présence de la plate-forme elle-même.

**Tableau 9** – Accumulation de métaux (en µg/g, poids sec) dans des moules méditerranéennes mises en cage à proximité d’une plate-forme pétrolière, dans la mer Adriatique (Gorbi et collab., 2008) (R : site de référence, P : plate-forme).

Métaux	Site	Avril – Mai 2004	Août – Septembre 2004	Novembre – Décembre 2004	Mars – Avril 2005
As	R	9,8 ± 0,8	14,5 ± 1,3 <sup>a</sup>	17,5 ± 3,3 <sup>a</sup>	7,5 ± 0,3 <sup>a</sup>
	P	13,0 ± 3,7	18,4 ± 0,9 <sup>b</sup>	21,2 ± 1,1 <sup>b</sup>	9,9 ± 1,1 <sup>b</sup>
Ba	R	1,0 ± 0,2	1,7 ± 0,6 <sup>a</sup>	2,7 ± 0,4	2,3 ± 0,2
	P	1,8 ± 0,5	0,6 ± 0,3 <sup>b</sup>	1,2 ± 0,1	0,8 ± 0,4
Cd	R	0,5 ± 0,1 <sup>a</sup>	0,9 ± 0,2 <sup>a</sup>	1,8 ± 0,5	0,5 ± 0,1
	P	0,9 ± 0,2 <sup>b</sup>	1,2 ± 0,2 <sup>b</sup>	2,0 ± 0,4	0,6 ± 0,1
Cr	R	0,5 ± 0,1 <sup>a</sup>	0,5 ± 0,1	1,2 ± 0,3	0,7 ± 0,1 <sup>a</sup>
	P	0,31 ± 0,02 <sup>b</sup>	0,4 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,3 ± 0,1 <sup>b</sup>
Cu	R	4,2 ± 0,7	5,0 ± 0,6 <sup>a</sup>	8,0 ± 0,3	4,2 ± 0,4 <sup>a</sup>
	P	4,0 ± 1,0	3,2 ± 0,6 <sup>b</sup>	6,6 ± 1,2	4,03 ± 2,92 <sup>b</sup>
Fe	R	126 ± 19	272 ± 66 <sup>a</sup>	424 ± 90 <sup>a</sup>	265 ± 44 <sup>a</sup>
	P	64 ± 6	60 ± 12 <sup>b</sup>	143 ± 32 <sup>b</sup>	60 ± 7 <sup>b</sup>
Hg	R	0,03	0,04	0,02	0,04 <sup>a</sup>
	P	0,04 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,02	0,03 <sup>b</sup>
Mn	R	8,1 ± 1,3 <sup>a</sup>	12,1 ± 2,9 <sup>a</sup>	15,0 ± 2,1	8,9 ± 1,4 <sup>a</sup>
	P	3,4 ± 0,6 <sup>b</sup>	5,8 ± 0,9 <sup>b</sup>	11,3 ± 1,9	2,1 ± 0,1 <sup>b</sup>
Ni	R	6,0 ± 1,1 <sup>a</sup>	1,8 ± 0,5	3,9 ± 0,3	1,37 ± 0,04 <sup>a</sup>
	P	1,0 ± 0,3 <sup>b</sup>	1,7 ± 0,3	3,5 ± 0,6	0,7 ± 0,1 <sup>b</sup>
Pb	R	0,8 ± 0,1	1,1 ± 0,1 <sup>a</sup>	1,5 ± 0,1	0,7 ± 0,1
	P	0,9 ± 0,1	0,8 ± 0,2 <sup>b</sup>	1,4 ± 0,2	0,6 ± 0,1
Zn	R	37 ± 26 <sup>a</sup>	154 ± 26	96 ± 15 <sup>a</sup>	54 ± 12
	P	154 ± 55 <sup>b</sup>	163 ± 57	184 ± 78 <sup>b</sup>	62 ± 21

Les lettres indiquent des différences significatives durant chaque période d’échantillonnage.

Le tableau 10 montre l’accumulation en métaux obtenue à la suite de l’exposition, en laboratoire, de moules bleues (*Mytilus edulis*) à des eaux de production d’une plate-forme située en mer du Nord, étude réalisée par Brooks et collaborateurs (2011a). Les concentrations en métaux dans les moules étaient généralement faibles et il n’existait aucune relation entre les teneurs accumulées et celles d’exposition.

**Tableau 10** - Accumulation de métaux (en mg/kg, poids humide) dans les homogénats de moules bleues exposées en laboratoire pendant cinq semaines à différentes concentrations d'eaux de production d'une plate-forme de la mer du Nord (Brooks et collab., 2011a).

Métaux	Contrôle	0,01 %	0,1 %	0,5 %	1 %
Ag	≤ 0,005	0,005 – 0,007	0,005 – 0,007	0,007 – 0,009	0,005 – 0,009
Al	4,1 – 4,5	3,1 – 6,1	2,7 – 5,4	3,1 – 6,2	3,8 – 4,8
As	1,7 – 2,1	1,6 – 2,0	1,7 – 1,9	1,9 – 2,2	1,8 – 2,1
Cd	0,09 – 0,10	0,09 – 0,11	0,08 – 0,11	0,08 – 0,11	0,09 – 0,11
Cr	0,7 – 1,2	1,0 – 1,7	0,7 – 1,2	0,6 – 1,0	0,42 – 0,51
Cu	1,1 – 1,2	0,7 – 1,1	1,1 – 1,2	0,9 – 1,5	1,0 – 1,3
Fe	14 – 18	14 – 17	14 – 16	14 – 20	12 – 14
Hg	0,007 – 0,009	0,008	0,008 – 0,009	0,008 – 0,009	0,007 – 0,008
Ni	0,33 – 0,48	0,29 – 0,35	0,40 – 0,42	0,38 – 0,71	0,24 – 0,26
Pb	0,04 – 0,07	0,04 – 0,06	0,05 – 0,06	0,05 – 0,06	0,05
Zn	10,0 – 11,9	10,0 – 11,6	10,3 – 10,9	10,4 – 13,8	10,0 – 13,7

Une tendance à l'accumulation en métaux dans des moules prélevées près de plates-formes de la mer Méditerranée a été rapportée par Gomiero et ses collaborateurs (2013). Les teneurs en cadmium (Cd) des moules de référence variaient de 0,11 à 0,16 mg/kg (poids sec), tandis qu'elles étaient comprises entre 0,21 et 0,36 mg/kg (poids sec) près des installations pétrolières. Les accumulations en arsenic (As) étaient également supérieures près des plates-formes : 25 à 29 mg/kg (poids sec) dans les moules de référence comparativement à des teneurs de 29 à 42 mg/kg (poids sec) dans les moules exposées aux rejets des plates-formes.

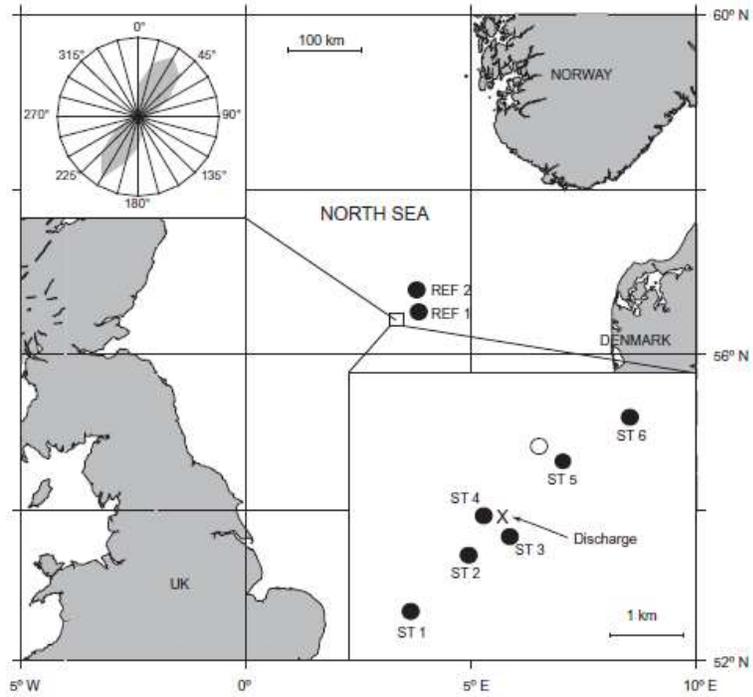
Les métaux présents dans les eaux de production traitées peuvent également s'accumuler dans les poissons. Ainsi, Love et ses collaborateurs (2013) ont mesuré les teneurs en métaux chez trois espèces de poissons : des cabrillas (*Paralabrax clathratus*), des sébastes (*Sebastes atrovirens*) et des limandes sordides (*Citharichthys sordidus*). Les poissons ont été échantillonnés près de cinq plates-formes pétrolières du sud de la Californie. Les teneurs accumulées dans l'ensemble des organismes ont été comparées à celles de poissons prélevés en milieu naturel, dans l'environnement immédiat de chacune des plates-formes visitées. Les accumulations de 21 éléments (Al, As, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Ga, Hg, Li, Mn, Ni, Pb, Ru, Se, Sr, Ti, V et Zn) n'ont montré aucune différence significative par rapport à celles qui ont été mesurés chez les poissons prélevés en milieu naturel. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Bascom et ses collaborateurs (1976, cités dans Love et collab., 2013), qui indiquent que, à l'exception du vanadium qui était nettement plus élevé dans les poissons prélevés à proximité des plates-formes, aucune différence significative dans les teneurs en métaux (Ag, Cd, Cr, Cu, Fe, Mo, Ni, Pb, Si et Zn) n'a été détectée chez deux espèces benthiques, soit le sébaste brun *Sebastes auriculatus* et le sébaste cuivré *Sebastes caurinus*, comparativement aux poissons de récif.

### 3.2 HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

Différentes études ont porté sur l'accumulation des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans des moules bleues (*Mytilus edulis*) mises en cage à des distances

croissantes de plates-formes gazières et pétrolières (Burns et collab., 1999; Røe Utvik et collab., 1999; Durell et collab., 2006; Brooks et collab., 2011b; Sundt et collab., 2011). Les résultats montrent que les moules peuvent accumuler ce type de contaminants, bien que les concentrations mesurées dans l'eau soient faibles. Les facteurs de bioconcentration répertoriés sont compris entre 1 et 20 600. Les concentrations accumulées diminuent en s'éloignant du point de rejet, les moules situées de 1 à 2 km des eaux usées des installations ayant des teneurs équivalentes à celles provenant du milieu naturel. Par ailleurs, l'obligation de mettre en place de nouveaux systèmes de traitement plus performants dans la mer du Nord a fait en sorte que les accumulations dans les moules ont diminué depuis 2009 (Brooks et collab., 2011b).

Le tableau 11 et le tableau 12 montrent des exemples d'accumulation dans les moules bleues (*Mytilus edulis*) à la suite de l'exposition à des eaux de production traitées, et ce, autant en laboratoire que sur le terrain. Dans les deux cas, les principaux HAP accumulés étaient les naphthalènes, les phénanthrènes, ainsi que le fluorène, le fluoranthène et le pyrène. Dans l'étude de Brooks et ses collaborateurs (2011a), les concentrations en HAP mesurées dans l'eau étant comprises entre 0,7 et 2,0 ng/l et entre  $\leq 2$  à 23  $\mu\text{g}/\text{kg}$  dans les homogénats de moules exposées pendant cinq semaines à différentes concentrations d'eaux de production. Aucune corrélation n'a été obtenue entre les concentrations mesurées dans l'eau et celles mesurées dans les invertébrés. Sundt et ses collaborateurs (2011) ont pour leur part comparé les accumulations dans les tissus mous de moules exposées en laboratoire pendant quatre semaines à différentes concentrations d'eaux de production traitées d'une plate-forme située en mer du Nord, comparativement aux teneurs accumulées à proximité de la même plate-forme. Les six stations visitées sur le terrain étaient situées à des distances variant de 0,2 à 2 km de l'effluent (figure 2). Autant en laboratoire que sur le terrain, les HAP étaient principalement retrouvés dans les tissus mous des moules exposées. Les accumulations à proximité de la plate-forme étaient par contre inférieures à celles obtenues en laboratoire, ce qui semble indiquer un effet de dilution important dans le milieu marin.



**Figure 2** – Localisation des stations d'exposition des moules bleues dans la mer du Nord dans l'étude de Sundt et collab. (2011).

**Tableau 11** – Accumulation de HAP (en µg/kg, poids humide) dans les homogénats de moules bleues exposées en laboratoire, pendant cinq semaines, à des concentrations d’eaux de production d’une plate-forme en mer du Nord (Brooks et collab., 2011a).

Paramètre	Contrôle	0,01 %	0,1 %	0,5 %	1 %
Naphtalène	≤ 0,8 – 3,2	1,4 – 2,0	2,8 – 4,3	0,9 – 2,9	≤ 0,8 – 2,9
C1-Naphtalènes	≤ 2	≤ 2	≤ 2 – 2,1	≤ 2 – 2,6	≤ 2
C2-Naphtalènes	4,8 – 8,9	5,6 – 7,5	3,0 – 9,5	3,8 – 11	6,4 – 12
C3-Naphtalènes	7,4 – 12	12 – 14	7,9 – 18	7,7 – 23	7,9 – 13
Phénanthrène	0,8 – 1,2	1,2 – 1,8	1,4 – 1,9	0,75 – 1,8	1,0 – 2,1
C1-Phénanthrènes	≤ 2 – 5,1	4,5 – 6,8	2,5 – 4,5	≤ 2 – 4,8	2,4 – 4,1
C2-Phénanthrènes	≤ 2 – 3,0	3,8 – 4,0	4,0 – 5,7	≤ 2 – 3,6	2,5 – 3,1
C3-Phénanthrènes	≤ 2 – 5,0	5 – 12	2,2 – 3,4	≤ 2 – 4,4	3,8 – 4,6
Dibenzothiophène	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
C1-Dibenzothiophènes	≤ 2	≤ 2	≤ 2	≤ 2	≤ 2
C2-Dibenzothiophènes	≤ 2	≤ 2	≤ 2 – 2,5	≤ 2	≤ 2
C3-Dibenzothiophènes	≤ 2	≤ 2	≤ 2	≤ 2	≤ 2
Acénaphtylène	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
Acénaphène	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
Fluorène	≤ 0,5	0,61 – 0,65	0,56 – 0,91	≤ 0,5 – 0,72	≤ 0,5 – 0,61
Anthracène	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
Fluoranthène	≤ 0,5 – 0,97	0,77 – 1,4	0,97 – 1,3	0,72 – 0,88	0,75 – 1,3
Pyrène	0,84 – 1,2	0,94 – 1,7	1,3 – 1,6	0,66 – 1,5	1,0 – 1,3
Benzo(a)anthracène	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
Chrysène	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
Benzo(b)fluoranthène	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
Benzo(k)fluoranthène	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
Benzo(e)pyrène	≤ 0,5 – 0,71	0,52 – 0,82	0,58 – 0,73	≤ 0,5 – 0,96	≤ 0,5 – 0,64
Benzo(a)pyrène	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
Pérylène	≤ 0,5 – 0,7	≤ 0,5 – 0,57	≤ 0,5	≤ 0,5 – 0,55	≤ 0,5
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
Dibenzo(a,h)anthracène	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
Benzo(g,h,i)peryène	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
Somme des HAP	≤ 43,2 – 48,1	≤ 55,5 – 60,8	≤ 44,8 – 65,9	≤ 36,6 – 70,9	≤ 48,4 – 55,8

**Tableau 12** – Accumulation de HAP dans les tissus mous de moules bleues exposées en laboratoire, pendant quatre semaines, à différentes concentrations d’eaux de production d’une plate-forme située en mer du Nord, comparativement aux teneurs accumulées par des moules mises en cage à proximité de la même plate-forme (Sundt et collab., 2011) (voir la figure 2 pour la localisation des stations 1 à 6).

Paramètre	Concentration dans l’eau (µg/l)					Concentration dans les moules exposées en laboratoire (µg/kg)					Concentration dans les moules sur le terrain (µg/kg)					
	Contrôle	0,125%	0,25 %	0,5 %	Contrôle	0,125%	0,25 %	0,5 %	Témoin	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5	Station 6	
Naphtalène	0,011	0,022	0,057	0,168	1,3	9,4	22	45	0,7	1,4	2,3	2,6	1,4	1,4	1,4	
C1-Naphtalènes	0,011	0,024	0,059	0,173	3,4	74,1	185	343	0,3	3,5	6,5	8,3	3,9	4,0	3,4	
C2-Naphtalènes	0,006	0,024	0,055	0,170	4,8	356	479	1373	-	12,1	20,2	26,2	12,8	10,8	8,5	
C3-Naphtalènes	≤ 0,005	0,025	0,050	0,134	12	768	1542	2882	-	23,5	37,8	48,5	27,6	19,4	13,0	
Fluorène	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,007	0,2	12,5	25	49	0,3	1,0	1,3	1,6	1,1	0,9	0,9	
Phénanthrène	≤ 0,005	≤ 0,005	0,005	0,017	0,9	51,6	101	190	0,8	3,8	5,2	5,9	4,2	3,4	3,0	
Anthracène	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,1	1,4	0,9	3,2	0,07	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	
Dibenzothiophène	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,1	7,0	13,7	26,2	0,08	0,4	0,6	0,7	0,5	0,4	0,3	
C1-Dibenzothiophènes	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,006	0,9	64	118	216	0,3	3,1	4,9	5,4	4,2	2,6	2,0	
C2-Dibenzothiophènes	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,010	1,0	184	307	576	0,5	7,7	12,5	14,3	12,1	6,9	4,9	
Fluoranthène	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	1,0	5,6	8,7	14,3	1,2	2,1	2,3	2,1	2,4	1,7	1,7	
Pyrène	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,6	12,7	21,6	39,2	0,5	1,2	1,3	1,4	1,1	0,7	0,7	
Benzo(a)anthracène	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,7	4,7	7,8	15,0	0,02	≤ 0,005	≤ 0,005	0,05	4,7	≤ 0,005	≤ 0,005	
Chrysène	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	1,2	53	80	163	0,5	2,4	3,7	4,1	4,1	2,1	1,7	
Benzo(b,j)fluoranthène	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,7	6,5	10,1	20,8	0,1	0,2	0,4	0,4	0,4	0,2	0,1	
Benzo(k)fluoranthène	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,03	0,05	0,1	0,2	≤ 0,005	≤ 0,005	0,1	0,2	0,2	≤ 0,005	≤ 0,005	
Benzo(a)pyrène	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,18	0,2	0,7	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,05	0,23	0,5	0,9	0,08	0,07	≤ 0,005	0,06	0,08	0,03	≤ 0,005	
Benzo(g,h,i)pérylène	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,4	2,1	3,0	5,8	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
Dibenzo(a,h)anthracène	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	0,6	1,2	2,5	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	≤ 0,005	
Somme des HAP	0,03	0,10	0,26	0,78	33,6	2952	5 484	10 417	7,1	110	177	211	152	95	70	

Les HAP présents dans les eaux de production peuvent également s'accumuler dans les poissons. Ainsi, Sundt et ses collaborateurs (2009) ont exposé en laboratoire, pendant 15 jours, des morues de l'Atlantique (*Gadus morhua*) à des dilutions de 0,1 % et de 0,5 % d'eaux de production traitées recueillies à une plate-forme de la mer du Nord. Bien que les analyses chimiques aient montré que les concentrations de HAP étaient très faibles dans ces eaux de production (tableau 13), les niveaux de HAP mesurés dans le foie des poissons exposés à la dilution de 0,5 % étaient environ trois fois plus élevés que dans le groupe témoin (tableau 14). Les concentrations en HAP dans le groupe de poissons exposés à la dilution de 0,1 % étaient semblables à celles des contrôles, bien que certains HAP aient augmenté, mais de façon non significative (tableau 14). L'analyse des métabolites hépatiques a démontré l'augmentation de leur concentration dans les deux groupes exposés par rapport au groupe témoin. Étant donné qu'aucune différence significative n'a été observée dans les teneurs en HAP dans le foie de poissons exposés à la dilution de 0,1 %, comparativement au contrôle, ceci sous-entend que l'analyse des métabolites est davantage sensible et démontre mieux l'exposition à l'eau de production que le suivi des teneurs bioaccumulées à l'intérieur de l'organisme.

**Tableau 13** – Concentrations en HAP (en ng/l) dans les eaux de production traitées d'une plate-forme de la mer du Nord, utilisées par Sundt et collab. (2009) pour exposer la morue de l'Atlantique.

Paramètre	Témoin	Dilution 0,1 %	Dilution 0,5 %
Naphtalène	3	14	64
Fluorène	≤ 5	0,3	2
Phénanthrène	1	1	3
Dibenzothiophène	≤ 5	≤ 5	1
Fluoranthène	≤ 5	0,3	0,4
Pyrène	≤ 5	0,3	1
HAP totaux	9	43	190

**Tableau 14** – Concentrations en HAP (en µg/kg) accumulés dans le foie de morues de l'Atlantique exposées aux eaux de production traitées d'une plate-forme de la mer du Nord (Sundt et collab., 2009).

Paramètre	Témoin	Dilution 0,1 %	Dilution 0,5 %
Naphtalène	22	72	351
Fluorène	4,2	4,7	12
Phénanthrène	3,6	5,1	11
Dibenzothiophène	≤ 1	≤ 1	3,5
Fluoranthène	≤ 1	≤ 1	2,9
Pyrène	≤ 1	≤ 1	1,8
HAP totaux	503	508	1 566

### 3.3 ALKYLPHÉNOLS

En plus des HAP, les alkylphénols présents dans les eaux de production pourraient se bioaccumuler dans le biote aquatique. Quelques études ont cherché à évaluer l'exposition des poissons à ces contaminants ainsi que leur potentiel d'accumulation.

Des harengs, des aiglefin et des limandes, capturés en 1992 autour d'installations extracôtières de la mer du Nord, présentaient des concentrations en nonyl- et en octylphénol dans le foie et les muscles en dessous des limites de détection des méthodes analytiques utilisées ( $\leq 0,004$  mg/g). Les mêmes conclusions ont été obtenues lors d'une étude menée en 1995 (Blackburn et collab., 1999, cités dans Lye, 2000).

Meier et ses collaborateurs (2010) rapportent que la bioconcentration des alkylphénols dans les morues de l'Atlantique exposées à des eaux de production d'une plate-forme en mer du Nord est dépendante de la dose et de la phase de développement du poisson. Ainsi, le facteur de bioconcentration pour les alkylphénols à courte chaîne (C2) était plus élevé chez les larves par rapport aux juvéniles, celui-ci étant de 12 chez les larves, de 2 chez les juvéniles précoces et de 0,6 chez les juvéniles tardifs. Ce résultat peut être expliqué en partie par le fait que les larves ont un ratio surface/volume plus grand par rapport aux autres stades de développement étudiés, et donc une surface de contact plus grande.

Sundt et ses collaborateurs (2009) ont étudié la distribution et la prise en charge de quatre alkylphénols à courtes chaînes (4-tert-butylphénol, 4-n-pentylphénol, 4-n-hexylphénol et 4-n-heptylphénol) chez des morues de l'Atlantique exposées à des concentrations de 8 ng/l dans l'eau de mer. Une augmentation significative des niveaux en alkylphénols dans la bile a été observée quelques heures après le début de l'exposition. Les teneurs en alkylphénols C<sub>4</sub>-C<sub>7</sub> étaient supérieures dans la bile, suivies des fèces, du foie, des autres organes internes, des muscles et de la peau. Les demi-vies à l'intérieur de l'organisme des quatre alkylphénols étudiés variaient entre 10 et 20 heures. Ce résultat suggère que la voie foie-bile-fèces est la principale voie d'élimination des alkylphénols à courtes chaînes pour ces organismes et que ces composés n'y demeurent que peu de temps.

## 4. EFFETS TOXIQUES POTENTIELS

### 4.1 MORTALITÉ ET CROISSANCE

Yeung et ses collaborateurs (2011) ont analysé les communautés bactériennes naturelles présentes au pourtour de la plate-forme néo-écossaise Thebaud, au Canada. Le rejet d'eaux de production traitées dans l'environnement n'a occasionné aucun effet sur les communautés bactériennes retrouvées dans l'eau de mer. La structure de la communauté bactérienne était pratiquement identique dans tous les échantillons prélevés, autant près du panache qu'à plus de 10 km de la plate-forme. Des résultats similaires ont été obtenus pour les plates-formes Hibernia et Terra Nova (Yeung et collab., 2011). Il apparaît ainsi que les communautés bactériennes sont stables au pourtour de ces infrastructures pétrolières.

Des populations naturelles de bactéries, prélevées dans l'Atlantique Nord, ainsi que l'espèce *Vibrio* sp. ont été exposées par Anderson et ses collaborateurs (2000) aux eaux de production traitées d'une plate-forme de la mer du Nord. Sur une période de 24 heures, la croissance des populations de *Vibrio* sp. a été inhibée par des concentrations d'eaux de production comprises entre 4 et 28 %, tandis qu'elles ont été stimulées à des concentrations de 0,03 et 0,05 %. La croissance des populations bactériennes naturelles a été inhibée par des concentrations d'eaux de production comprises entre 2 et 25 % lors des trois premiers jours de l'exposition, alors que toutes les concentrations d'eaux de production l'ont stimulée après six jours d'expérimentation. La stimulation de la croissance, observée aux plus faibles concentrations, pourraient être liées à la présence de nutriments dans les eaux de production testées ainsi qu'au fait, qu'à ces concentrations, les teneurs en contaminants n'ont probablement plus d'effet inhibiteur sur la croissance bactérienne.

Les impacts potentiels de la précipitation des métaux présents dans les eaux de production ont été étudiés chez la bactérie marine *Vibrio fischeri* avec l'effluent de l'installation pétrolière Cohasset-Panuke, localisée dans le plateau néo-écossais, à l'est du Canada (Azetsu-Scott et collab., 2007). La toxicité a été évaluée à l'aide du test Microtox<sup>®</sup>, le paramètre d'effet mesuré étant la diminution de la bioluminescence de la bactérie marine. Les résultats ont montré une toxicité élevée de l'eau échantillonnée à l'interface eau de mer/eau de production. La toxicité augmentait avec le temps, celle-ci étant maximale de un à deux jours après le début de l'expérimentation (tableau 15). La fraction particulaire était généralement plus toxique que la fraction dissoute. Une corrélation positive entre la diminution de la bioluminescence de la bactérie marine et la concentration de zinc (Zn) particulaire a été établie.

**Tableau 15** – Évolution des concentrations en métaux et toxicité des eaux de production filtrées (0,2 µm) et non filtrées chez la bactérie bioluminescente *Vibrio fischeri* (Azetsu-Scott et collab., 2007).

Temps	Zn (µg/g)	CE <sub>50</sub> total	CE <sub>50</sub> Eau filtrée
<b>Eau filtrée</b>			
0	73	≥ 99	≥ 99
1 h	210	84,2	80,5
1 j	410	29,4	57,6
2 j	410	58,3	84,3
3 j	450	72,8	98,0
8 j	330	71,1	80,2
15 j	230	≥ 99	≥ 99
<b>Eau non filtrée</b>			
0	26	≥ 99	16,1
3 h	150	90,4	98,8
1 j	250	76,6	≥ 99
2 j	270	64,0	65,4
3 j	230	68,7	≥ 99
4 j	300	65,6	74,3
7 j	270	79,5	≥ 99
10 j	260	70,6	63,7
14 j	190	75,7	≥ 99
16 j	200	≥ 99	≥ 99
21 j	200	≥ 99	≥ 99

La toxicité des eaux de production traitées d'une plate-forme australienne a été étudiée *in situ* chez des communautés phytoplanctoniques et bactériennes naturelles (Burns et collab., 1999). Les résultats indiquent que la photosynthèse du phytoplancton n'a pas été significativement affectée aux concentrations supérieures à 0,003 % d'eau de production. L'exposition à une concentration de 0,05 % a entraîné une inhibition significative de la croissance bactérienne. Ces résultats suggèrent qu'à court terme, l'eau de production n'engendrerait pas d'impact significatif sur ces organismes, pour des dilutions supérieures à 0,05 %. Des modélisations ont montré que de telles dilutions sont atteintes dans les 900 premiers mètres de cette plate-forme pétrolière, signifiant qu'il est peu probable que ces eaux de production affectent les communautés bactériennes et phytoplanctoniques à l'extérieur de la proximité immédiate de l'installation.

D'autres essais réalisés avec la bactérie *Vibrio* sp. ont montré des concentrations létales médianes (CL<sub>50-96h</sub>) à des concentrations allant de 0,2 à 24 % pour des eaux de production traitées provenant d'installations situées en Malaisie (Din et Abu, 1993). Les CL<sub>50-96h</sub> chez la palourde *Donax faba* et la diatomée *Chaetoceros* sp., déterminées pour ces eaux, variaient respectivement entre 0,2 et 15,3 % et entre 0,1 et 4,2 %. L'espèce phytoplanctonique, c'est-à-dire la diatomée, semblait plus sensible que la bactérie et la palourde.

Manfra et ses collaborateurs (2007) rapportent des effets toxiques chez la bactérie marine *Vibrio fischeri* exposée à des eaux de production traitées d'une plate-forme de la mer Adriatique (tableau 16). Les CE<sub>50</sub>, soit les concentrations efficaces médianes, variaient entre 5,5 et 10 %. En plus des essais réalisés sur ces eaux de production, ces auteurs ont évalué la toxicité des sédiments retrouvés à proximité de la plate-forme chez la même bactérie. Bien qu'une forte toxicité ait été mesurée après une exposition aux eaux de production, aucun effet significatif n'a été observé à la suite d'une exposition aux sédiments prélevés près de la plate-forme. L'absence de toxicité des sédiments serait reliée au processus rapide de dilution dans la colonne d'eau qui implique que la qualité des sédiments doit être peu impactée par les rejets des eaux de production traitées. D'ailleurs, aucune augmentation des concentrations en métaux n'a été observée dans cette étude entre les sédiments situés près de la plate-forme et ceux de la mer Adriatique (tableau 17).

**Tableau 16** – Concentrations en métaux dans les eaux de production utilisées par Manfra et collab. (2007).

Paramètre	Eau de production		Eau de la mer Méditerranée
	Filtrée	Non filtrée	Non filtrée
As	≤ 0,10	≤ 0,10	1,3 – 1,4
Cd	≤ 0,07	≤ 0,07	0,004 – 0,06
Cu	65	74	0,04 – 0,70
Fe	16 592	314	0,12 – 0,46
Hg	≤ 0,05	≤ 0,05	≤ 0,14
Mn	1 130	998	≤ 0,50 – 0,84
Ni	22	1	≤ 0,50
Pb	11	7	0,02 – 0,14
Zn	95	2	0,24 – 0,56

**Tableau 17** – Paramètres physicochimiques des sédiments utilisés par Manfra et collab. (2007).

Paramètre	Sédiments près de la plate-forme	Sédiments de la mer Adriatique
	mg/kg	
Fe	14 783 – 22 422	21 900 – 31 500
Cu	14 – 23	19 – 26
Ni	29 – 45	36 – 94
Mn	540 – 732	452 – 1431
Pb	4 – 13	17 – 66
Zn	40 – 135	66 – 96
Hg	0,03 – 0,06	0,20 – 0,40
Cd	0,10 – 0,24	0,10 – 0,19
Cr	32 – 56	-
As	17 – 92	31 – 59
Ba	43 – 165	-

Gomiero et ses collaborateurs (2013) n'ont pas observé d'inhibition de la bioluminescence de la bactérie *Vibrio fischeri* (Microtox<sup>®</sup>) exposée à des sédiments échantillonnés près d'une plate-forme de la mer Adriatique. Il en est de même pour la survie de l'amphipode *Corophium orientale* et de l'annélide *Hediste diversicolor*.

Chez l'espèce zooplanctonique *Calanus finmarchicus*, présente au nord de l'océan Atlantique, aucune différence de mortalité n'a été observée entre les témoins et les individus exposés pendant 48 heures à 5 % d'eaux de production traitées, de la plate-forme canadienne Hibernia (Payne et collab., 2001a, cité dans Lee et collab., 2011). Girling (1989) a pour sa part déterminé les toxicités aiguë et chronique de l'eau de production traitée d'une plate-forme située en mer du Nord chez le copépode marin *Acartia tonsa*. La toxicité aiguë, déterminée en fonction du degré d'immobilisation des individus exposés, était semblable entre les eaux filtrées et non filtrées après une exposition de 24 et 48 heures (tableau 18). En revanche, une exposition de 21 jours, à des concentrations de 1 et 5 % de ces mêmes eaux filtrées a entraîné une baisse significative de la densité des populations adultes de copépodes.

**Tableau 18** – Toxicité aiguë chez le copépode *Acartia tonsa* des eaux de production traitées issues d'une installation située dans la mer du Nord (Girling, 1989).

Résultat	Eau de production filtrée (%)	Eau de production non filtrée (%)
CE <sub>50</sub> -24h	7,4 (5,4 – 9,3)	6,5 (5,3 – 7,7)
CE <sub>50</sub> -48h	2,7 (2,3 – 3,2)	3,6 (2,6 – 4,5)

Manfra et ses collaborateurs (2011) ont évalué la toxicité de l'eau de production traitée de quatre plates-formes de production de gaz naturel dans la mer Adriatique et celle de l'eau de mer échantillonnée à proximité de ces installations chez le rotifère *Brachionus plicatilis* et la crevette *Artemia franciscana*. Les résultats obtenus, présentés dans le tableau 19, ont permis de conclure que les eaux de production de deux plates-formes sont toxiques pour ces deux espèces. Ce n'était pas le cas des échantillons d'eau de mer, même en coïncidant les prélèvements avec les opérations de déchargement d'eau de production.

**Tableau 19** – Toxicité d'eaux de production traitées issues de plates-formes de production de gaz naturel situées dans la mer Adriatique pour deux espèces aquatiques (Manfra et collab., 2011).

Espèces	Paramètre d'effets	Eau filtrée	Eau non filtrée
<i>Brachionus plicatilis</i>	Mortalité, CE <sub>50</sub> -48h	≤ 10 %	≤ 10 – 28,3 %
<i>Artemia franciscana</i>	Immobilité, CE <sub>50</sub> -24h	≤ 10 %	≤ 10 – 30 %
	Immobilité, CE <sub>50</sub> -96h	≤ 10 – 14 %	≤ 10 – 37 %

Dunger et ses collaborateurs (1996) ont réalisé des essais de toxicité sur l'eau interstitielle de sédiments chez le polychète *Dinophilus gyrociliatus* et sur des sédiments chez l'amphipode benthique *Grandidierella japonica*. Pour tous les tests réalisés, l'eau interstitielle et les sédiments étaient prélevés à proximité d'une plate-forme en exploitation

dans le golfe du Mexique. Autant l'eau interstitielle que les sédiments ont engendré de la mortalité pour ces deux espèces. La survie moyenne de l'amphipode variait de 4,2 à 37,5 %, celle du polychète de 0 à 15 %.

Les sédiments prélevés au pourtour de la plate-forme North West Hutton, en Angleterre, étaient extrêmement toxiques pour l'amphipode *Corophium volutator*, et ce, jusqu'à une distance de 600 m de la structure (Grant et Briggs, 2002). Les sédiments prélevés à 100 et 300 m de l'installation ont ainsi engendré 100 % de mortalité des organismes. À la suite du mélange d'une faible proportion de sédiments contaminés (3 %) avec des sédiments propres, les sédiments prélevés à 100 m de la plate-forme étaient encore toxiques pour cette espèce. Par ailleurs, d'autres essais ont mis en évidence qu'une dilution de 10 % de sédiments contaminés inhibait très fortement l'alimentation du polychète *Arenicola marina* (tableau 20). Ces effets étaient corrélés aux teneurs en hydrocarbures et en métaux dans les sédiments, notamment le Ba, le Cr, le Cu, le Pb et le Zn (concentrations maximales respectives de 484, 22, 46, 195 et 927 µg/g).

**Tableau 20** – Toxicité chez le polychète *Arenicola marina* d'une dilution de 10 % de sédiments prélevés près de la plate-forme North West Hutton, en Angleterre, telle que rapportée par Grant et Briggs (2002).

Distance (m)	Réduction du taux d'alimentation (%)	Taux de survie (%)	Teneurs en hydrocarbures pétroliers (µg/g)
600	22	60	26
400	0	100	57
300	29 – 40	100	132 – 153
200	44	100	650
100	80 – 91	40 – 80	785 – 1 721
Site témoin	0	95	–

Lee et ses collaborateurs (2011) rapportent les résultats d'essais de toxicité réalisés sur une espèce de crevette tropicale *Mysidopsis bahia* et sur un poisson tropical, le mené tête-de-mouton (*Cyprinodon variegatus*), avec des eaux de production traitées provenant d'installations d'exploitation d'hydrocarbures en milieu extracôtier, situées dans le golfe du Mexique. Ces résultats montrent, d'une part, le potentiel d'effets létaux de ces eaux de production et, d'autre part, que le crustacé était plus sensible (9-37 Unités toxiques (UT)) que le poisson (5-19 UT; tableau 21).

**Tableau 21** – Toxicité des eaux de production traitées provenant d’installations d’exploitation d’hydrocarbures en milieu extracôtier, situées dans le golfe du Mexique, vis-à-vis d’une espèce de crevette tropicale (*Mysidopsis bahia*) et d’un poisson tropical, le mené tête-de-mouton (*Cyprinodon variegatus*) (Lee et collab., 2011 et repris par Bonton et collab., 2014).

Essai de toxicité	Nombre d'échantillons testés	Toxicité moyenne	Écart-type
<b><i>Mysidopsis bahia</i></b>			
Mortalité (CL <sub>50</sub> -96h)	412	9 UT	10 UT
Toxicité chronique – survie (CSEO)	407	29 UT	17 UT
Toxicité chronique – croissance (CSEO)	391	42 UT	28 UT
<b><i>Cyprinodon variegatus</i></b>			
Toxicité aiguë (CL <sub>50</sub> -96h)	359	5 UT	7 UT
Toxicité chronique – survie (CSEO)	401	16 UT	11 UT
Toxicité chronique – croissance (CSEO)	395	19 UT	12 UT

UT : Unités toxiques (UT = 100/concentration du seuil toxique, en % v/v)

Enfin, des essais de toxicité ont été réalisés chez des larves de bar commun *Dicentrarchus labrax* exposées à des eaux de production traitées, filtrées et non filtrées provenant d’une plate-forme localisée dans la mer Adriatique, le long des côtes italiennes (Mariani et collab., 2004). La mortalité était plus élevée lors de l’exposition aux eaux non filtrées, comme cela a été observé chez *A. franciscana* et *B. plicatilis* par Manfra et ses collaborateurs (2011). Ce résultat est probablement dû à la présence de métaux, ceux-ci ayant été détectés uniquement dans l’échantillon non filtré. Précisons que les hydrocarbures aromatiques et les phénols n’étaient pas détectés, autant dans les eaux filtrées que non filtrées.

## 4.2 ABONDANCE ET DIVERSITÉ DU BENTHOS

La mise en place d’une plate-forme pétrolière en milieu extracôtier peut modifier considérablement les propriétés physicochimiques des sédiments, en plus de perturber les communautés benthiques associées. En effet, une majorité d’organismes benthiques sont sessiles, c’est-à-dire fixé aux sédiments et donc non mobiles, et sont par conséquent plus vulnérables à une éventuelle contamination des sédiments.

Montagna et Harper (1996) ont étudié les communautés benthiques autour de trois plates-formes d’exploitation gazière situées dans le golfe du Mexique. L’objectif de l’étude était d’évaluer les effets sous-létaux et persistants de l’exposition à des contaminants émis par les activités liées à l’exploitation à long terme des plates-formes. Des sous-échantillons des communautés benthiques ont été prélevés à des distances variant de 30 à 3 000 m le long de cinq droites rayonnant autour des plates-formes. Les changements dans la méiofaune (faune de petite taille) étaient significatifs dans les 50 premiers mètres de la plate-forme, tandis que ceux de la macrofaune (faune de grande taille) étaient visibles jusqu’à une distance de 100 m. Ainsi, la densité totale de polychètes et de nématodes a augmenté près des plates-formes (tableau 22). En revanche, l’abondance et la diversité des amphipodes et

des copépodes harpacticoïdes (copépodes benthiques), de même que leur taux de reproduction, ont diminué à proximité des plates-formes. Statistiquement, l'enrichissement organique, la contamination par des métaux et les changements touchant la granulométrie des sédiments se confondent le long du gradient de distance par rapport aux plates-formes. Les effets reliés aux hydrocarbures sont jugés non significatifs, en raison de la faible quantité rejetée par les activités de la plate-forme. Les auteurs attribuent l'augmentation de la densité de polychètes et de nématodes à l'enrichissement organique, tandis que la diminution de la densité des amphipodes et des harpacticoïdes serait reliée à la toxicité des métaux retrouvés dans les rejets.

**Tableau 22** – Densité de la méiofaune par 10 cm<sup>2</sup> au pourtour de trois plates-formes du golfe du Mexique (Montagna et Harper, 1996).

Plate-forme	Distance (m)	Polychètes	Amphipodes	Nématodes	Harpacticoïdes
MAI-686	50	689	34	398	164
	100	630	13	342	205
	200	625	74	425	297
	500	710	156	469	402
	3 000	589	130	438	449
MU-A85	50	812	12	140	167
	100	802	45	141	162
	200	566	55	178	212
	500	436	53	136	166
	3 000	419	60	74	156
HI-A389	50	1807	6	160	34
	100	1015	5	145	97
	200	504	23	140	104
	500	281	30	124	118
	3 000	243	22	87	119

Street et Montagna (1996) ont étudié la diversité génétique de cinq espèces de copépodes harpacticoïdes (*Cletodes* sp., *Enhydrosoma pericoense*, *Normanella* sp., *Robertsonia* sp. et *Tachidiella* sp.), vivant à proximité de trois plates-formes pétrolières dans le golfe du Mexique. L'objectif de l'étude était de déterminer si les activités pétrolières engendraient de fortes pressions sélectives sur ces espèces. Les populations vivant à moins de 50 m d'une plate-forme démontraient une diversité de génotypes haploïdes (ensemble de gènes liés, situés sur un même chromosome) significativement inférieure aux populations vivant à plus de 3 000 m (tableau 23). Cette baisse de diversité se traduisait par une plus forte proportion de génotypes haploïdes dominants et par une perte de ceux moins communs. Les résultats étaient semblables aux trois plates-formes étudiées, bien qu'elles soient localisées à plusieurs centaines de kilomètres les unes des autres. Cette perte de diversité génétique était corrélée au gradient de contamination observé le long des plates-formes. Néanmoins, d'autres facteurs environnementaux tels que l'enrichissement trophique près de la plate-forme, la prédation, la compétition pour les ressources et la granulométrie des sédiments pourraient également jouer un rôle dans la réponse observée. Ces changements sur le plan génétique ne seraient pas rencontrés chez toutes les espèces. Ainsi, Gregg et ses collaborateurs (2010) n'ont mis évidence aucun lien entre les contaminants relargués par

les plates-formes et la diversité génétique de *Bathycletopsyllus* sp., une autre espèce de copépodes harpacticoïdes.

**Tableau 23** – Diversité génétique de cinq espèces de copépodes harpacticoïdes près de trois plates-formes, dans le golfe du Mexique (Street et Montagna, 1996).

Espèces	Distance (m)	Plate-forme MAI-686	Plate-forme MU-A85	Plate-forme HI-A389
<i>Cletodes</i> sp.	50	26 – 35	28 – 30	35 – 36
	3 000	45 – 46	30 – 35	18
<i>Enhydrosoma pericoense</i>	50	36 – 118	0 – 17	0 – 11
	3 000	48 – 147	0 – 70	0 – 31
<i>Normanella</i> sp.	50	24 – 41	24 – 34	24 – 28
	3 000	29 – 46	19 – 35	48 – 51
<i>Robertsonia</i> sp.	50	0 – 2	18 – 38	7 – 32
	3 000	0 – 15	10 – 59	21 – 49
<i>Tachidiella</i> sp.	50	0 – 34	0 – 27	0 – 7
	3 000	0 – 18	0 – 17	0 – 26

Notons que les études de Street et Montagna (1996) et de Montagna et Harper (1996) ont été publiées en 1996 et que les traitements des eaux de production ont vraisemblablement été améliorés depuis. Il serait donc intéressant de refaire ces études pour évaluer si les effets mesurés ont perduré ou s'ils sont présents autour d'autres plates-formes depuis l'évolution des traitements.

Chez la macroépifaune (faune de grande taille vivant à la surface des sédiments) du golfe du Mexique, l'abondance des crevettes, des pétoncles et des étoiles de mer était plus importante à l'écart des plates-formes, contrairement à celle des crabes, qui étaient plus abondants près de celles-ci (Ellis et collab., 1996). Contrairement aux études précédentes, aucune corrélation n'a été établie avec la contamination présente dans les sédiments. La macroépifaune répondrait plutôt aux caractéristiques physiques et chimiques uniques des milieux environnants chaque plate-forme.

D'après les études consultées, il apparaît que, dans la mer du Nord, les effets observés sont habituellement mesurés jusqu'à 3 000 m de la plate-forme, avec des effets plus marqués dans les 500 premiers mètres (Olsgard et Gray, 1995; Andrade et Renaud, 2011) (tableau 24). Des impacts dans ce secteur ont d'ailleurs été observés jusqu'à 5 000 m de la source. Un des effets observés est l'augmentation du ratio polychète/amphipode à proximité des plates-formes en exploitation. Ce ratio est positivement corrélé aux teneurs en baryum mesurées dans les sédiments et négativement corrélé à la distance de la structure (Andrade et Renaud, 2011). Un autre effet observé est la diminution de la densité d'ophiures *Amphiura filiformis*, qui passait de 80 à 160 individus/m<sup>2</sup> dans les zones non contaminées à une densité presque nulle à moins de 1 à 2 km des plates-formes (Olsgard et Gray, 1995). Les analyses statistiques montrent que ces effets sont principalement attribuables à des niveaux élevés d'hydrocarbures totaux, de Ba et de Sr, et, dans une moindre mesure, aux niveaux de Zn, de Cu, de Cd et de Pb dans les sédiments. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Gray et ses collaborateurs (1990; cité dans Olsgard et Gray, 1995), où le gradient de densité des ophiures, observé près de la plate-forme Ekofisk dans la mer du

Nord, était attribué à la présence d'hydrocarbures pétroliers totaux et de baryum. Kingston (1992) concluait également que les teneurs en hydrocarbures pétroliers influençaient la biodiversité du benthos en mer du Nord, et ce, jusqu'à une distance de 3 000 m de l'installation. À cette distance, les concentrations en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> étaient passées de 3 à 90 mg/kg en 1979, à entre 80 et 900 mg/kg en 1988. Cet auteur précisait que, dans le secteur étudié, des niveaux 1 000 fois supérieurs aux teneurs de fond pouvaient s'étendre jusqu'à 750 m d'une plate-forme de production, ce qui pouvait perturber de façon significative la diversité benthique. Il existerait une zone de transition entre 750 et 1 500 m, où les niveaux d'hydrocarbures varieraient de 20 à 100 fois les niveaux de fond, tandis qu'entre 1 500 et 3 000 m, ils seraient de 5 à 20 fois supérieurs. Aucun impact ne serait observé au-delà de 3 000 m. Les conclusions de Kingston (1992) n'étaient basées que sur un seul critère, soit les teneurs en hydrocarbures dans les sédiments, et ne tenaient pas compte de la granulométrie ou des teneurs en métaux dans les sédiments.

Ces informations doivent être utilisées avec précaution car, depuis la réalisation de ces études qui datent des années 1990, les traitements des eaux de production ont vraisemblablement été améliorés et les émissions de contaminants, fortement réduites. Ainsi, l'une des différences majeures entre les plates-formes présentes dans la mer du Nord et celles du golfe du Mexique était l'utilisation de boues de forage à base d'huile dans le premier cas, tandis qu'elles sont à base d'eau dans le golfe du Mexique. Par conséquent, le gradient de contamination par des hydrocarbures était supérieur dans la mer du Nord. En 1993, les autorités norvégiennes ont interdit le rejet des boues de forage à base d'huile dans le milieu environnant les plates-formes, après avoir pris connaissance de leur impact sur l'environnement (Andrade et Renaud, 2011). Depuis cette interdiction, de nombreuses études ont démontré que la qualité de l'environnement marin au pourtour des plates-formes dans la mer du Nord tend à s'améliorer au fil du temps (Carroll et collab., 2000; Renaud et collab., 2008, cités dans Andrade et Renaud, 2011). Un suivi des ratios polychète/amphipode à toutes les plates-formes visitées par Andrade et Renaud (2011) montre également qu'ils tendent à rejoindre les valeurs régionales.

**Tableau 24** – Diminution du nombre d'espèces à 500 m d'une plate-forme comparativement à un site témoin dans la mer du Nord, selon Olsgard et Gray (1995) et Andrade et Renaud (2011).

Plate-forme	Année	Nbre d'espèces à 500 m	Nbre d'espèces au site témoin	% réduction
Gullfaks A.	1989	53	79	27
Gullfaks B.	1993	85	77	-
Gullfaks B.	1990	39	46	15
Gyda	1993	43	59	28
Gyda	1990	42	66	37
Hod	1991	50	58	14
Oseberg S.	1989	34	40	15
Statfjord A.	1993	77	87	11
Statfjord A.	1990	62	76	18
Statfjord B.	1993	84	86	2
Statfjord B.	1990	60	72	17
Statfjord C.	1993	49	112	56
Statfjord C.	1990	25	84	70
Valhall	1991	24	56	55
Valhall	1988	21	39	46
Valhall	1985	24	33	28
Veslefrikk	1993	61	86	29
Veslefrikk	1990	80	89	10

Arana et ses collaborateurs (2005) ont étudié l'impact des activités pétrolières sur les communautés macrobenthiques dans le golfe du Mexique. L'abondance et la biomasse de ces communautés étaient inférieures près des plates-formes, où les teneurs en contaminants étaient plus élevées. Les communautés localisées à plus de 8 000 m des activités de production différaient significativement de celles qui étaient localisées entre 0 et 8 000 m. Ainsi, la biomasse et l'abondance de certains polychètes (Capitellidae, Cirratulidae, Goniadidae, Lumbrineridae et Spionidae), mollusques (Corbulidae et Nemertea) et Linneidae étaient plus faibles entre 0 et 3 000 m de distance. Les polychètes avaient une abondance plus élevée dans les stations où aucune activité pétrolière n'était réalisée. Tout comme pour l'étude de Montagna et Harper (1996), ces différences seraient reliées à la présence de métaux dans les sédiments, en particulier le baryum, dont les teneurs variaient de < 20 à 446 g/g avec les concentrations maximales à proximité des plates-formes.

Le suivi du macrozoobenthos autour de deux plates-formes extracôtières de gaz naturel de la mer Adriatique, pendant trois ans après leur mise en place, a montré que le zoobenthos proche d'une plate-forme était différent de celui vivant à des distances croissantes de celles-ci (Manoukian et collab., 2010). Lors de la première année, juste après la fin des opérations de forage, la communauté benthique située à cinq mètres de l'une des structures était très pauvre en matière d'espèces et fortement dominée par le polychète opportuniste *P. malmgreni*, typique des zones enrichies en matière organique et des habitats contaminés. Une reprise générale de l'abondance et de la diversité d'espèces a été observée après un an. Les effets sur la faune benthique à la deuxième installation étaient observés sur une distance de 120 m. L'analyse des sédiments ne montrant pas des niveaux significatifs de

contamination, l'auteur suggère un rôle mineur de la contamination chimique dans le gradient observé. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Spagnolo et ses collaborateurs (2014) dans le même secteur, où les impacts sur la faune benthique s'étendaient à des distances comprises entre 30 et 120 m de la plate-forme. Précisons que, dans ce secteur, les industriels utilisent des boues de forage à base d'eau, tout comme dans le golfe du Mexique.

Des changements dans les assemblages macrobenthiques ont été observés pour les plates-formes en eaux profondes de la mer Ionienne Nord (Terlizzi et collab., 2008), en mer Méditerranée, tandis qu'aucune variation n'a été détectée pour les plates-formes situées en eaux peu profondes. Ce résultat contraste avec celui obtenu par Ellis et ses collaborateurs (1996) dans le golfe du Mexique, où les communautés en eaux profondes étaient moins affectées à cause d'un plus grand potentiel de dilution et de dispersion des contaminants. Ces divergences de résultats seraient liées aux rejets chimiques effectués par les plates-formes, qui diffèrent l'un de l'autre. Dans le cas de l'étude de Terlizzi et ses collaborateurs (2008), des essais de toxicité aiguë et sublétales réalisés sur la larve de la balane *Balanus amphitrite* n'ont montré aucune toxicité des sédiments, ce qui suggère un rôle mineur de la contamination chimique dans la détermination des gradients d'assemblages observés dans ce secteur.

Aucun impact sur la faune benthique n'a été répertorié dans la littérature pour les plates-formes exploitées au Brésil. Des sédiments prélevés à Bacia de Campos, où plus de 30 plates-formes pétrolières étaient en exploitation en 2002, ont montré que les concentrations en métaux (Ba, V, Ni, Pb) et en radionucléides ( $^{226}\text{Ra}$  et  $^{228}\text{Ra}$ ), dans les sédiments prélevés à 250 m de la plate-forme, présentaient des teneurs semblables aux teneurs de fond (tableau 25; Vegueria et collab., 2002a, b). Les auteurs attribuent ce résultat à la dispersion des contaminants par les courants locaux, qui serait suffisant pour minimiser les impacts environnementaux sur la faune benthique située autour des plates-formes. Des conclusions semblables ont été obtenues par Lourenco et ses collaborateurs (2013) dans le secteur du bassin Sergipe-Alagoas, où aucun rejet d'eaux de production n'est réalisé à la plate-forme étudiée, ces eaux étant traitées en milieu terrestre (tableau 26).

Au Canada, une seule étude a été répertoriée sur les effets potentiels des plates-formes extracôtières sur la faune benthique. Cette étude, réalisée par Yeung et ses collaborateurs (2011), a analysé les communautés bactériennes retrouvées dans les sédiments au pourtour de la plate-forme Thebaud, en Nouvelle-Écosse. L'analyse génomique a démontré que les communautés bactériennes à une distance de 250 m ou moins de la plate-forme étaient différentes de celles localisées plus loin de la structure. Les sédiments près de la plate-forme contenaient des concentrations élevées en fer et en manganèse, associés à l'effluent d'eaux de production.

**Tableau 25** – Concentrations en métaux et en radionucléides mesurées dans les sédiments à proximité de deux plates-formes d’exploitation à Bacia de Campos, au Brésil (Vegueria et collab., 2002a, b).

Distance (m)	Concentrations en métaux (mg/kg)				Concentrations en radionucléides (Bq/kg)	
	Ba	V	Ni	Pb	<sup>226</sup> Ra	<sup>228</sup> Ra
<b>Plate-forme Pargo</b>						
250	406 – 750	24 – 29	11 – 16	13 – 18	20,1 – 28,4	30 – 55
500	465 – 527	23 – 34	12 – 16	12 – 16	16,8 – 25,7	17 – 47
1 000	459 – 462	28 – 29	13 – 14	12 – 13	22,5 ± 6,0	28 ± 15
3 000	340	26	11	13	12,1 ± 5,6	16 ± 10
<b>Plate-forme Pampo</b>						
250	227 ± 3	39	30	11	≤ 12	33 15
500	95 – 206	33 – 45	24 – 28	10 – 14	≤ 13	21 – 27
700	179 – 258	30 – 33	24 – 34	15 – 25	≤ 14	30 – 31
1 000	167 – 363	38 – 47	23 – 27	12 – 13	≤ 11 – 16	18 – ≤ 21
3 000	115,7 ± 0,5	36	28	9	≤ 11	≤ 21

**Tableau 26** – Concentrations en métaux et en radionucléides mesurées dans les sédiments à proximité de plates-formes d’exploitation du bassin Sergipe-Alagoas, au Brésil, et à un site de référence (Lourenco et collab., 2013).

Métaux	Concentration (mg/kg) selon la distance de la plate-forme			
	100 mètres	200 mètres	500 mètres	Site de référence
As	4 – 5	4 – 6	5 – 6	4 – 11
Ba	41 - 107	29 – 241	37 – 381	2 – 146
Cd	0,6 – 0,9	0,4 – 1,6	1,0 – 1,6	0,3 – 1,4
Cr	7 – 12	5 – 33	17 – 32	3 – 27
Cu	1,1 – 5,6	1,6 – 6,9	3,6 – 6,8	0,1 – 6,0
Mn	208 – 253	122 – 440	266 – 472	104 – 484
Hg	≤ 0,01	≤ 0,01	≤ 0,01	≤ 0,01
Ni	2 – 6	2 – 12	4 – 12	1 – 11
Pb	3 – 7	3 – 10	5 – 10	1 – 9
V	9 – 16	8 – 27	16 – 27	8 – 23
Zn	8 – 22	7 – 36	18 – 36	2 – 33
Ti	35 – 50	29 – 120	50 – 93	14 – 79
Al	12 675 – 14 022	3 593 – 35 415	15 317 – 29 583	954 – 25 980
Fe	20 130 – 25 533	15 198 – 43 636	27 109 – 44 229	8 587 – 44 237

### 4.3 REPRODUCTION ET DÉVELOPPEMENT

Quelques études ont cherché à évaluer les effets des activités pétrolières extracôtières sur la reproduction et le développement des organismes. Ces études sont présentées dans les paragraphes suivants.

Carr et ses collaborateurs (1996) ont réalisé des essais de toxicité, en laboratoire, sur l'eau interstitielle de sédiments échantillonnés près de cinq plates-formes extracôtières du golfe du Mexique. La fécondation et le développement embryonnaire de l'oursin *Arbacia punctulata* étaient affectés par les sédiments prélevés à moins de 150 m des plates-formes, et ce, pour quatre des cinq plates-formes étudiées. Les résultats étaient similaires pour la reproduction des polychètes et la survie des nauplii de copépodes. Le tableau 27 présente les résultats obtenus pour une des plates-formes. L'analyse des concentrations en métaux dans l'eau interstitielle des sédiments correspondant à cette plate-forme (tableau 28) montrait des concentrations suffisamment élevées pour expliquer les effets observés. Une forte corrélation a également été observée avec les concentrations de certains métaux (Ba, Cd, Hg, Pb et Zn) dans les sédiments. Notons que les concentrations en baryum dans les sédiments étaient aussi élevées que 240 000 mg/kg à proximité de la plate-forme (tableau 29). Les concentrations des autres métaux tendaient à covarier avec celles du baryum et diminuaient pour atteindre les teneurs de fond à 3 000 m de la structure. Les teneurs en HAP dans les sédiments (tableau 29), en particulier ceux de faibles poids moléculaires (naphtalènes et phénanthrènes), étaient également plus élevées à proximité de la plate-forme. Notons que ces informations doivent être utilisées avec précaution car, depuis la réalisation de ces études qui datent des années 1990, les traitements des eaux de production ont été améliorés et les émissions de contaminants fortement réduites.

**Tableau 27** – Résultats des essais de toxicité réalisés avec l'eau interstitielle de sédiments échantillonnés à différentes distances de la plate-forme HI-A389, dans le golfe du Mexique (Carr et collab., 1996). (Les données en *italique* indiquent des différences significatives avec les stations les plus éloignées [3 000 m]).

Distance (m)	Station	Développement larvaire de l'oursin (%)	Nbre d'œufs de polychètes/femelles	Survie des copépodes (%)
3 000	5A	64,6 ± 6,9	2,6 ± 0,6	53,3 ± 23,1
	5C	73,0 ± 6,2	2,4 ± 0,6	60 ± 0
	5E	74,6 ± 3,8	2,4 ± 0,6	46,7 ± 11,5
500	4A	67,2 ± 5,3	2,1 ± 0,6	-
	4C	75,0 ± 3,2	1,5 ± 0,7	-
	4E	74,8 ± 4,8	2,2 ± 0,7	-
200	1A	62,0 ± 4,6	1,5 ± 1,2	40 ± 20
	1C	65,2 ± 6,0	1,1 ± 0,1	-
	1E	61,2 ± 2,4	1,7 ± 1,3	40 ± 0
100	3A	43,2 ± 8,2	1,1 ± 1,2	60 ± 20
	3B	44,6 ± 5,1	-	13,3 ± 11,5
	3C	67,6 ± 1,5	1,5 ± 0,6	33,3 ± 11,5
	3E	20,6 ± 8,5	0 0	0 ± 0
50	2A	3,4 ± 3,2	0 0	0 ± 0
	2B	9,8 ± 5,5	-	0 ± 0
	2C	73,8 ± 4,6	1,6 ± 0,5	20 ± 20
	2D	73,6 ± 6,2	-	26,7 ± 23,1
	2E	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0

**Tableau 28** – Concentrations en métaux dans l'eau interstitielle des sédiments échantillonnés à différentes distances de la plate-forme HI-A389, dans le golfe du Mexique (Carr et collab., 1996).

Distance (m)	Station	Concentration dans l'eau interstitielle (µg/l)					
		Ba	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
3 000	5A	30	0,72	12	0,11	11,4	35
	5C	27	0,40	10	0,20	9,2	19
	5E	52	0,10	3	0,09	8,0	13
500	4A	25	3,28	29	0,10	8,4	10
	4C	21	3,04	17	0,11	22,3	11
	4E	27	2,32	13	0,11	10,4	13
200	1A	28	0,72	11	0,12	13,4	28
	1C	30	0,56	15	0,11	8,0	14
	1E	30	1,36	22	0,10	8,8	23
100	3A	16	1,32	11	0,13	13,3	19
	3B	14	0,52	11	0,22	9,8	20
	3C	14	0,40	40	0,11	12,3	12
	3E	15	0,40	12	0,31	15,2	16
50	2A	53	0,10	8	0,09	12,3	11
	2B	44	0,10	5	0,11	17,4	27
	2C	25	0,52	13	0,11	13,2	35
	2D	33	2,20	9	0,13	17,4	17
	2E	38	0,24	10	0,08	12,5	14

**Tableau 29** – Concentrations en métaux, en naphthalènes et en phénanthrènes totaux dans les sédiments échantillonnés à différentes distances de la plate-forme HI-A389, dans le golfe du Mexique (Carr et collab., 1996).

Distance (m)	Station	Concentration dans les sédiments (mg/kg)								
		Ba	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	HAP totaux	Naphtalènes totaux	Phénanthrènes totaux
3 000	5A	1 001	0,08	12,7	0,03	16,6	84	0,02	0,01	0,002
	5C	36 068	0,11	15,7	0,04	19,7	94	0,02	0,01	0,001
	5E	1 433	0,07	15,1	0,03	20,2	98	0,03	0,01	0,002
500	4A	5 525	0,11	14,5	0,05	27,9	1 256	0,03	0,02	0,002
	4C	1 840	0,08	14,9	0,03	21,4	106	0,03	0,01	0,001
	4E	8 004	0,19	15,2	0,07	32,3	183	0,05	0,06	0,001
200	1A	14 455	0,36	18,0	0,10	47,5	260	0,09	0,04	0,013
	1C	7 078	0,11	14,4	0,05	30,5	128	0,03	0,02	0,002
	1E	14 060	0,83	15,3	0,11	33,2	272	0,19	0,11	0,030
100	3A	25 395	0,84	15,2	0,15	59,6	317	0,11	0,04	0,040
	3B	32 668	0,48	14,7	0,12	56,4	258	0,06	0,03	0,014
	3C	15 270	0,26	11,4	0,08	31,2	196	0,06	0,04	0,005
	3E	23 032	3,64	18,1	0,26	114,7	753	0,40	0,30	0,032
50	2A	238 500	49,06	79,2	1,35	652,1	9 115	0,41	0,19	0,103
	2B	177 500	35,92	67,7	1,37	484,1	7 165	0,57	0,26	0,132
	2C	42 110	4,71	16,4	0,12	54,4	475	0,22	0,09	0,048
	2D	19 285	0,76	11,0	0,07	24,8	178	0,08	0,06	0,012
	2E	43 400	4,45	16,5	0,21	93,5	873	0,46	0,15	0,118

Une inhibition du succès de fertilisation (CE<sub>50</sub> : 5 – 9,7 %) a été observée chez l’oursin *Arbacia punctulata* exposé à un effluent non dilué d’une plate-forme du golfe du Mexique (Dunger et collab., 1996). Le développement embryonnaire des oursins est apparu moins sensible que le succès de fertilisation à cet effluent (tableau 30).

**Tableau 30** – Toxicité (CE<sub>50</sub>-48h, %) de l’effluent de plates-formes du golfe du Mexique vis-à-vis de l’oursin *Arbacia punctulata* (Dunger et collab., 1996).

Plate-forme	Succès de fertilisation	Développement embryonnaire
1	5,8	18,1
2	≤ 3,0	≥ 23,6
3	5,0	23,8
4	5,2	18,6
5	≤ 2,7	≥ 21,3
6	9,7	24,6
7	7,9	7,3

Manfra et ses collaborateurs (2007) rapportent des effets toxiques sur l’oursin *Paracentrotus lividus* exposé à des eaux de production traitées d’une plate-forme de la mer Adriatique (tableau 16). Ainsi, une inhibition du développement de l’embryon et une augmentation des malformations chez les larves ont été mesurées. Les CE<sub>50</sub> variaient entre 11,5 et 20,7 % d’eaux de production. Aucun effet significatif n’a par contre été observé à la suite d’une exposition aux sédiments (tableau 17) prélevés près de la même plate-forme, ce qui pourrait être dû à une rapide dilution des eaux de production dans la colonne d’eau.

La toxicité de l’eau de production traitée de deux plates-formes de production de gaz naturel situées dans la mer Adriatique, a été évaluée chez l’oursin *Paracentrotus lividus* (Manfra et collab., 2011). Les eaux de production de ces deux plates-formes ont été jugées toxiques pour cette espèce. La survie des embryons de *P. lividus* était le paramètre le plus sensible (tableau 31). Aucune toxicité n’a été constatée dans les échantillons d’eau de mer prélevés en même temps.

**Tableau 31** – Toxicité (en %) des eaux de production vis-à-vis de l’oursin *Paracentrotus lividus* (Manfra et collab., 2011).

Paramètre d’effets	Eau filtrée
Succès de fertilisation, CE <sub>50</sub> -2h	30,3 – 100
Survie de l’embryon, CE <sub>50</sub> -72h	4,3 – 6,5

La survie, la croissance et le succès de la fécondation chez les premiers stades de vie de l’aiglefin (*Melanogrammus aeglefinus*), du homard américain (*Homarus americanus*) et du pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) ont été étudiés après une exposition à des eaux de production traitées d’une plate-forme canadienne (Querbach et collab., 2000, cités dans Penney et collab., 2000). Aux concentrations supérieures à 1 %, le succès de fécondation des pétoncles était significativement réduit. Une diminution significative de la survie a été observée chez toutes les espèces exposées à des concentrations de 10 % et de

25 % d'eaux de production pendant 96 heures. Une diminution de la taille moyenne des larves de pétoncles a été notée aux mêmes concentrations. La taille et la survie des véligères de pétoncles ont également été significativement réduites à la suite d'une exposition à ces eaux, pendant huit jours, à des concentrations de 10 %.

Carlsson et ses collaborateurs (2014) ont mis en évidence que les composés organiques extractibles présents dans les effluents d'eaux de production de neuf plates-formes pétrolières et gazières de la mer du Nord engendrent des effets néfastes chez des embryons de poisson-zèbre (*Danio rerio*). En effet, bien que les résultats aient varié selon les sites étudiés, l'exposition à ces eaux de production a généralement augmenté leur taux de mortalité, en plus de réduire leur pigmentation, leur fréquence cardiaque et le moment de leur éclosion (tableau 32). La fraction contenant les composés organiques extractibles était environ 10 fois moins toxique que la fraction soluble, laissant sous-entendre que la toxicité des eaux de production était principalement occasionnée par des composés modérément polaires et biodisponibles. Mentionnons qu'aucune corrélation n'a été établie entre les résultats de toxicité obtenus et la composition des eaux de production.

**Tableau 32** – Toxicité des fractions solubles contenant des composés organiques extractibles chez des embryons de *Danio rerio* (Carlsson et collab., 2014) (hpf : heures post fertilisation ; c : différences significatives par rapport au contrôle).

Plate-forme	Mortalité (%)	Pigmentation (1 – 4) <sup>a</sup>	Fréquence cardiaque (battements/minute)	Moment de l'éclosion (hpf) <sup>b</sup>
<b>Fraction soluble</b>				
Contrôle	0	1 ± 0	144,5 ± 7,3	66,4 ± 7,3
Eau de mer	0	1 ± 0	148,7 ± 9,2	59,9 ± 6,3
Plate-forme 1	12	1 ± 0	139,4 ± 8,6	63,3 ± 7,8
Plate-forme 2	25	2,3 ± 0,5 <sup>c</sup>	144,0 ± 7,4	73 ± 0
Plate-forme 3	62	1,2 ± 0,5	122,1 ± 12,1 <sup>c</sup>	39,0 ± 6,2
Plate-forme 4	12	3,1 ± 0,4 <sup>c</sup>	142,3 ± 3,2	67,0 ± 9,6
Plate-forme 5	12	1 ± 0	144,1 ± 4,8	61,3 ± 6,2
Plate-forme 6	25	2 ± 0 <sup>c</sup>	149,0 ± 7,0	63,0 ± 7,2
Plate-forme 7	0	2,4 ± 0,5 <sup>c</sup>	146,5 ± 4,8	64,9 ± 6,9
Plate-forme 8	0	1,6 ± 0,5 <sup>c</sup>	142,6 ± 5,3	71,0 ± 4,5
Plate-forme 9	100 <sup>c</sup>	3,2 ± 0,4 <sup>c</sup>	132,4 ± 13,8 <sup>c</sup>	62,8 ± 7,2
<b>Fraction contenant des composés organiques extractibles</b>				
Contrôle	6	1 ± 0	146,1 ± 7,5	56,1 ± 2,6
Eau de mer	0	1 ± 0	153,2 ± 4,8	56,0 ± 2,6
Plate-forme 1	100 <sup>c</sup>	3,4 ± 0,5 <sup>c</sup>	103,6 ± 25,0 <sup>c</sup>	65,0 ± 4,9 <sup>c</sup>
Plate-forme 2	0	2 ± 0 <sup>c</sup>	156,7 ± 6,1	55,8 ± 1,3
Plate-forme 3	88 <sup>c</sup>	1,1 ± 0,4	142,1 ± 7,5	77,8 ± 23,3 <sup>c</sup>
Plate-forme 4	12	2,9 ± 0,4 <sup>c</sup>	146,6 ± 6,1	58,8 ± 4,2
Plate-forme 5	12	1,9 ± 0,4 <sup>c</sup>	149,6 ± 12,1	55,2 ± 1,1
Plate-forme 6	0	1,9 ± 0,4 <sup>c</sup>	151,8 ± 6,6	54,4 ± 1,1
Plate-forme 7	25	1,8 ± 0,4 <sup>c</sup>	158,5 ± 8,2	56,3 ± 3,3
Plate-forme 8	88 <sup>c</sup>	2,6 ± 0,6 <sup>c</sup>	140,1 ± 7,8	60,5 ± 7,6
Plate-forme 9	12	3,1 ± 0,7 <sup>c</sup>	129,9 ± 15,9 <sup>c</sup>	57,4 ± 15,5

<sup>a</sup> La pigmentation a été estimée sur une échelle ordinale de 1 (entièrement pigmentée) à 4 (aucune pigmentation).

Tout comme dans l'étude de Carlsson et ses collaborateurs (2014), la fréquence cardiaque de larves de turbots (*Scophthalmus maximus*) a significativement diminuée à la suite d'une exposition de 12 heures à la concentration de 10 % d'une eau de production traitée, issue d'une plate-forme située dans la mer du Nord, (Stephens et collab., 1996). Ces effets n'étaient pas visibles après deux heures d'exposition (tableau 33). Aux autres concentrations évaluées, la fréquence cardiaque des larves n'étaient pas significativement différente de celles des contrôles (tableau 33). L'activité natatoire des larves a également été observée. Elle était significativement réduite à la concentration de 10 %, alors qu'elle était augmentée à des expositions comprises entre 0,001 et 1 %. Par ailleurs, un gonflement et un pli des lamelles des branchies ont également été observés à la suite de l'exposition à la concentration de 10 % d'eaux de production. Enfin, les auteurs rapportent que, dans un réplica, seuls 30 % des larves ont survécu à l'exposition de 12 heures à la concentration de 10 %. Aucune mortalité n'a été observée aux autres concentrations testées (0,001 à 5 %).

**Tableau 33** – Fréquence cardiaque des larves de turbot exposées à différentes concentrations d’eaux de production issues d’une plate-forme située en mer du Nord (Stephens et collab., 1996) (\*Différence significative par rapport au contrôle).

Concentration	Essai 1		Essai 2	
	2 heures	12 heures	2 heures	12 heures
Contrôle	110,6 ± 2,7	110,0 ± 2,4	122,1 ± 1,6	116,3 ± 1,8
0,001 %	109,3 ± 0,9	107,2 ± 2,9	130,9 ± 3,7	117,5 ± 3,6
0,01 %	107,7 ± 1,2	106,9 ± 1,5	118,8 ± 3,7	112,5 ± 1,6
0,1 %	112,6 ± 1,7	107,8 ± 3,5	-	-
1 %	111,0 ± 1,3	105,8 ± 1,9	114,9 ± 3,6	113,1 ± 3,2
5 %	-	-	120,6 ± 3,8	98,4 ± 17,7
10 %	118,0 ± 1,2	106,4 ± 0,9*	123,7 ± 2,8	113,6 ± 2,0*

Stephens et ses collaborateurs (2000) ont poursuivi leur recherche en exposant des turbots juvéniles pendant six semaines à des concentrations de 0,001 à 1 % d'eaux de production traitées provenant de la même plate-forme. Après trois semaines, plus de la moitié des branchies des poissons exposés à la plus forte concentration ont fusionné, diminuant la capture d’oxygène et provoquant une activité natatoire réduite chez ces poissons. Une diminution du taux de croissance a également été observée à cette concentration après six semaines. Aucune incidence sur la survie n’a été rapportée sur toute la durée de l’exposition.

Enfin, une étude réalisée en laboratoire chez des œufs de morues de l’Atlantique exposés à une concentration de 1 % d’eaux de production traitées, issues d’une plate-forme située en mer du Nord, a montré qu’après l’éclosion, la plupart des larves n’ont pas réussi à s’alimenter et mouraient ainsi de faim (Meier et collab., 2010). Cette incapacité à se nourrir s’expliquerait par une augmentation de la fréquence des déformations de la mâchoire chez les larves exposées. Une modification de la pigmentation a aussi été observée à cette concentration. Les essais réalisés à des concentrations de 0,01 % et de 0,1 % n’ont engendré aucune modification. Cette étude ayant été menée en laboratoire, rien n’indique que de tels effets seraient observés chez les poissons vivant à proximité d’une plate-forme pétrolière.

#### 4.4 SYSTÈME NERVEUX

L’acétylcholinestérase (AChE) est une enzyme impliquée dans les mécanismes de transmission de l’influx nerveux à travers l’organisme. Elle catalyse l’hydrolyse de l’acétylcholine (ACh), un neuromédiateur situé au niveau des jonctions neuromusculaires et inter-neuronales chez les vertébrés, ce qui permet au système de revenir à son état de repos. L’inhibition de l’enzyme par des neurotoxiques entraîne une accumulation du médiateur chimique dans l’espace synaptique, qui maintient de ce fait une transmission permanente de l’influx nerveux, laquelle conduit généralement à la tétanie musculaire et à la mort. Ainsi, l’inhibition de l’AChE peut être utilisée pour déterminer les propriétés neurotoxiques des substances chimiques, tels les organophosphates et les pesticides, capables d’interférer avec la neurotransmission normale du système nerveux

parasympathique et sympathique de vertébrés et d'invertébrés (Fulton et Key, 2001; Rao et Rao, 1995).

Holth et Tollefsen (2012) ont évalué, lors d'un bioessai *in vitro*, le potentiel neurotoxique d'extraits organiques d'eaux de production traitées d'une plate-forme pétrolière et gazière de la mer du Nord sur l'activité de l'AChE purifiée obtenue à partir de l'organe électrique de l'anguille *Electrophorus electricus*. Une inhibition de l'AChE a été occasionnée par des composés aromatiques retrouvés dans la fraction huile/particules de l'eau de production, tandis que des composés polaires retrouvés à la fois dans la fraction soluble et dans la fraction huile/particules ont provoqué une stimulation apparente de l'activité de l'AChE. Notons qu'une étude *in vivo* avec la morue de l'Atlantique mise en cage pendant cinq semaines en aval d'une plate-forme en mer du Nord n'a pas révélé d'effets inhibiteurs de l'AChE jusqu'à une distance de 500 m du point de rejet de l'effluent des eaux de production traitées (Danischewski, 2006, cité dans Holth et Tollefsen, 2012).

#### 4.5 SYSTÈME IMMUNITAIRE

Pérez-Casanova et ses collaborateurs (2010) ont évalué les effets d'une exposition à des eaux de production traitées de la plate-forme Hibernia (tableau 34), située sur les côtes de Terre-Neuve-et-Labrador, sur le système immunitaire de morues de l'Atlantique (*Gadus morhua*) juvéniles. Différents paramètres, dont la réponse des morues au stress, ont été mesurés chez les poissons exposés de façon intermittente à 0, 100 ou 200 mg/l d'eau de production pendant 22 semaines, ce qui représente des facteurs de dilution de 10 000 et de 5 000 respectivement. Aucun effet n'a été observé sur la croissance, le comportement et le taux de mortalité des poissons exposés. En revanche, l'activation métabolique respiratoire des leucocytes sanguins était significativement supérieure à la concentration de 100 mg/l, alors que celle des leucocytes rénaux était significativement diminuée à des concentrations de 100 et 200 mg/l. Une régulation à la hausse de l'expression de l'ARNm de  $\beta$ -2-microglobuline, de la chaîne légère des immunoglobulines M et des interleukines-1- $\beta$  et -8 a été observée à 200 mg/l. Une diminution de l'expression du gène ISG15 (*interferon-stimulated gene 15*) a été observée à 100 et 200 mg/l. La régulation à la hausse de certains paramètres est un indicateur d'une réponse inflammatoire aux substances toxiques, les interleukines-1- $\beta$  et -8 étant des marqueurs reconnus pour ce type de réponse. À long terme, ces activations métaboliques pourraient entraîner une dépense énergétique néfaste pour la survie du poisson.

En 2012, Perez-Casanova et ses collaborateurs (2012) ont poursuivi leur recherche en évaluant l'effet de la fraction soluble des eaux de production traitées de la plate-forme Hibernia (tableau 34) sur la morue. De nouvelles technologies de traitement plus efficaces avaient été mises en place pour l'enlèvement des hydrocarbures des eaux de production. Cependant, en raison de leur structure chimique et de leur poids moléculaire, certains composés retrouvés dans la fraction dissoute étaient plus difficiles à éliminer (p. ex., les hydrocarbures aliphatiques, les phénols et les acides carboxyliques) et pouvaient engendrer des effets néfastes sur les organismes aquatiques. Ainsi, Perez-Casanova et ses collaborateurs (2012) ont étudié les mêmes paramètres que dans leur étude précédente chez des poissons exposés de façon intermittente, pendant huit semaines, à 0, 100 ou 1000 mg/l d'eaux de production traitées avec le nouveau système, ce qui équivaut à des dilutions d'un

facteur de 10 000 et de 1 000. Aucun effet n'a été observé sur la croissance et le taux d'ingestion des aliments des morues ainsi que sur l'activité métabolique respiratoire des leucocytes. L'absence d'effet significatif sur l'activité métabolique respiratoire des leucocytes suggère une immunotoxicité réduite de la fraction soluble des eaux de production comparativement à la première étude présentée précédemment (Pérez-Casanova et collab., 2010). L'expression de l'ARNm de certains gènes liés au système immunitaire a été affectée d'une manière similaire à ce qui a été observé dans l'étude précédente (Pérez-Casanova et collab., 2010). Ces résultats suggèrent que les composés solubles pourraient être responsables des modulations du système immunitaire observées à la suite de l'exposition à cette eau de production.

**Tableau 34** – Composition chimique type des eaux de production de la plate-forme Hibernia, représentative des eaux utilisées par Perez-Casanova et collab. (2012; 2010) et Hamoutene et collab. (2011) lors de leurs expérimentations.

Paramètre	Phase dissoute	Phase soluble
	µg/l	
Hydrocarbures totaux	17 700	6 300
BTEX	7 700	4 800
HAP	43	39
HAP alkylés	19	17
Phénols totaux	14 934	4 366
Alkylphénols	9 894	2 916

Hamoutene et ses collaborateurs (2011) ont aussi étudié les effets sublétaux de l'eau de production de la plate-forme Hibernia sur la morue de l'Atlantique. Ces derniers ont exposé des poissons à des concentrations de 0, 100 et 200 mg/l d'eaux de production pendant 76 jours, avant de leur injecter des lipopolysaccharides d'*Aeromonas salmonicida*. Cette injection a eu pour effet d'engendrer l'activation métabolique respiratoire des leucocytes sanguins et rénaux. Les changements les plus prononcés ont été observés dans le groupe exposé à la dose la plus élevée d'eau de production, c'est-à-dire 200 mg/l. Des changements dans l'activité du lactate déshydrogénase ont également été mesurés dans le foie, ce qui suggère que les eaux de production pourraient affecter le métabolisme oxydatif à la suite du processus de détoxification hépatique. Aucun effet n'a été observé sur le pourcentage d'acides gras dans le sang ou l'expression d'un facteur de régulation de l'appétit pour ce qui est du cerveau.

Des différences quant aux pathologies et du parasitisme peuvent survenir à proximité des plates-formes. Ainsi, Wilson-Ormond et ses collaborateurs (2000) ont évalué la prévalence (% d'individus affectés) et l'intensité des parasites (nématodes, cestodes) ou des pathologies (intestin enflammé, kyste, malformation des branchies) chez des représentants de la macroépifaune collectée en périphérie de telles structures, dans le golfe du Mexique. Leur étude a démontré que l'intensité des parasites ou des pathologies était plus élevée chez les individus vivant à proximité des plates-formes, contrairement aux individus recueillis loin des plates-formes, qui avaient généralement une prévalence des parasites ou des pathologies plus élevée (tableau 35). La crevette *Penaeus aztecus* était l'espèce la plus

parasitée, quel que soit la plate-forme considérée. Chez cette espèce, la prévalence de nématodes variait de 40 à 100 %. Les autres parasites et pathologies étaient présents avec une prévalence et une occurrence plus faibles. Les organismes mobiles, comme la crevette, apparaissent plus vulnérables aux parasites, comparativement aux organismes moins mobiles, tels que les étoiles de mer. En effet, les nématodes étaient le seul parasite rencontré chez ces dernières et ils étaient peu présents chez le crabe. Des malformations des branchies étaient plus communes chez les crabes, avec 60 % des cas à 3 000 m et 67 % à 50 m. Chez toutes ces espèces, aucune différence d'occurrence de parasites ou de pathologies n'a été observée en fonction de l'âge ni en fonction de la contamination du milieu. Les résultats obtenus étaient spécifiques à chaque plate-forme, ce qui indique que les caractéristiques physiques et chimiques uniques de chacune d'elles jouent un rôle important dans les niveaux de parasitisme et de pathologie des populations qui y vivent. Mentionnons finalement que des différences significatives dans le stade de la reproduction entre les populations selon la distance d'une plate-forme ont été observées chez certaines crevettes.

**Tableau 35** – Prévalence (P) et intensité (I) de chaque parasite et pathologie rencontrés chez différentes espèces de la macroépipaune mobile collectées au pourtour de quatre plates-formes situées dans le golfe du Mexique (Wilson-Ormond et collab., 2000).

Espèce	Distance (m)	Nématodes		Cestodes		Intestin enflammé		Kyste		Malformation des branchies	
		P	I	P	I	P	I	P	I	P	I
<b>Crevettes</b>											
<i>Penaeus aztecus</i>	50	40 – 100	3,3 – 28	0 – 40	0 – 2	11 – 40	1 – 2	0 – 30	0 – 1,3	–	–
	3 000	60 – 100	1,8 – 26	0 – 40	0 – 3	0 – 80	0 – 3	0 – 60	0 – 2,5	–	–
<i>Trachypenaeus similis</i>	50	20 – 100	1 – 4	0 – 60	0 – 1,3	0 – 20	0 – 1	–	–	–	–
	3 000	10 – 60	1 – 3,2	0 – 20	0 – 2	0 – 30	0 – 2	–	–	–	–
<i>Solenocera atlantidis</i>	50	10 – 30	1 – 2,3	0 – 10	0 – 1	0 – 20	0 – 1	–	–	–	–
	3 000	0 – 50	0 – 3,2	0 – 20	0 – 1	0 – 10	0 – 1	–	–	–	–
<b>Crabes</b>											
<i>Callinectes similis</i>	50	10	1	–	–	–	–	–	–	0 – 67	0 – 3,3
	3 000	0	0	–	–	–	–	–	–	10 – 40	2 – 3
<i>Portunus spinicarpus</i>	50	20 – 40	1 – 2,5	–	–	–	–	–	–	0 – 20	0 – 2
	3 000	0 – 40	0 – 3,3	–	–	–	–	–	–	0 – 10	0 – 1
<i>Portunus gibbesii</i>	50	10 – 20	1	–	–	–	–	–	–	0 – 30	0 – 3
	3 000	0	0	–	–	–	–	–	–	10 – 60	1,5 – 3
<i>Pagurus bernhardus</i>	50	9 – 33	1 – 1,5	–	–	–	–	–	–	–	–
	3 000	23 – 40	2 – 3	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Myropsis quinquespinosa</i>	50	0 – 11	0 – 2	–	–	–	–	–	–	–	–
	3 000	10 – 11	2 – 8	–	–	–	–	–	–	–	–
<b>Étoiles de mer</b>											
<i>Astropecten cingulatus</i>	50	0 – 60	0 – 1,3	–	–	–	–	–	–	–	–
	3 000	10 – 30	2 – 5	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Astropecten duplicatus</i>	50	90	3,2 – 7	–	–	–	–	–	–	–	–
	3 000	100	8,2 – 13,6	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Amusium papyraceum</i>	50	10	3	–	–	–	–	–	–	–	–
	3 000	20 – 30	2,5 – 3	–	–	–	–	–	–	–	–

## 4.6 PERTURBATION ENDOCRINIENNE

Certaines substances chimiques peuvent perturber les fonctions vitales endocrines des organismes. Il peut s'agir de produits chimiques naturels, tels que les phytoestrogènes et les mycooestrogènes, mais aussi de contaminants chimiques, comme les pesticides organochlorés, les BPC et les HAP (Tollefsen et collab., 2007). La vitellogénine (Vtg) est une protéine produite dans le foie de poissons ovipares femelles à la suite de la liaison de l'œstrogène endogène  $17\beta$ -estradiol au récepteur œstrogénique (Tyler et collab., 1990). La protéine alors produite est libérée dans le flux sanguin et séquestrée par les oocytes en développement pour la production du vitellus. Chez les poissons femelles en maturation, la Vtg est un élément important des protéines sanguines et n'est généralement pas présente en quantité appréciable chez les poissons mâles. La production significative de Vtg chez le poisson mâle est possible lorsque ces derniers sont exposés à des sources exogènes d'œstrogènes telles que les œstrogènes environnementaux (Sumpter et Jobling, 1995). L'induction de protéines de réserve typiquement féminines chez les poissons mâles et les juvéniles est donc utilisée comme biomarqueur de contamination œstrogénique (Knudsen et collab., 1997; Andersen et collab., 1999). De plus, comme d'autres lipoprotéines, la Vtg est capable de piéger un certain nombre de contaminants. Cette propriété peut engendrer des effets sur la reproduction, en concentrant les substances potentiellement toxiques dans les ovaires. Finalement, l'accumulation de contaminants dans le vitellus des oocytes peut avoir un effet sur le succès de fécondation, et, plus tard, sur le développement des embryons et des larves (Sumpter, 2005). Les contaminants responsables de ce type d'effets sont appelés des perturbateurs endocriniens.

Les alkylphénols (AP), potentiellement présents dans les eaux de production traitées, sont reconnus pour affecter la reproduction des poissons, notamment en induisant l'expression de la Vtg chez les mâles et les juvéniles (Boitsov et collab., 2007; Meier et collab., 2010). Tollefsen et ses collaborateurs (2007) mentionnent que les AP peuvent se lier aux stéroïdes sanguins chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). La plus forte affinité a été observée avec les C<sub>4</sub>-C<sub>8</sub> AP, bien que cette affinité soit de 10<sup>4</sup> à 10<sup>6</sup> fois inférieure à celle du  $17\beta$ -estradiol. Des perturbations endocriniennes ont été rapportées par Meier et ses collaborateurs (2007b, cités dans Bakke et collab., 2013) chez des morues de l'Atlantique exposées par voie orale à quatre C<sub>4</sub>-C<sub>7</sub> AP (4-tert-butylphénol, 4-n-pentylphénol, 4-n-hexylphénol et 4-n-heptylphénol). La dose totale en AP après une et cinq semaines d'exposition était de 0,02 ou 80 mg/kg de poids corporel. Chez les femelles, l'exposition à la plus faible dose a altéré le développement des ovocytes et réduit les niveaux d'œstrogènes, en plus de retarder la ponte de 17 à 28 jours. Les poissons mâles ont présenté des altérations du développement des testicules, se traduisant par une quantité accrue des spermatogonies et une réduction de la quantité de spermatozoïdes. Une exposition prolongée sur 14 semaines à la dose la plus faible (0,02 mg AP/kg) a donné des résultats similaires (Meier et collab., 2011, cités dans Bakke et collab., 2013). Toujours chez la morue, une autre étude a mis en évidence une réduction significative de la concentration de Vtg plasmatique à la suite d'une exposition de 20 semaines à une dose de 20  $\mu$ g/kg (Lie et collab., 2009). Ces résultats indiquent que l'exposition à de faibles niveaux d'alkylphénols peut provoquer des perturbations endocriniennes, autant chez les poissons mâles que femelles.

Les HAP sont également reconnus pour induire des effets biologiques, telles des modifications du système endocrinien, à de faibles concentrations (Meier et collab., 2011, cités dans Bakke et collab., 2013). Certains de ces composés, dont l'antracène, le benzo(a)pyrène, le benzo(a)anthracène, le benzo(b)fluoranthène, le dibenzo(a,h)anthracène, le 3-méthylcholantracène, le 7,12-diméthyl-benzo(a)anthracène, le phénanthrène et le pyrène, peuvent induire autant un effet oestrogénique en se liant au récepteur des œstrogènes qu'un effet antioestrogénique en se liant au récepteur aryl-hydrocarbure (Lye, 2000). Une étude norvégienne a démontré que l'exposition des poissons aux HAP présents dans de l'eau de production entraînait une féminisation des poissons mâles, ce qui réduisait considérablement la fertilité et retardait la période de frai de plusieurs semaines (Meier et collab., 2010).

Plusieurs études ont mis en évidence des effets de perturbations endocriniennes chez des poissons exposés à des eaux de production. Ainsi, des larves et des juvéniles de morues exposés à 1 % d'eaux de production traitées ont montré des niveaux significativement plus élevés de Vtg dans le plasma (Meier et collab., 2010). Notons qu'aucun changement n'avait été observé à la suite de l'exposition à 0,01 et 0,1 %. Sundt et Bjorkblom (2011) rapportent une augmentation du taux de Vtg chez des morues femelles exposées à des concentrations réalistes d'eaux de production traitées (0,066 à 0,2 %). Les teneurs en C<sub>1</sub>-C<sub>9</sub> AP variaient de 3,9 à 5,7 mg/l. Dans une autre étude, des morues polaires femelles exposées pendant 28 jours à une concentration de 0,1 % d'eaux de production traitées présentaient des niveaux significativement élevés de Vtg (130 ± 38 ng/ml), comparativement à des femelles exposées à une concentration de 0,05 % (24 ± 5 ng/ml) (Geraudie et collab., 2014). Dans cette étude, une diminution significative du nombre d'ovocytes avait également été observée (321 ± 72) par rapport aux poissons du groupe témoin (429 ± 50). Dans les mêmes conditions expérimentales, les auteurs de cette étude rapportent une inhibition de la spermatogenèse chez les mâles. Tollefsen et ses collaborateurs (2007) ont effectué des essais *in vitro* pour déterminer le potentiel de perturbations endocriniennes d'extraits en phase solide (SPE) d'eaux de production de 20 installations norvégiennes. Leur étude a mis en évidence des activités oestrogéniques à des concentrations allant de < 0,1 à 4 ng/l en équivalent 17β-estradiol. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Thomas et ses collaborateurs (2004) pour les plates-formes localisées près du plateau continental océanique britannique, où les niveaux variaient de la limite de détection de la méthode à 91 ng/l en équivalent 17β-estradiol.

Une évaluation des risques écotoxicologiques associés à la présence d'alkylphénols dans les eaux de production traitées a été réalisée par Beyer et ses collaborateurs (2012) chez la morue de l'Atlantique (*Gadus morhua*), le lieu noir (*Pollachius virens*) et l'aiglefin (*Melanogrammus aeglefinus*) vivant en mer du Nord. Les auteurs ont modélisé les effets sur la reproduction de ces espèces en tenant compte des concentrations rejetées par les plates-formes dans la mer du Nord, des courants et de la dispersion dans le secteur étudié, de la distribution des poissons ainsi que des études répertoriant l'accumulation et les effets des alkylphénols chez ce type d'organisme. L'étude a conclu à une absence de risque pour la reproduction de ces poissons, sauf chez les poissons retrouvés à proximité des points de rejet des eaux de production. Les mêmes conclusions ont été rapportées par Myhre et ses collaborateurs (2004, cités dans Boitsov et collab., 2007) pour la morue.

Ces estimations ont été confirmées à la suite de l'exposition de poissons à des eaux de production de plates-formes extracôtières situées en mer du Nord. Aucune induction de la Vtg n'a été obtenue chez des poissons mis en cage, pendant six semaines, à 200 m d'une plate-forme extracôtière, en mer du Nord (Sundt et collab., 2012), ce qui suggère que les concentrations en alkylphénols et en HAP retrouvés dans les eaux de production traitées, ne seraient pas suffisantes pour déclencher l'induction de perturbations endocriniennes. De plus, Sundt et ses collaborateurs (2012) n'ont obtenu aucune induction de Vtg chez des morues de l'Atlantique exposées pendant quatre semaines à des concentrations comprises entre 0,125 et 0,5 % d'eaux de production traitées, ce qui correspondait à des concentrations en alkylphénols variant de 3,0 à 9,7 mg/l. Aucun effet sur l'expression de la Vtg n'a été observé chez des épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*), exposées pendant 72 heures à 1 % d'eaux de production traitées (Knag et Taugbol, 2013). Enfin, Tollefsen et ses collaborateurs (2011) ont démontré qu'une exposition à des concentrations de 0,1 % et de 0,5 % d'eaux de production pendant 15 jours n'induisait pas de façon significative l'induction de Vtg chez la morue, bien que le nombre de mâles et de femelles ayant des teneurs élevées en Vtg était supérieur comparativement au contrôle.

#### 4.7 GÉNOTOXICITÉ

Des cassures dans un seul brin ou dans deux brins d'ADN, qui conduisent parfois à la formation de micronoyaux, ainsi que la formation d'adduits à l'ADN<sup>1</sup> sont des indices de lésions chromosomiques provoquées par une exposition à des contaminants génotoxiques. Un micronoyau est un petit noyau surnuméraire, séparé du noyau principal de la cellule, qui reflète des lésions de l'ADN non réparables qui peuvent conduire à la perte de matériel génétique. Les micronoyaux contiennent en effet des fragments de chromosome ou des chromosomes entiers (Fenech, 1997). Outre les cassures des brins d'ADN, l'apparition de micronoyaux peut être également due à un dysfonctionnement du fuseau mitotique. Un adduit à l'ADN résulte de la fixation d'une molécule à un site nucléophile de l'ADN par liaison covalente, ce qui peut modifier l'expression des gènes. Plusieurs contaminants sont susceptibles d'induire ce type d'effets. C'est notamment le cas des HAP qui peuvent affecter l'intégrité de l'ADN par action directe ou par action oxydante des espèces réactives de l'oxygène (ROS).

Après cinq semaines d'exposition en laboratoire, à des dilutions comprises entre 0,01 et 1 % d'eaux de production traitées, d'une plate-forme localisée en mer du Nord, aucune différence significative dans la fréquence d'apparition de micronoyaux dans les hémocytes n'a été observée chez la moule bleue (*Mytilus edulis*), comparativement aux témoins (Brooks et collab., 2011a). Ces résultats sont contraires à ceux obtenus par Sundt et ses collaborateurs (2011) qui, après avoir exposé en laboratoire, pendant 4 semaines, des moules bleues à des concentrations allant de 0,125 à 0,5 % d'eaux de production traitées d'une installation pétrolière située dans le même secteur, ont observé une augmentation

---

<sup>1</sup> Un adduit à l'ADN résulte de la fixation d'une molécule à un site nucléophile de l'ADN par liaison covalente. Ces adduits à l'ADN peuvent modifier l'expression des gènes. Ils sont utilisés en tant que biomarqueurs de l'exposition environnementale à des molécules mutagènes ou cancérigènes.

significative de la fréquence d'apparition de micronoyaux dans les hémocytes en fonction de la concentration d'exposition.

Des morues exposées en laboratoire, pendant 12 semaines, à 0,25 et à 0,5 % d'eaux de production traitées d'une plate-forme localisée en mer du Nord ont présenté des niveaux d'adduits à l'ADN dans les cellules hépatiques significativement supérieurs par rapport au témoin (Sundt et collab., 2012). Les adduits à l'ADN étaient positivement corrélés ( $R^2 = 1,00$ ) avec les concentrations biliaires de métabolites de HAP, contaminants présents dans les eaux de production. Par ailleurs, les niveaux d'adduits à l'ADN dans les cellules hépatiques des morues étaient comparables entre les organismes mis en cage, pendant six semaines, à 200 ou 2 000 m d'une plate-forme située en mer du Nord (Sundt et collab., 2012). Par ailleurs, les moules bleues (*Mytilus edulis*) mises en cage à ces emplacements ont toutes montré une augmentation significative de plus du double du niveau de micronoyaux dans les cellules hépatiques par rapport aux moules de la station de référence (Brooks et collab., 2011b; Sundt et collab., 2011). Dans les années qui ont suivies, notons que l'amélioration de la qualité du système de traitement dans ce secteur a permis de diminuer les effets sur l'ADN, mais la fréquence d'apparition des micronoyaux continuait de montrer un gradient avec la distance du point de rejet des eaux de production de la plate-forme. Une tendance similaire a été obtenue chez des moules méditerranéennes (*Mytilus galloprovincialis*) mises en cage à proximité d'une plate-forme de la mer Adriatique (Gorbi et collab., 2008). Par contre, les différences observées n'étaient pas statistiquement significatives.

Gorbi et ses collaborateurs (2009) rapportent également une fréquence plus élevée de cassures de brins d'ADN dans les cellules sanguines de bars communs (*Dicentrarchus labrax*), exposés pendant 10 jours à des teneurs allant de 1 à 5 % d'eaux de production traitées d'une plate-forme de la mer Adriatique, en présence de diéthylène glycol (1, 5 et 10 g/l DEG). Les dommages à l'ADN, évalués par le test des comètes, étaient similaires entre les organismes exposés aux eaux de production seules ou en combinaison avec le DEG, ce qui indique que le DEG n'influencerait pas l'apparition des dommages génotoxiques mesurés à l'aide du test des comètes. En revanche, la fréquence d'apparition de micronoyaux a été influencée par l'addition de DEG, en particulier dans la rate et les branchies.

## 5. CRÉATION D'HABITATS ET AUGMENTATION DE LA BIODIVERSITÉ

Les plates-formes sont des zones exemptes de chalutage qui fournissent un refuge pour les coraux et autres organismes de l'épifaune qui s'y installent après la mise en place de la structure (Roberts, 2002). En effet, les organismes sessiles sont rares dans le milieu naturel où les fonds sableux ne fournissent pas de substrat adéquat pour leur fixation. Cependant, les composantes en acier des plates-formes offrent un substrat dur pour les microorganismes, les algues et les organismes sessiles (principalement les moules, balanes, bryozoaires et anémones), qui, à leur tour, fournissent de la nourriture abondante et un abri pour les invertébrés mobiles, en particulier les ophiures, amphipodes, crabes et crevettes, et les poissons (Gallaway et Lewbel, 1982; Stachowitsch et collab., 2002; Claisse et collab., 2014). D'ailleurs, une caractérisation des espèces de poissons présentes au pourtour d'une plate-forme au Gabon a démontré la grande présence de poissons planctivores, attirés par l'épifaune locale (Friedlander et collab., 2014). Les planctivores représentaient 74 % de l'abondance totale, suivis par les piscivores (15,7 %) et les herbivores (4,3 %). Bien que présentes, les algues sont retrouvées en abondance moindre que dans le milieu naturel, principalement à cause de l'ombrage occasionné par la structure (Bram et collab., 2005; Page et collab., 2007).

En ce qui concerne l'évolution temporelle, le nombre d'espèces autour d'une plate-forme augmente rapidement au cours de la première année qui suit la mise en place de la structure, puis se stabilise dans les mois suivants (Fabi et collab., 2002). L'établissement complet de l'écosystème peut s'échelonner sur une période de deux ans, dépendamment des espèces impliquées.

Notons que l'amélioration du traitement de l'eau peut modifier de manière significative la structure, la diversité et la couverture des invertébrés localisés au pourtour des plates-formes, entre autres en diminuant la remise en suspension de particules et en augmentant ainsi la clarté de l'eau (Bustamante et collab., 2012). Par exemple, l'amélioration du traitement de l'eau d'une plate-forme en Espagne a diminué la couverture du polychète suspensivore *Spirorbis pagenstecheri* en faveur de l'herbivore *Patella ulyssiponensis*. Les auteurs expliquent que le polychète bénéficiait de l'enrichissement en éléments nutritifs avant que le traitement secondaire ait été mis en œuvre, cette espèce étant particulièrement tolérante aux conditions estuariennes troubles et aux eaux polluées. Une diminution de la turbidité, résultant de l'amélioration du traitement, a été bénéfique aux brouteurs en augmentant la quantité de lumière, ce qui a contribué à accroître la productivité des algues épilithiques dont ils se nourrissent.

Parmi les invertébrés incrustant les surfaces dures, les moules *Mytilus californianus* et *M. galloprovincialis* et les balanes *Balanus amphitrite* dominent habituellement dans les 15 premiers mètres de la colonne d'eau, bien que des observations rapportent leur dominance jusqu'à au moins 24 m (Carlisle et collab., 1964, cités dans Love et collab., 1999; Stachowitsch et collab., 2002). À ces profondeurs, leurs épaisses couches ont tendance à recouvrir la totalité des surfaces disponibles. Le nombre d'individus et la

biomasse totale ont tendance à diminuer avec la profondeur. Ces organismes s'imposent de 12 à 24 mois après la mise en place d'une plate-forme, celle-ci étant d'abord dominée par les tuniciers coloniaux et les bryozoaires (Bram et collab., 2005). La disponibilité des larves et leur mortalité seraient les principaux facteurs influençant l'établissement des espèces sur les plates-formes. La prépondérance de communautés épifauniques sur ces structures indique que la nourriture disponible est suffisante et que l'environnement offert y est favorable.

Page et ses collaborateurs (1999) ont démontré que les plates-formes peuvent affecter la distribution et l'abondance d'espèces d'invertébrés mobiles, tels que les crabes, en modifiant leur habitat physique, de même que l'endofaune et l'épifaune locales. En effet, la présence de communautés de *Mytilus galloprovincialis* et de *M. californianus* attachées à des profondeurs comprises entre 12 et 15 m a favorisé le recrutement de crabes longuette (*Cancer antennatus*), qui sont demeurés à proximité de la structure tout au long de leur vie. Bien que le crabe jaune (*Cancer anthonyi*) ne se reproduisait pas directement au site de la plate-forme, un nombre élevé de femelles adultes y avait été observé, suggérant que l'habitat offert par la plate-forme était favorable à leur survie, mais non à leur reproduction. Ces résultats diffèrent de ceux obtenus pour le crabe rouge (*Cancer productus*) et l'araignée-mouton (*Loxorhynchus grandis*), dont la distribution et l'abondance n'étaient pas influencées par la présence de la plate-forme (Page et collab., 1999). Ces résultats illustrent que chaque espèce répond de façon différente à la mise en place d'un récif artificiel et qu'il est nécessaire d'étudier leur réponse de façon individuelle.

La présence de *Lophelia pertusa* sur les plates-formes situées dans la mer du Nord est un autre exemple. Cette espèce, un corail d'eau froide qui se développe à des profondeurs variant entre 200 et 1000 m, a besoin d'un support initial dur afin d'amorcer la formation de récif. Roberts (2002) a dénombré un total de 133 colonies au cours d'un recensement effectué sur une petite partie d'une structure, tandis que Gass et Roberts (2006) l'ont observé sur 13 des 14 plates-formes pétrolières examinées dans le nord de la mer du Nord. Ces quantités sont significativement supérieures à celles retrouvées dans un site témoin, dans le même secteur. En plus d'augmenter la biodiversité des espèces retrouvées au pourtour d'une plate-forme pétrolière, la présence de colonies de *L. pertusa* offre un habitat pour des espèces de la faune interstitielle, pouvant représenter une ressource potentielle de nourriture pour les poissons et les invertébrés mobiles locaux (Guerin et collab., 2007, cités dans Bergmark et Jorgensen, 2014). Le corail mou *Alcyonium digitatum* et l'anémone *Metridium senile* sont deux exemples d'espèces fréquemment observées dans les récifs de *L. pertusa* poussant sur des plates-formes pétrolières, alors que ces espèces ne sont pas retrouvées de façon naturelle dans ces récifs.

De nombreuses études ont révélé la présence de poissons démersaux, mais aussi de poissons pélagiques au pourtour des plates-formes pétrolières (Love et collab., 1994, 2000; Stanley et Wilson, 2003, 2000; Fabi et collab., 2004, 2002; Hernandez et collab., 2003; Lindquist et collab., 2005; Neira, 2005; Martin et Lowe, 2010; Consoli et collab., 2013; Robinson et collab., 2013; Claisse et collab., 2014; Friedlander et collab., 2014; Pradella et collab., 2014). Ces études démontrent que la présence de plates-formes crée un habitat favorable à l'établissement de communautés de poissons qui seraient attirés par le substrat dur offert par la structure, qui diffère du substrat habituellement boueux ou sableux des

fonds marins. Ainsi, ces structures offrent environ 12 km<sup>2</sup> supplémentaires de substrat dur dans une zone qui est habituellement dominée par des bas-reliefs de boue / sable / limon (Lindquist et collab., 2005). Notons que ces études décrivent de façon spécifique les espèces de poissons observées à proximité des plates-formes. Toutefois, étant donné qu'il s'agit principalement d'espèces tropicales retrouvées dans le golfe du Mexique, le long de la côte californienne ou dans la mer Méditerranée, et qui ne sont pas retrouvées au Québec, celles-ci ne sont pas résumées dans le présent document.

L'attrait du substrat dur apporté par une plate-forme pétrolière du golfe du Mexique chez les blennies, des petits poissons benthiques, a été étudié par Topolski et Szedlmayer (2004), ces communautés n'étant habituellement pas retrouvées sur les substrats sableux. Leur étude a montré que l'abondance des blennies diminue à mesure que la profondeur augmente, une abondance de  $62,5 \pm 5,8$  poissons/m<sup>2</sup> ayant été mesurée à 10,5 m, comparativement à  $12,3 \pm 2,1$  poissons/m<sup>2</sup> à une profondeur de 18 mètres. Lorsque ces données sont comparées aux estimations d'abondance réalisées en Floride, en Louisiane et au Texas, l'abondance totale des blennies autour des plates-formes est quatre fois supérieure à une profondeur de 10,5 m et neuf fois supérieure à une profondeur de 18 m, comparativement à leur abondance en milieu naturel. Les espèces de blennies les plus abondantes sont *Scartella cristata*, suivies par *Hypleurochilus multifilis*, *Hypsoblennius invemar* et *Parablennius marmoreus*. La prépondérance de *S. cristata* semble liée à la présence d'invertébrés sessiles associés aux plates-formes pétrolières. En effet, l'abondance totale de blennies, tout comme celle de *S. cristata*, est positivement corrélée à celle de *Megabalanus antillensis* (tableau 36). D'ailleurs, les blennies observées sur le site étudié étaient majoritairement retrouvées à l'intérieur de coquilles mortes de *M. antillensis*. Les auteurs concluent que les invertébrés sessiles, en particulier *M. antillensis*, fournissent un refuge contre la prédation aux communautés de blennies, leur permettant de coloniser un habitat qui n'est habituellement pas le leur.

**Tableau 36** – Corrélation observée entre l'abondance de communautés de blennies et les invertébrés sessiles associés à une plate-forme pétrolière du golfe du Mexique (Topolski et Szedlmayer, 2004).

Invertébrés sessiles	Espèce de blennies				
	<i>S. cristata</i>	<i>H. multifilis</i>	<i>H. invemar</i>	<i>P. marmoreus</i>	Total
<i>Balanus amphirite</i>	-	0,18	0,12	0,12	-
<i>Megabalanus antillensis</i>	0,74	0,08	-	0,29	0,61
<i>Isognomon</i> sp.	-	-	0,23	-	-
<i>Ostreola equestris</i>	-	-	0,30	-	-
<i>Lithophaga</i> sp.	-	0,54	-	-	-
<i>Parahyotissa mcgintyi</i>	-	0,29	-	-	-
<i>Barbatia tenera</i>	-	0,05	-	-	-
<i>Chione grus</i>	-	0,11	-	-	-
<i>Lioberus castaneus</i>	-	0,02	-	0,41	-
Anthozoaire	-	-	0,58	-	0,55

Le rôle bénéfique des plates-formes du sud de la Californie sur les populations de sébastes bocaces (*Sebastes paucispinis*) et de *Sebastes levis*, des poissons de fond, a été démontré dans plusieurs études. Ces deux espèces étaient environ deux fois plus nombreuses au pourtour des plates-formes, comparativement au milieu naturel de ce secteur (Love et collab., 2005). En 2005, la production larvaire moyenne (nombre d'œufs/m<sup>2</sup>) près des plates-formes a été estimée à 2 883 pour le sébaste bocace et à 743 pour *S. levis*, tandis qu'en milieu naturel, ces taux sont respectivement de 254 et de 132 (Love et collab., 2005). Le taux de croissance de ces deux espèces était également significativement supérieur au pourtour des plates-formes (Love et collab., 2007). Des conclusions similaires ont été rapportées pour la morue-lingue (*Ophiodon elongatus*) (Love et collab., 1999, cités dans Love et York, 2005). Par ailleurs, Claisse et ses collaborateurs (2014), qui ont répertorié la production annuelle de poissons dans différents habitats, rapportent que les plates-formes pétrolières au large de la Californie sont parmi les habitats les plus productifs à l'échelle mondiale (tableau 37).

**Tableau 37** – Production annuelle de poissons, selon différents habitats, telle que rapportée par Claisse et collab. (2014).

Écosystème	Production de poissons (g m <sup>-2</sup> année <sup>-1</sup> )
Plates-formes pétrolières, sud de la Californie	104,7 – 886,8
Fond sableux / boueux naturel de la Californie	5,9
Fond dur naturel de la Californie	4,4 – 22,4
Récif artificiel, Californie	66,5
Récif corallien, Moorea	74,2
Côte pacifique du Mexique	24,6 – 66,7
Côte du Texas	12,1 – 57,6
Côte du Mexique	20 – 34,5
Côte de Cuba	22,0 – 27,6
Côte du Portugal	0,9 – 2,5
Estuaire de la Louisiane	35,0 – 72,8
Estuaire d'Écosse	4,3
Estuaire de l'Afrique du Sud	55,9
Estuaire de la Californie	37,6
Estuaire de l'Italie	9,0 – 17,0
Herbier de zostères, Caroline du Nord	18,4
Herbier en Australie du Sud	2,7 – 15,8

La zone d'influence des plates-formes par rapport à l'abondance des poissons a été étudiée par plusieurs chercheurs. Gerlotto et ses collaborateurs (1989, cités dans Stanley et Wilson, 2000) rapportent que la densité de poissons était de 5 à 50 fois supérieure dans la zone immédiatement adjacente à une plate-forme, comparativement à la zone située à une distance de 50 m. Stanley et Wilson (2003 et 2000) mentionnent que la zone d'influence d'une plate-forme localisée dans le golfe du Mexique, à une profondeur d'eau de 25 m, était de 16 m. Ainsi, la densité à cette distance était de 3 à 25 fois plus élevée qu'aux distances supérieures. Ces mêmes auteurs précisent que les densités redevenaient comparables à celles d'un site témoin à une distance de 30 à 50 m de la plate-forme. Caruso et ses

collaborateurs (2010) n'ont pas observé de différence significative sur les densités de poissons mesurées à l'un des deux terminaux de gaz liquéfié dans la baie du Massachusetts. Cependant, les caractérisations n'ont probablement pas été effectuées suffisamment près de la structure. En effet, pour des raisons de sécurité, près de 70 % des données ont été prises à plus de 300 m de la structure, alors que moins de 1 % des données ont été prises dans un rayon de 55 m. Le type de structure pourrait également être en cause. En effet, les parties submersibles d'un terminal de gaz liquéfié sont plus petites que celles des plates-formes pétrolières, ce qui offre une surface de refuge, une surface d'habitats potentiels et une quantité de nourriture moindres.

L'assemblage de poissons près d'une plate-forme localisée dans la mer Adriatique, dans la région méditerranéenne, a montré une plus grande diversité d'espèces (16), comparativement au site témoin (7). Cette différence était principalement associée à la présence de poissons benthiques et nekto-benthiques, qui sont moins courants dans le sable local naturel (Fabi et collab., 2002). La famille de poissons la plus abondante au pourtour des plates-formes était celle des scorpenidés, qui sont connus pour être des prédateurs hautement sélectifs. Ils se nourrissent principalement de décapodes, tout comme les poissons de la famille des triglidés, également retrouvés près des plates-formes méditerranéennes, mais en nombre inférieur. Castriota et ses collaborateurs (2012) ont étudié les relations trophiques entre deux scorpenidés (rascasse brune [*Scorpaena porcus*] et petite rascasse rouge [*Scorpaena notata*]) et un triglidé (grondin perlou [*Chelidonichthys lucerna*]) prélevés près de plates-formes de gaz naturel au centre de la mer Adriatique. De façon générale, les scorpenidés vivant en association étroite avec les plates-formes s'alimentaient de proies benthiques retrouvées dans les fonds naturels, entrant en compétition pour les mêmes ressources avec les prédateurs des fonds meubles, tels que les triglidés. Le contenu stomacal des trois prédateurs a démontré que leur principale proie était le crabe *Goneplax rhomboides*, probablement en raison de sa grande disponibilité dans la région. Bien que ces espèces entrent en compétition pour la nourriture, des éléments distinctifs de leur régime alimentaire laissent supposer un certain degré de partitionnement. L'échantillonnage a été répété à des sites de contrôle où seul *C. lucerna* a été répertorié. L'analyse des contenus stomacaux de *C. lucerna* a démontré que son comportement alimentaire n'était pas affecté par la présence de plates-formes. Des conclusions similaires ont été obtenues par Kennicutt et ses collaborateurs (1995, cités dans Montagna et Harper, 1996).

Lowe et ses collaborateurs (2009) ont quantifié, sur une période de 655 jours, le degré de fidélité de 15 espèces de poissons associées à trois plates-formes extracôtières de Santa Barbara. Le degré de fidélité au site variait considérablement entre les individus, les espèces et les plates-formes étudiées. Quatre espèces (morue-lingue [*Ophiodon elongatus*], veuve [*Sebastes entomelas*], *Sebastes serriceps* et *Sebastes rubrivinctus*) présentaient un haut taux de fidélité : ces espèces passaient plus de 61 % de leur temps à l'une des plates-formes. Sept espèces présentaient un faible degré de fidélité : sébastes bocaces (*Sebastes paucispinis*), sébaste bleu (*Sebastes mystinus*), sébaste cuivré (*Sebastes caurinus*), *Sebastes chlorostictus*, *Sebastes constellatus*, *Sebastes miniatus* et *Sebastes macdonaldi*. Les travaux de Lowe et ses collaborateurs (2009) ont également démontré que les poissons peuvent évoluer entre les plates-formes et les eaux naturelles, bien qu'une densité plus élevée au niveau des plates-formes laisse présager un environnement plus attractif. Brown

et ses collaborateurs (2010) obtiennent des conclusions semblables pour la carangue coubali (*Caranx crysos*), un poisson pélagique couramment observé près des plates-formes pétrolières du golfe du Mexique. Sur les 23 poissons suivis pendant 23 jours, 11 ont fréquenté le pourtour d'une même plate-forme pendant au moins sept jours consécutifs, tandis que 9 l'ont fréquenté pendant au moins trois jours. Seuls trois poissons n'ont montré aucune fidélité pour l'environnement offert par les plates-formes. Le déplacement des poissons serait attribuable à la recherche de nourriture, d'un abri temporaire ou d'un endroit pour se reproduire. En effet, bien que les plates-formes puissent offrir de meilleures possibilités d'alimentation en raison de la forte densité des proies, certaines ne peuvent fournir un habitat adéquat pour le frai à cause de leur profondeur (Love et collab., 2003, cités dans Lowe et collab., 2009). Le degré de fidélité serait plus élevé chez les adultes que chez les juvéniles et les jeunes poissons de l'année, en raison de la compétition interspécifique et intraspécifique pour l'espace et la nourriture ou d'un risque accru de prédation (Lowe et collab., 2009).

Plusieurs études ont démontré que les plates-formes agissent en tant que pouponnière pour la faune ichthyenne (Love et collab., 1994, 2005 et 2012; Hernandez et collab., 2003; Neira, 2005). Love et ses collaborateurs (2012) ont caractérisé, entre 2008 et 2010, les poissons vivant au pourtour de sept plates-formes situées le long de la côte californienne, comparativement à ceux de six récifs naturels localisés à proximité. L'assemblage de jeunes poissons de l'année autour des parties les plus profondes des plates-formes était similaire à celui des récifs, mais le nombre de poissons au pourtour des plates-formes était supérieur à celui des récifs pour tous les stades de développement. Une forte abondance de jeunes poissons de l'année a été mesurée dans les parties pélagiques de certaines plates-formes, tandis que les juvéniles et les adultes ont été mesurés en plus grande abondance à la base des plates-formes. Les chercheurs supposent que les jeunes poissons de l'année sont recrutés dans les parties supérieures des plates-formes, avant de migrer à la base de celles-ci au fur et à mesure de leur développement. La présence de plates-formes semble donc favoriser le maintien des populations de poissons en fournissant un habitat favorable au recrutement et au développement de larves pélagiques.

Les plates-formes offrent également des refuges, en protégeant les poissons des prédateurs, en plus d'augmenter la présence de proies potentielles (Gallaway et Lewbel, 1982; Love et collab., 1999; Neira, 2005; Consoli et collab., 2013). C'est par exemple le cas des requins-baleines (*Rhincodon typus*), dont plusieurs agrégations ont été observées près d'une plate-forme pétrolière au Qatar, en lien avec la concentration massive d'œufs de thonines *Euthynnus affinis* dont ils s'alimentent (Robinson et collab., 2013). Il a de plus été démontré que les plates-formes favorisent l'agrégation des poissons qui, autrement, seraient dispersés dans l'ensemble de l'océan. Elles servent ainsi de support visuel, tactile ou auditif dans un environnement qui, autrement, serait un simple espace aquatique non structuré (Neira, 2005). Les avantages écologiques sont tels que la création de récifs artificiels à l'aide de structures pétrolières, à la suite de leur démantèlement, est aujourd'hui une pratique de plus en plus répandue mondialement (Macreadie et collab., 2011).

Ces effets bénéfiques pourraient être tempérés par l'emplacement de la plate-forme. En effet, Stanley et Wilson (2004) ont démontré que la présence de communautés ichthyennes diminuait en zone anoxique. Ces auteurs ont recensé de 6 à 9 espèces en période anoxique,

alors que le nombre variait entre 10 et 13 espèces en conditions normales. Ainsi, ces derniers recommandent, lorsque cela est possible, que les plates-formes, tout comme les récifs artificiels, soient déployées dans les zones où l'anoxie est moins fréquente, afin d'optimiser la présence de communautés de poissons. Le profil vertical de la plate-forme devrait également être maximisé pour augmenter l'habitat disponible au-dessus des zones touchées par l'anoxie.

Malgré les nombreux avantages démontrés précédemment, la présence de plates-formes peut néanmoins agir comme un tremplin pour les espèces envahissantes, en particulier celles associées à des substrats durs (Feary et collab., 2011). Page et ses collaborateurs (2006) rapportent la présence de trois espèces d'invertébrés exotiques sur des plates-formes pétrolières et gazières extracôtières de la Californie. Le bryzoaire *Watersipora subtorquata* et l'anémone *Diadumene* sp. ont été détectées à deux des sept plates-formes sondées, tandis que l'amphipode *Caprella mutica* a été détecté aux deux plates-formes où la recherche d'espèces plus petites a été effectuée. Les deux premières espèces (*Watersipora subtorquata* et *Diadumene* sp.) n'ont pas été observées sur les récifs rocheux naturels, alors que *Caprella mutica* a été observé en très faible abondance. Deux autres espèces envahissantes ont été rapportées au niveau des plates-formes pétrolières extracôtières, soit le corail de flocon de neige (*Carijoa riisei*), au Gabon (Friedlander et collab., 2014), et le gammare *Erichthonius brasiliensis*, en Californie du Sud (Page et collab., 2007). La présence d'espèces exotiques sur les plates-formes pétrolières peut réduire le nombre et l'abondance d'espèces indigènes, en plus de modifier l'écosystème naturel. Les invertébrés envahissants peuvent toutefois servir de nourriture pour les prédateurs aquatiques. Ainsi, Page et ses collaborateurs (2007) ont démontré que le sourcil à tête pointue (*Oxylebius pictus*), une espèce de poissons retrouvée sur chaque plate-forme pétrolière et récif naturel du sud de la Californie, se nourrit presque exclusivement (de 89 à 98 %) d'amphipodes envahissants. Précisons qu'au niveau des plates-formes, de 80 à 90 % des amphipodes répertoriés correspondent à *C. mutica*.

## 6. CONCLUSIONS

Le présent rapport avait pour objectif de dresser l'état des connaissances sur les impacts potentiels sur les organismes fréquentant l'environnement immédiat des plates-formes extracôtières de pétrole et de gaz. Ces impacts incluent ceux reliés aux eaux de production et aux boues de forage, ainsi que les impacts associés à la mise en place de la structure.

Il s'agissait tout d'abord de déterminer si les organismes vivant au pourtour des installations étaient réellement exposés aux contaminants émis par les activités régulières des plates-formes pétrolières ou gazières. Pour ce faire, les études portant sur les biomarqueurs d'exposition aux eaux de production traitées ont été recherchées, ainsi que les études portant sur la bioaccumulation des contaminants chez les organismes présents dans l'environnement immédiat ou éloigné des plates-formes. Les réponses des biomarqueurs chez le poisson ont été largement étudiées près des plates-formes localisées en mer du Nord. De nombreuses études ont mis en évidence une absence d'expression des biomarqueurs (activité de la glutathion S-transférase, de l'acétylcholinestérase, de l'acyl-Coenzyme A oxydase et de la vitellogénine plasmatique, présence d'adduits de l'ADN et de métabolites biliaires ou perte de l'intégrité de la membrane) à des distances supérieures à 500 m des plates-formes, ce qui indiquerait une absence d'exposition à des contaminants dans ces zones. En revanche, des études ont démontré l'induction significative de deux biomarqueurs, soit l'activité de l'EROD (éthoxyrésorufine-O-dééthylase) et de Cyp1A (cytochrome P450 1A), pour des poissons vivant à moins de 200 mètres en aval du point de rejet des eaux de production. De la bioaccumulation en métaux, en HAP et en alkylphénols a également été rapportée chez des organismes sentinelles exposés à des eaux de production ou à des boues de forage. Les concentrations accumulées diminuent en s'éloignant du point de rejet, les moules situées de 1 à 2 km des installations ayant des teneurs équivalentes à celles provenant du milieu naturel.

Plusieurs études portant sur les effets toxiques ou sous-létaux d'eaux ou de sédiments prélevés à proximité des plates-formes ont été analysées. Ainsi, des effets toxiques et sublétaux ont été rapportés chez des poissons et des invertébrés pélagiques, notamment lorsqu'ils sont exposés à des concentrations inférieures à 1 %, ce qui correspond à une distance moyenne de moins de 50 m des plates-formes. En plus de diminuer le succès reproducteur et d'engendrer une mortalité chez les organismes aquatiques les plus sensibles, des effets de perturbation endocrinienne ont été mesurés chez des poissons. En ce qui concerne le benthos, différentes études ont démontré que les amphipodes et les copépodes harpacticoïdes, des espèces d'invertébrés marins, sont plus sensibles aux contaminants retrouvés au pourtour des plates-formes que les polychètes, les oligochètes et les nématodes. Ces réponses semblent être liées à leurs caractéristiques écologiques et physiologiques intrinsèques : p. ex., les crustacés (particulièrement les amphipodes et les harpacticoïdes) sont sensibles aux contaminants tandis que les polychètes, les oligochètes et les nématodes (particulièrement les dépositivores non sélectifs) tirent parti de l'enrichissement en matières organiques autour des plates-formes. Les effets sur la faune benthique sont mesurables sur plusieurs kilomètres en s'éloignant des plates-formes, surtout lorsque les boues utilisées sont à base d'huile. Néanmoins, les impacts observés sont habituellement limités à un rayon d'environ 500 m de la structure, surtout lorsque les

boues sont à base d'eau. Enfin, les effets dans le milieu ont été observés dans l'environnement immédiat des plates-formes, à la suite d'une exposition s'étalonnant sur plusieurs semaines, voire des mois. Ainsi, d'après les résultats des études consultées, il apparaît que les effets sur les organismes des rejets des plates-formes, régies par des réglementations strictes en matière d'émission de contaminants dans le milieu, sont localisés et, en général, confinés à l'intérieur d'un rayon maximal de 1 à 2 km de la plate-forme. Les impacts sur les populations benthiques sont généralement observés sur une distance supérieure à ceux observés sur les populations pélagiques.

Finalement, cette revue de littérature a mis en évidence l'existence de nombreuses études sur l'attrait de la structure des plates-formes pour de nombreuses espèces en tant qu'habitat et garde-manger, ce qui conduit à la présence d'une grande biodiversité dans l'environnement immédiat des plates-formes. Ainsi, la présence d'une plate-forme pétrolière peut créer un récif artificiel susceptible d'attirer certaines espèces de poissons, de crustacés et de mollusques, en plus de créer des zones de concentration d'organismes. En effet, les plates-formes sont des zones exemptes de chalutage, qui fournissent un refuge pour les coraux et les autres organismes de l'épifaune qui s'y installent après la mise en place de la structure. Cette colonisation surviendrait dans des délais relativement courts suivant la mise en place de la plate-forme. L'établissement complet de l'écosystème peut s'échelonner sur une période de deux ans, dépendamment des espèces impliquées. Notons que l'ajout d'un substrat dur entraîne également la colonisation de la structure de la plate-forme par des espèces qui, autrement, seraient absentes des zones de sable ou des vasières naturelles. Ces effets bénéfiques pourraient cependant être tempérés par l'apport dans le milieu d'espèces exotiques envahissantes, également attirés par les substrats durs.

## 7. BIBLIOGRAPHIE

- ALBERTS, B., D. BRAY, J. LEWIS, M. RAFF, K. ROBERTS ET D. J. WATSON. 1986. *Biologie moléculaire de la cellule* (trad.), Paris, Flammarion, 1146 p.
- AMIARD, J.-C., ET C. AMIARD-TRIQUET. 2008. *Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques*. Éditions Tec & Doc, Lavoisier, Paris, p. 17-54.
- ANDRADE, H., ET P. E. RENAUD. 2011. « Polychaete/amphipod ratio as an indicator of environmental impact related to offshore oil and gas production along the Norwegian continental shelf ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 62, n° 12, p. 2836-2844.
- ANDERSEN, H. R., ET COLLAB. 1999. « Comparison of shortterm estrogenicity tests for identification of hormone-disrupting chemicals ». *Environmental Health Perspectives*, vol. 107 (suppl. 1), p. 89-108.
- ANDERSON, M. R., R. B. RIVKIN ET P. WARREN. 2000. « The influence of produced water on natural populations of marine bacteria ». IN *Proceedings of the 27th Annual Toxicity Workshop: October 1-4, 2000, St. John's, Newfoundland*, Penney, K. C., K.A. Coady, M.H. Murdoch, W.R. Parker et A.J. Niimi (éd.), Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Science 2331, p. 91-98.
- ARANA, H. A. H., R. M. WARWICK, M. J. ATTRILL, A. A. ROWDEN ET G. GOLD-BOUCHOT. 2005. « Assessing the impact of oil-related activities on benthic macroinfauna assemblages of the Campeche shelf, southern Gulf of Mexico ». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 289, p. 89-107.
- AZETSU-SCOTT, K., P. YEATS, G. WOHLGESCHAFFEN, J. DALZIEL, S. NIVEN ET K. LEE. 2007. « Precipitation of heavy metals in produced water: Influence on contaminant transport and toxicity ». *Marine Environmental Research*, vol. 63, n° 2, p. 146-167.
- BAKKE, T., J. KLUNGSOYR ET S. SANNI. 2013. « Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry ». *Marine Environmental Research*, vol. 92, p. 154-169.
- BALK, L., ET COLLAB. 2011. « Biomarkers in natural fish populations indicate adverse biological effects of offshore oil production ». *PLoS ONE*, vol. 6, n° 5.
- BERGMARK, P., ET D. JORGENSEN. 2014. « *Lophelia pertusa* conservation in the North Sea using obsolete offshore structures as artificial reefs ». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 516, p. 275-280.
- BEYER, J., ET COLLAB. 2012. « Environmental risk assessment of alkylphenols from offshore produced water on fish reproduction ». *Marine Environmental Research*, vol. 75, p. 2-9.
- BOITSOV, S., S. A. MJOS ET S. MEIER. 2007. « Identification of estrogen-like alkylphenols in produced water from offshore oil installations ». *Marine Environmental Research*, vol. 64, p. 651-665.

- BONTON, A., ET COLLAB. 2014. *Technologies et meilleures pratiques environnementales dans le secteur de l'exploration et de l'exploitation des hydrocarbures en milieu extracôtier. Contexte du golfe du Saint-Laurent*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 301 p.
- BRAM, J. B., H. M. PAGE ET J. E. DUGAN. 2005. « Spatial and temporal variability in early successional patterns of an invertebrate assemblage at an offshore oil platform ». *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 317, n° 2, p. 223-237.
- BROOKS, S., C. HARMAN, B. ZALDIBAR, U. IZAGIRRE, T. GLETTE ET I. MARIGOMEZ. 2011a. « Integrated biomarker assessment of the effects exerted by treated produced water from an onshore natural gas processing plant in the North Sea on the mussel *Mytilus edulis* ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 62, n° 2, p. 327-339.
- BROOKS, S. J., ET COLLAB. 2011b. « Water column monitoring of the biological effects of produced water from the Ekofisk offshore oil installation from 2006 to 2009 ». *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, vol. 74, n° 7-9, p. 582-604.
- BROWN, H., M. C. BENFIELD, S. F. KEENAN ET S. P. POWERS. 2010. « Movement patterns and home ranges of a pelagic carangid fish, *Caranx crysos*, around a petroleum platform complex ». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 403, p. 205-218.
- BURNS, K. A., S. CODI, M. FURNAS, D. HEGGIE, D. HOLDWAY, B. KING ET F. MCALLISTER. 1999. « Dispersion and fate of produced formation water constituents in an Australian Northwest Shelf shallow water ecosystem ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 38, n° 7, p. 593-603.
- BUSTAMANTE, M., S. BEVILACQUA, J. TAJADURA, A. TERLIZZI ET J. I. SAIZ-SALINAS. 2012. « Detecting human mitigation intervention: Effects of sewage treatment upgrade on rocky macrofaunal assemblages ». *Marine Environmental Research*, vol. 80, p. 27-37.
- CAJARAVILLE, M. P., M. J. BEBIANNO, J. BLASCO, C. PORTE, C. SARASQUETE ET A. VIARENCO. 2000. « The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach ». *Science of the Total Environment*, vol. 247, n° 2-3, p. 295-311.
- CANCIO, I., ET M. P. CAJARAVILLE. 2000. « Cell biology of peroxisomes and their characteristics in aquatic organisms ». *International Review of Cytology*, vol. 199, p. 201-293.
- CARLSSON, G., L. NORRGREN, K. HYLLAND ET K. E. TOLLEFSEN. 2014. « Toxicity screening of produced water extracts in a zebrafish embryo assay ». *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, vol. 77, n° 9-11, p. 600-615.
- CARR, R. S., ET COLLAB. 1996. « Sediment porewater toxicity assessment studies in the vicinity of offshore oil and gas production platforms in the Gulf of Mexico ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, vol. 53, n° 11, p. 2618-2628.
- CARUSO, C., J. IDJADI, K. LAGUEUX ET J. MANDELMAN. 2010. « Impacts of offshore liquid natural gas (LNG) terminals on local fish populations in Mass Bay ». *Oceans 2010*, Ieee, New York.

- CASTRIOTA, L., ET COLLAB. 2012. « Trophic relationships among scorpaeniform fishes associated with gas platforms ». *Helgoland Marine Research*, vol. 66, n° 3, p. 401-411.
- CLAISSE, J. T., ET COLLAB. 2014. « Oil platforms off California are among the most productive marine fish habitats globally ». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 111, n° 43, p. 15462-15467.
- CONSOLI, P., T. ROMEO, M. FERRARO, G. SARA ET F. ANDALORO. 2013. « Factors affecting fish assemblages associated with gas platforms in the Mediterranean Sea ». *Journal of Sea Research*, vol. 77, p. 45-52.
- DAVIES, J. M., J. S. BELL ET C. HOUGHTON. 1984. « A comparison of the levels of hepatic aryl-hydrocarbon hydroxylase in fish caught close to and distant from north-sea oil-fields ». *Marine Environmental Research*, vol. 14, n° 1-4, p. 23-45.
- DIN, Z. B., ET A. B. ABU. 1993. « Toxicity of produced water from crude-oil terminals to photobacterium-phosphoreum, *Chaetoceros* sp, and donax-faba ». *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 50, n° 3, p. 413-416.
- DEVOLD, H. 2010. *Oil and gas production handbook – An introduction to oil and gas production*. ABB Oil and Gas, ISBN 978-82-997886-2-5, 116 p.
- DUNGER, C., D. CHAPMAN ET R. S. CARR. 1996. « Discharge of oilfield-produced water in Nueces Bay, Texas: A case study ». *Environmental Management*, vol. 20, n° 1, p. 143-150.
- DURELL, G., S. JOHNSEN, T. RØE UTVIK, T. FROST ET J. NEFF. 2006. « Oil well produced water discharges to the North Sea. Part I: Comparison of deployed mussels (*Mytilus edulis*), semi-permeable membrane devices, and the DREAM Model predictions to estimate the dispersion of polycyclic aromatic hydrocarbons ». *Marine Environmental Research*, vol. 62, n° 3, p. 194-223.
- ELLIS, M. S., E. A. WILSON-ORMONDET E. N. POWELL. 1996. « Effects of gas producing platforms on continental shelf macroepifauna in the northwestern Gulf of Mexico: Abundance and size structure ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, vol. 53, n° 11, p. 2589-2605.
- FABI, G., F. GRATI, M. PULETTI ET G. SCARCELLA. 2004. « Effects on fish community induced by installation of two gas platforms in the Adriatic Sea ». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 273, p. 187-197.
- FABI, G., F. GRATI, A. LUCCHETTI ET L. TROVARELLI. 2002. « Evolution of the fish assemblage around a gas platform in the northern Adriatic Sea ». *ICES Journal of Marine Science*, vol. 59, p. S309-S315.
- FAHIMI, H. D., ET M. P. CAJARAVILLE. 1995. « Induction of peroxisome proliferation by some environmental pollutants and chemicals in animal tissues ». IN *Cell Biology in Environmental Toxicology*, University of Basque Country Press Service, p. 221-255.
- FAKHRU'L RAZI, A., P. ALIREZA, C. A. LUQMAN, R. A. B. DAYANG, M. SAYED ET Z. A. ZURINA. 2009. « Review of technologies for oil and gas produced water treatment ». *Journal of Hazardous Materials*, vol. 170, n° 2-3, p. 530-551.

- FARMEN, E., C. HARMAN, K. HYLLANDE ET K. E. TOLLEFSEN. 2010. « Produced water extracts from North Sea oil production platforms result in cellular oxidative stress in a rainbow trout in vitro bioassay ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 60, n° 7, p. 1092-1098.
- FEARY, D. A., J. A. BURT ET A. BARTHOLOMEW. 2011. « Artificial marine habitats in the Arabian Gulf: Review of current use, benefits and management implications ». *Ocean & Coastal Management*, vol. 54, n° 10, p. 742-749.
- FENECH, M. 1997. « The advantages and disadvantages of the cytokinesis-block micronucleus method ». *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, vol. 392, n° 1-2, p. 11-18.
- FRASER, G. S., J. RUSSELL ET W. M. VON ZHAREN. 2006. « Produced water from offshore oil and gas installations on the grand banks, Newfoundland and Labrador: are the potential effects to seabirds sufficiently known? ». *Marine Ornithology*, vol. 34, p. 147-156.
- FRIEDLANDER, A. M., E. BALLESTEROS, M. FAY ET E. SALA. 2014. « Marine communities on oil platforms in Gabon, West Africa: High biodiversity oases in a low biodiversity environment ». *PLoS ONE*, vol. 9, n° 8.
- FULTON, M. H., ET P. B. KEY. 2001. « Acetylcholinesterase inhibition in estuarine fish and invertebrates as an indicator of organophosphorus insecticide exposure and effects ». *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 20, n° 1, p. 37-45.
- GALLAWAY, B. J., ET G. S. LEWBEL. 1982. *The ecology of petroleum platforms in the northwestern Gulf of Mexico: a community profile*. U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Washington, D.C., FWS/OBS-82/27, Bureau of Land Management, Gulf of Mexico OCS Regional Office, Open-file Report 82-03, xiv + 92 p.
- GASS, S. E., ET J. M. ROBERTS. 2006. « The occurrence of the cold-water coral *Lophelia pertusa* (Scleractinia) on oil and gas platforms in the North Sea: Colony growth, recruitment and environmental controls on distribution ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 52, n° 5, p. 549-559.
- GERAUDIE, P., J. NAHRGANG, J. FORGET-LERAY, C. MINIER ET L. CAMUS. 2014. « In Vivo effects of environmental concentrations of produced water on the reproductive function of polar cod (*Boreogadus saida*) ». *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, vol. 77, n° 9-11, p. 557-573.
- GIRLING, A. E. 1989. « Acute and chronic toxicity of produced water from a north-sea oil production platform to the calanoid copepod *Acartia tonsa* ». *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 43, n° 2, p. 280-286.
- GOMIERO, A., ET COLLAB. 2013. « Development of an integrated chemical, biological and ecological approach for impact assessment of Mediterranean offshore gas platforms ». *Chemistry and Ecology*, vol. 29, n° 7, p. 620-634.
- GOMIERO, A., A. M. DE BIASI, L. DA ROS, C. NASCI, A. SPAGNOLO, G. SCARCELLA ET G. FABI. 2011. « A multidisciplinary approach to evaluate the environmental impact of offshore gas platforms in the western Adriatic Sea ». *Chemistry and Ecology*, vol. 27, suppl. 2, p. 1-13.

- GORBI, S., B. MAURA, V. L. CLAUDIA, P. BARBARA, M. GINEVRA ET R. FRANCESCO. 2009. « Biological effects of diethylene glycol (DEG) and produced waters (PWs) released from offshore activities: A multi-biomarker approach with the sea bass *Dicentrarchus labrax* ». *Environmental Pollution*, vol. 157, n° 11, p. 3166-3173.
- GORBI, S., ET COLLAB. 2008. « An ecotoxicological protocol with caged mussels, *Mytilus galloprovincialis*, for monitoring the impact of an offshore platform in the Adriatic sea ». *Marine Environmental Research*, vol. 65, n° 1, p. 34-49.
- GRANT, A., ET A. D. BRIGGS. 2002. « Toxicity of sediments from around a North Sea oil platform: are metals or hydrocarbons responsible for ecological impacts? » *Marine Environmental Research*, vol. 53, n° 1, p. 95-116.
- GREGG, C. S., D. W. FOLTZ ET J. W. FLEEGER. 2010. « Genetic diversity in a deep-sea harpacticoid copepod found near two oil-drilling sites in the Gulf of Mexico ». *Journal of Crustacean Biology*, vol. 30, n° 4, p. 651-657.
- HALKIER, B. A. 1996. « Catalytic reactivities and structure/function relationships of cytochrome P450 enzymes ». *Phytochemistry*, vol. 43, n° 1, p. 1-21.
- HAMOUTENE, D., ET COLLAB. 2011. « Effect of produced water on innate immunity, feeding and antioxidant metabolism in Atlantic cod (*Gadus morhua*) ». IN *Produced Water Discharge from Offshore Oil and Gas Facilities: Environmental Risks and Advances in Mitigation Technologies*, Lee, K., et J. Neff (éd.), Springer Publishing Company, New York, p. 311-328.
- HERNANDEZ, F. J., R. F. SHAW, J. S. COPE, J. G. DITTY, T. FAROOQI ET M. C. BENFIELD. 2003. « The across-shelf larval, postlarval, and juvenile fish assemblages collected at offshore oil and gas platforms west of the Mississippi river delta ». IN *Fisheries, Reefs, and Offshore Development*, D. R. Stanley et A. Scarborough-Bull (éd.), *American Fisheries Society Symposium*, vol. 36, p. 39-72.
- HOLTH, T. F., ET K. E. TOLLEFSEN. 2012. « Acetylcholine esterase inhibitors in effluents from oil production platforms in the North Sea ». *Aquatic Toxicology*, vol. 112-113, p. 92-98.
- HOLTH, T. F., J. BECKIUS, I. ZORITA, M. P. CAJARAVILLE ET K. HYLLAND. 2011. « Assessment of lysosomal membrane stability and peroxisome proliferation in the head kidney of Atlantic cod (*Gadus morhua*) following long-term exposure to produced water components ». *Marine Environmental Research*, vol. 72, n° 3, p. 127-134.
- JACOBS, R.P.W.M., R.O.H. GRANT, J. KWANT, J.M. MARQUEINE ET E. MENTZER. 1992. « The composition of produced water from shell operated oil and gas production in the North Sea ». IN *Produced Water*, J.P. Ray et F.R. Englehart (éd.), Plenum Press, New York, p. 13-21.
- KING, S. C., J. E. JOHNSON, M. L. HAASCH, D. A. J. RYAN, J. T. AHOKAS ET K. A. BURNS. 2005. « Summary results from a pilot study conducted around an oil production platform on the Northwest Shelf of Australia ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 50, n° 11, p. 1163-1172.
- KINGSTON, P. F. 1992. « Impact of offshore oil production installations on the benthos of the north-sea ». *ICES Journal of Marine Science*, vol. 49, n° 1, p. 45-53.

- KNAG, A. C., ET A. TAUGBOL. 2013. « Acute exposure to offshore produced water has an effect on stress- and secondary stress responses in three-spined stickleback *Gasterosteus aculeatus* ». *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C: Toxicology & Pharmacology*, vol. 158, n° 3, p. 173-180.
- KNUDSEN, F. R., ET COLLAB. 1997. « Increase of plasma vitellogenin concentration in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to effluents from oil refinery treatment works and municipal sewage ». *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 59, n° 5, p. 802-806.
- LAGADIC, L., T. CAQUET, J.-C. AMIARD ET F. RAMADE. 1997. *Biomarqueurs en écotoxicologie : Aspects fondamentaux*. Collection Écologie, Paris, Masson, 419 p.
- LEE, K., ET COLLAB. 2011. *Consideration of the potential impacts on the marine environment associated with offshore petroleum exploration and development activities*. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/060: xii + 134 p.
- LEE, K., ET J. NEFF. 2011. *Produced water – Environmental risks and advances in mitigation technologies*. Springer, ISBN 978-1-4614-0045-5, 608 p.
- LIE, K. K., S. MEIER ET P. A. OLSVIK. 2009. « Effects of environmental relevant doses of pollutants from offshore oil production on Atlantic cod (*Gadus morhua*) ». *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C: Toxicology & Pharmacology*, vol. 150, n° 2, p. 141-149.
- LINDQUIST, D. C., R. F. SHAW ET F. J. HERNANDEZ. 2005. « Distribution patterns of larval and juvenile fishes at offshore petroleum platforms in the north-central Gulf of Mexico ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 62, n° 4, p. 655-665.
- LOURENCO, R. A., M. A. G. ARAUJO, R. O. MEIRELES, L. F. MACENA, E. F. D. LIMA ET M. E. R. CARNEIRO. 2013. « Aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons and trace elements as indicators of contamination status near oil and gas platforms in the Sergipe-Alagoas Basin (Southwest Atlantic Ocean) ». *Continental Shelf Research*, vol. 71, p. 37-44.
- LOVE, M. S., M. K. SAIKI, T. W. MAY ET J. L. YEE. 2013. « Whole-body concentrations of elements in three fish species from offshore oil platforms and natural areas in the Southern California Bight, USA ». *Bulletin of Marine Science*, vol. 89, n° 3, p. 717-734.
- LOVE, M. S., M. NISHIMOTO, S. CLARK ET D. M. SCHROEDER. 2012. « Recruitment of young-of-the-year fishes to natural and artificial offshore structure within Central and Southern California waters, 2008-2010 ». *Bulletin of Marine Science*, vol. 88, n° 4, p. 863-882.
- LOVE, M. S., D. M. SCHROEDER ET W. H. LENARZ. 2005. « Distribution of bocaccio (*Sebastes paucispinis*) and cowcod (*Sebastes levis*) around oil platforms and natural outcrops off California with implications for larval production ». *Bulletin of Marine Science*, vol. 77, n° 3, p. 397-408.
- LOVE, M. S., ET A. YORK. 2005. « A comparison of the fish assemblages associated with an oil/gas pipeline and adjacent seafloor in the Santa Barbara Channel, Southern California Bight ». *Bulletin of Marine Science*, vol. 77, n° 1, p. 101-117.

- LOVE, M. S., J. E. CASELLE ET L. SNOOK. 2000. « Fish assemblages around seven oil platforms in the Santa Barbara Channel area ». *Fishery Bulletin*, vol. 98, p. 96-117.
- LOVE, M. S., J. CASELLE ET L. SNOOK. 1999. « Fish assemblages on mussel mounds surrounding seven oil platforms in the Santa Barbara Channel and Santa Maria Basin ». *Bulletin of Marine Science*, vol. 65, n° 2, p. 497-513.
- LOVE, M., J. HYLAND, A. EBELING, T. HERRLINGER, A. BROOKS ET E. IMAMURA. 1994. « A pilot-study of the distribution and abundances of rockfishes in relation to natural environmental-factors and an offshore oil and gas-production platform off the coast of Southern California ». *Bulletin of Marine Science*, vol. 55, n° 2-3, p. 1062-1085.
- LOWE, C. G., K. M. ANTHONY, E. T. JARVIS, L. F. BELLQUIST ET M. S. LOVE. 2009. « Site Fidelity and movement patterns of groundfish associated with offshore petroleum platforms in the Santa Barbara Channel ». *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science*, vol. 1, p. 71-89.
- LYE, C. M. 2000. « Impact of oestrogenic substances from oil production at sea ». *Toxicology Letters*, vol. 112-113, p. 265-272.
- MACREADIE, P. I., A. M. FOWLER ET D. J. BOOTH. 2011. « Rigs-to-reefs: will the deep sea benefit from artificial habitat? ». *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 9, n° 8, p. 455-461.
- MANFRA, L., ET COLLAB. 2011. « Exposure of rotifers, crustaceans and sea urchins to produced formation waters and seawaters in the Mediterranean Sea ». *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, vol. 91, n° 1, p. 155-161.
- MANFRA, L., ET COLLAB. 2007. « Metal content and toxicity of produced formation water (PFW): Study of the possible effects of the discharge on marine environment ». *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 53, n° 2, p. 183-190.
- MANOUKIAN, S., A. SPAGNOLO, G. SCARCELLA, E. PUNZO, R. ANGELINI ET G. FABI. 2010. « Effects of two offshore gas platforms on soft-bottom benthic communities (northwestern Adriatic Sea, Italy) ». *Marine Environmental Research*, vol. 70, n° 5, p. 402-410.
- MARIANI, L., L. MANFRA, C. MAGGI, F. SAVORELLI, R. DI MENTO ET A. M. CICERO. 2004. « Produced formation waters: A preliminary study on chemical characterization and acute toxicity by using fish larvae (*Dicentrarchus labrax* L., 1758) ». *Fresenius Environmental Bulletin*, vol. 13, n° 12a, p. 1427-1432.
- MARIGÓMEZ, I., M. SOTO, M. P. CAJARAVILLE, E. ANGULO ET L. GIAMBERINI. 2002. « Cellular and subcellular distribution of metals in molluscs ». *Microscopy Research and Technique*, vol. 56, n° 5, p. 358-392.
- MARTIN, C. J. B., ET C. G. LOWE. 2010. « Assemblage structure of fish at offshore petroleum platforms on the San Pedro Shelf of Southern California ». *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science*, vol. 2, p. 180-194.
- MCDONALD, S. J., ET COLLAB. 1996. « Sublethal detoxification responses to contaminant exposure associated with offshore production platforms ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, vol. 53, n° 11, p. 2606-2617.

- MEIER, S., ET COLLAB. 2010. « Development of Atlantic cod (*Gadus morhua*) exposed to produced water during early life stages Effects on embryos, larvae, and juvenile fish ». *Marine Environmental Research*, vol. 70, n° 5, p. 383-394.
- MONTAGNA, P., S. C. JARVIS ET M. C. KENNICUTT. 2002. « Distinguishing between contaminant and reef effects on meiofauna near offshore hydrocarbon platforms in the Gulf of Mexico ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, vol. 59, n° 10, p. 1584-1592.
- MONTAGNA, P. A., ET D. E. HARPER. 1996. « Benthic infaunal long term response to offshore production platforms in the Gulf of Mexico ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, vol. 53, n° 11, p. 2567-2588.
- MOORE, M. N., D. LOWE ET A. KÖHLER. 2004. *Biological effects of contaminants: Measurement of lysosomal membrane stability*. ICES Techniques in Marine Environmental Sciences, 31 p.
- MOORE, M. N., A. VIARENGO, P. DONKIN ET A. J. S. HAWKINS. 2007. « Autophagic and lysosomal reactions to stress in the hepatopancreas of blue mussels ». *Aquatic Toxicology*, vol. 84, n° 1, p. 80-91.
- NEIRA, F. J. 2005. « Summer and winter plankton fish assemblages around offshore oil and gas platforms in south-eastern Australia ». *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 63, n° 4, p. 589-604.
- OLSGARD, F., ET J. S. GRAY. 1995. « A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf ». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 122, p. 277-306.
- OSPAR. 2012. *Lignes directrices OSPAR étayant la Recommandation 2012/5 sur une approche basée sur le risque pour la gestion des rejets d'eau de production provenant des installations offshore*. Commission OSPAR, accord OSPAR 2012-7, 26 p.
- PAGE, H. M., J. E. DUGAN, D. S. DUGAN, J. B. RICHARDS ET D. M. HUBBARD. 1999. « Effects of an offshore oil platform on the distribution and abundance of commercially important crab species ». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 185, p. 47-57.
- PAGE, H. M., J. E. DUGAN, D. M. SCHROEDER, M. M. NISHIMOTO, M. S. LOVE ET J. C. HOESTEREY. 2007. « Trophic links and condition of a temperate reef fish: comparisons among offshore oil platform and natural reef habitats ». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 344, p. 245-256.
- PAGE, H. M., J. E. DUGAN, C. S. CULVER ET J. C. HOESTEREY. 2006. « Exotic invertebrate species on offshore oil platforms ». *Marine Ecology Progress Series*, vol. 325, p. 101-107.
- PAYNE, J. F., L. L. FANCEY, A. D. RAHIMTULA ET E. L. PORTER. 1987. « Review and perspective on the use of mixed-function oxygenase enzymes in biological monitoring ». *Comparative Biochemistry and Physiology*, vol. 86, n° 2, p. 233-245.
- PENNEY, K. C., K. A. COADY, M. H. MURDOCH, W. R. PARKER ET A. J. NIIMI (éd.). 2000. *Proceedings of the 27th Annual Aquatic Toxicity Workshop: October 1-4, 2000, St. John's, Newfoundland*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2331, 139 p.

- PEREZ-CASANOVA, J. C., D. HAMOUTENE, K. HOBBS ET K. LEE. 2012. « Effects of chronic exposure to the aqueous fraction of produced water on growth, detoxification and immune factors of Atlantic cod ». *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 86, p. 239-249.
- PEREZ-CASANOVA, J. C., D. HAMOUTENE, S. SAMUELSON, K. BURT, T. L. KING ET K. LEE. 2010. « The immune response of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) to chronic exposure to produced water ». *Marine Environmental Research*, vol. 70, n° 1, p. 26-34.
- PETERSON, C. H., ET COLLAB. 1996. « Ecological consequences of environmental perturbations associated with offshore hydrocarbon production: A perspective on long-term exposures in the Gulf of Mexico ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, vol. 53, n° 11, p. 2637-2654.
- PRADELLA, N., A. M. FOWLER, D. J. BOOTH ET P. I. MACREADIE. 2014. « Fish assemblages associated with oil industry structures on the continental shelf of north-western Australia ». *Journal of Fish Biology*, vol. 84, n° 1, p. 247-255.
- RAO, G. V., ET K. S. RAO. 1995. « Modulation in acetylcholinesterase of rat brain by pyrethroids in vivo and an in vitro kinetic study ». *Journal of Neurochemistry*, vol. 65, n° 5, p. 2259-2266.
- ROBERTS, J. M. 2002. « The occurrence of the coral *Lophelia pertusa* and other conspicuous epifauna around an oil platform in the North Sea ». *Underwater Technology*, vol. 25, n° 2, p. 83-92.
- ROBINSON, D. P., ET COLLAB. 2013. « Whale sharks, *Rhincodon typus*, aggregate around offshore platforms in Qatari waters of the Arabian Gulf to feed on fish spawn ». *PLoS ONE*, vol. 8, n° 3.
- RØE UTVIK, T. I., G. S. DURELL ET S. JOHNSEN. 1999. « Determining produced water originating polycyclic aromatic hydrocarbons in North Sea waters: comparison of sampling techniques ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 38, n° 11, p. 977-989.
- RONCONI, R. A., K. A. ALLARD ET P. D. TAYLOR. 2015. « Bird interactions with offshore oil and gas platforms: Review of impacts and monitoring techniques ». *Journal of Environmental Management*, vol. 147, p. 34-45.
- SAMMARCO, P. W., A. LIRETTE, Y. F. TUNG, G. S. BOLAND, M. GENAZZIO ET J. SINCLAIR. 2014. « Coral communities on artificial reefs in the Gulf of Mexico: standing vs. toppled oil platforms ». *ICES Journal of Marine Science*, vol. 71, n° 2, p. 417-426.
- SIPES, I. G., ET A. J. GANDOLFI. 1986. « Biotransformation of toxicants ». IN *Toxicology: The Basic Science of Poisons Third edition*, Klaassen, C.D., M. O. Amdur et J. Doull (éd.), p. 64-98.
- SPAGNOLO, A., E. PUNZO, A. SANTELLI, G. SCARCELLA, P. STRAFELLA, F. GRATI ET G. FABI. 2014. « Offshore platforms: Comparison of five benthic indicators for assessing the macrozoobenthic stress levels ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 82, n° 1-2, p. 55-65.

- STACHOWITSCH, M., R. KIKINGER, J. HERLER, P. ZOLDA ET E. GEUTEBRUCK. 2002. « Offshore oil platforms and fouling communities in the southern Arabian Gulf (Abu Dhabi) ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 44, n° 9, p. 853-860.
- STANLEY, D. R., ET C. A. WILSON. 2004. « Effect of hypoxia on the distribution of fishes associated with a petroleum platform off coastal Louisiana ». *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 24, n° 2, p. 662-671.
- STANLEY, D. R., ET C. A. WILSON. 2003. « Seasonal and spatial variation in the biomass and size frequency distribution of fish associated with oil and gas platforms in the northern Gulf of Mexico ». IN *Fisheries, Reefs, and Offshore Development*, D. R. Stanley et A. Scarborough-Bull (éd.), *American Fisheries Society Symposium*, vol. 36, p. 123-153.
- STANLEY, D. R., ET C. A. WILSON. 2000. « Variation in the density and species composition of fishes associated with three petroleum platforms using dual beam hydroacoustics ». *Fisheries Research*, vol. 47, n° 2-3, p. 161-172.
- STEPHENS, S. M., S. C. FRANKLING, R. M. STAGG ET J. A. BROWN. 2000. « Sub-lethal effects of exposure of juvenile turbot to oil produced water ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 40, n° 11, p. 928-937.
- STEPHENS, S., J. A. BROWN ET M. FERGUSON. 1996. « Sub-lethal effects of oil-produced water on the early life stages of turbot ». IN *Produced Water 2: Environmental Issues and Mitigation Technologies*, M. Reed et S. Johnsen (éd.), *Environmental Science Research*, vol. 52, p. 101-112.
- STREET, G. T., ET P. A. MONTAGNA. 1996. « Loss of genetic diversity in Harpacticoida near offshore platforms ». *Marine Biology*, vol. 126, n° 2, p. 271-282.
- SUMPTER, J. P. 2005. « Endocrine disrupters in the aquatic environment: An overview ». *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, vol. 33, n° 1, p. 9-16.
- SUMPTER, J. P., ET S. JOBLING. 1995. « Vitellogenesis as a biomarker for estrogenic contamination of the aquatic environment ». *Environmental Health Perspectives*, vol. 103, suppl. 7, p. 173-178.
- SUNDT, R. C., ET COLLAB. 2012. « Biomarker responses in Atlantic cod (*Gadus morhua*) exposed to produced water from a North Sea oil field: Laboratory and field assessments ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, n° 1, p. 144-152.
- SUNDT, R. C., ET C. BJORKBLUM. 2011. « Effects of produced water on reproductive parameters in prespawning Atlantic Cod (*Gadus morhua*) ». *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, vol. 74, n° 7-9, p. 543-554.
- SUNDT, R. C., D. M. PAMPANIN, M. GRUNG, J. BARŠIENĖ ET A. RUUS. 2011. « PAH body burden and biomarker responses in mussels (*Mytilus edulis*) exposed to produced water from a North Sea oil field: Laboratory and field assessments ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 62, n° 7, p. 1498-1505.
- SUNDT, R. C., S. MEIER, G. JONSSON, S. SANNI ET J. BEYER. 2009. « Development of a laboratory exposure system using marine fish to carry out realistic effect studies with produced water

- discharged from offshore oil production ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 58, n° 9, p. 1382-1388.
- SUNDT, R. C., T. BAUSSANT ET J. BEYER. 2009. « Uptake and tissue distribution of C4–C7 alkylphenols in atlantic cod (*Gadus morhua*): relevance for biomonitoring of produced water discharges from oil production ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 58, n° 1, p. 72-79.
- TERLIZZI, A., ET COLLAB. 2008. « Effects of offshore platforms on soft-bottom macro-benthic assemblages: A case study in a Mediterranean gas field ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 56, n° 7, p. 1303-1309.
- THOMAS, K. V., J. BALAAM, M. R. HURST ET J. E. THAIN. 2004. « Identification of in vitro estrogen and androgen receptor agonists in North Sea offshore produced water discharges ». *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 23, n° 5, p. 1156-1163.
- TOLLEFSEN, K. E., R. C. SUNDT, J. BEYER, S. MEIER ET K. HYLLAND. 2011. « Endocrine modulation in atlantic cod (*Gadus morhua* L.) exposed to alkylphenols, polyaromatic hydrocarbons, produced water, and dispersed oil ». *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, vol. 74, n° 7-9, p. 529-542.
- TOLLEFSEN, K. E., C. HARMAN, A. SMITH ET K. V. THOMAS. 2007. « Estrogen receptor (ER) agonists and androgen receptor (AR) antagonists in effluents from Norwegian North Sea oil production platforms ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 54, n° 3, p. 277-283.
- TOPOLSKI, M. F., ET S. T. SZEDLMAYER. 2004. « Vertical distribution, size structure, and habitat associations of four Blenniidae species on gas platforms in the northcentral Gulf of Mexico ». *Environmental Biology of Fishes*, vol. 70, n° 2, p. 193-201.
- TYLER, C. R., J. P. SUMPTER ET R. M. HANDFORD. 1990. « The dynamics of vitellogenin sequestration into vitellogenic ovarian follicles of the rainbow trout, *Salmo gairdneri* ». *Fish Physiology and Biochemistry*, vol. 8, n° 3, p. 211-219.
- VEGUERIA, S. F. J., J. M. GODOY ET N. MIEKELEY. 2002a. « Environmental impact in sediments and seawater due to discharges of Ba, Ra-226, Ra-228, V, Ni and Pb by produced water from the Bacia de Campos oil field offshore platforms ». *Environmental Forensics*, vol. 3, n° 2, p. 115-123.
- VEGUERIA, S. F. J., J. M. GODOY ET N. MIEKELEY. 2002b. « Environmental impact studies of barium and radium discharges by produced waters from the Bacia de Campos oil-field offshore platforms, Brazil ». *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 62, n° 1, p. 29-38.
- VEIL, J. A., M. G. PUDER, D. ELCOCK ET R. J. REDWEIK. 2004. *A white paper describing produced water from production of crude oil, natural gas, and coal bed methane*. Argonne National Laboratory, 79 p.
- VIARENGO, A., M. N. MOORE, G. MANCINELLI, A. MAZZUCOTELLI, R. K. PIPE ET S. V. FARRAR. 1987. « Metallothioneins and lysosomes in metal toxicity and accumulation in marine mussels: the effect of cadmium in the presence and absence of phenanthrene ». *Marine Biology*, vol. 94, n° 2, p. 251-257.

- WIESE, F. K., W. A. MONTEVECCHI, G. K. DAVOREN, F. HUETTMANN, A. W. DIAMOND ET J. LINKE. 2001. « Seabirds at risk around offshore oil platforms in the North-west Atlantic ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 42, n° 12, p. 1285-1290.
- WILSON-ORMOND, E. A., M. S. ELLIS, E. N. POWELL, Y. KIM ET S. I. LI. 2000. « Effects of gas-producing platforms on continental shelf megafauna in the northwest Gulf of Mexico: Reproductive status and health ». *International Review of Hydrobiology*, vol. 85, n° 2-3, p. 293-323.
- YEUNG, C. W., B. A. LAW, T. G. MILLIGAN, K. LEE, L. G. WHYTE ET C. W. GREER. 2011. « Analysis of bacterial diversity and metals in produced water, seawater and sediments from an offshore oil and gas production platform ». *Marine Pollution Bulletin*, vol. 62, n° 10, p. 2095-2105.
- ZHU, S. Q., S. C. KING ET M. L. HAASCH. 2008. « Biomarker induction in tropical fish species on the Northwest Shelf of Australia by produced formation water ». *Marine Environmental Research*, vol. 65, n° 4, p. 315-324.

Pour tout renseignement, vous pouvez communiquer avec le  
Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec :

Téléphone : 418-643-1301  
Télécopieur : 418-528-1091  
Courriel : [ceaeq@mddelcc.gouv.qc.ca](mailto:ceaeq@mddelcc.gouv.qc.ca)  
Internet : [www.ceaeq.gouv.qc.ca](http://www.ceaeq.gouv.qc.ca)

**Centre d'expertise  
en analyse  
environnementale**

**Québec** 