



Environnement
Canada

Environment
Canada

Plan de surveillance intégré pour les **sables bitumineux**

Composante liée à la biodiversité terrestre



N° de cat. : En14-48/2011F-PDF
ISBN 978-1-100-97630-3

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'administrateur des droits d'auteur de la Couronne du gouvernement du Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux (TPSGC). Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec TPSGC au 613-996-6886 ou à droitdauteur.copyright@tpsgc-pwgsc.gc.ca.

Photos : © C.S. Machtans, S.J. Song, Photos.com – 2011

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2011

Also available in English

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	v
BIODIVERSITÉ TERRESTRE – CONTAMINANTS.....	1
CHAPITRE 1. INTRODUCTION	1
CHAPITRE 2. OBJECTIFS	3
2.1 Justification.....	3
CHAPITRE 3. COMPOSANTES DE SURVEILLANCE	5
3.1 Surveillance des effets des activités des sables bitumineux sur les populations d'oiseaux aquatiques nicheurs et leur régime alimentaire, de même que des contaminants sur les œufs en aval des sables bitumineux dans la rivière Athabasca et le lac Athabasca.....	5
3.2 Surveillance des répercussions des contaminants associés au traitement des sables bitumineux sur la santé et le développement de l'espèce indicatrice d'amphibien (grenouille des bois).	8
3.3 Surveillance des effets des contaminants des sables bitumineux sur la santé aviaire à l'aide de mesures non létales du stress et de la réaction physiologique	13
3.4 Évaluations toxicologiques de la faune abattue par les chasseurs et capturée (sauvagine et mammifères), et des oiseaux morts et moribonds dans les régions des sables bitumineux et les cours inférieurs de la rivière Athabasca.....	15
3.5 Utilisation de plantes indigènes pour surveiller la condition des terres humides associées aux sables bitumineux.	17
CHAPTER 4. REFERENCES	21
BIODIVERSITÉ TERRESTRE – FAUNE	26
CHAPITRE 1. INTRODUCTION ET OBJECTIFS	26
1.1 Objectif du présent Plan et questions traitées par la surveillance.....	26
1.2 Définition de la surveillance décrite dans le présent Plan	28
1.3 Contexte législatif.....	29
1.4 Contexte écologique et industriel	29
1.5 Approche progressive de la planification et de la mise en œuvre de la surveillance	35
1.5.1 Étape 1 : Élaboration d'un cadre et d'une approche de surveillance.....	35
1.5.2 Étape 2 : Application.....	35
1.5.3 Étape 3 : Mise en œuvre et expansion continues de la portée cible.....	36
CHAPITRE 2. COMPOSANTE DE SURVEILLANCE.....	37
2.1 CADRE CONCEPTUEL DE SURVEILLANCE	37
2.1.1 Éléments d'un cadre conceptuel de surveillance	37
2.1.2 Conception du cadre du programme.....	40
2.1.2.1 Élaboration d'un modèle conceptuel de la fonction de l'écosystème et rôle des activités d'exploitation des sables bitumineux.....	41
2.1.2.2 Buts et Objectifs	44

2.1.2.3	Sélection des cibles, des facteurs de stress et des caractéristiques écologiques	45
2.1.2.3.1	Espèces et assemblages d'espèces cibles	45
2.1.2.3.2	Facteurs de stress et covariables	47
2.1.2.3.3	Caractéristiques écologiques	48
2.1.3	Principes de conception de la surveillance	49
2.1.3.1	Le besoin d'une approche fondée sur l'échantillonnage	49
2.1.3.2	Conception de la surveillance de l'état et des tendances des populations cibles, ainsi que des covariables	50
2.1.3.2.1	Considérations relatives à la conception de la surveillance des espèces ciblées	50
2.1.3.2.2	Conception pour la surveillance des facteurs de stress et les covariables	52
2.1.3.3	Conception pour l'évaluation intensive des effets	53
2.1.3.4	Intégration de la surveillance de l'état et des tendances et de la surveillance des relations de cause à effet	56
2.1.3.5	Considérations relatives à l'inférence fondée sur l'échantillonnage : traitement et gestion des incertitudes	57
2.1.3.6	Erreur et puissance statistique : répercussions sur la prise de décisions	58
2.1.3.7	Comparaison des observations aux conditions de référence	59
2.1.3.8	Prochaines étapes	59
2.1.4	Gestion des données	60
2.1.5	Applications de données et outils	61
2.1.5.1	Produits de données et outils établissant le contexte des résultats	61
2.1.5.1.1	Évaluation des effets cumulatifs et rôle de la prévision a posteriori	61
2.1.5.1.2	Quelles sont les conditions actuelles et futures de la région des sables bitumineux?	62
2.1.5.1.3	Quelles sont les répercussions à l'échelle de l'aire pour les espèces cibles?	63
2.1.6	Évaluation du rendement	63
2.1.6.1	Fonction de vérification de la gestion	63
2.1.6.2	Évaluation du rendement scientifique	64
2.2	Rapport sur l'examen par des experts	64
2.3	Prochaines étapes	65
2.4	Conclusion	66
2.5	Remerciements	67
CHAPITRE 3. RÉFÉRENCES		68

RÉSUMÉ

PLAN DE LA COMPOSANTE DE SURVEILLANCE DE LA BIODIVERSITÉ TERRESTRE DES SABLES BITUMINEUX

Le 16 décembre 2010, la Commission d'examen fédérale sur les sables bitumineux déposait son rapport auprès du ministre fédéral de l'Environnement. Elle a examiné les activités de surveillance actuelles qui se déroulent dans le réseau hydrographique du cours inférieur de la rivière Athabasca, a énoncé les principales lacunes du système actuel et a présenté des recommandations sur ce qui constituerait un programme de surveillance de classe mondiale pour la région des sables bitumineux (www.ec.gc.ca/pollution/default.asp?lang=Fr&n=E9ABC93B-1).

En réaction à ce rapport et à d'autres préoccupations, le ministre fédéral de l'Environnement a engagé Environnement Canada à prendre la responsabilité, en collaboration avec le gouvernement de l'Alberta, d'élaborer un plan de surveillance de l'environnement de calibre mondial du cours inférieur de la rivière Athabasca et de ses affluents, en commençant par la qualité de l'eau. Cette première phase – un plan de surveillance de la qualité de l'eau pour le cours inférieur de la rivière Athabasca – a été lancée par le Ministère, le 24 mars 2011 (www.ec.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=FD9B0E51-1). Ce plan de surveillance a été conçu sur les principes de base recommandés par la Commission d'examen fédérale : généralité et exhaustivité, rigueur sur le plan scientifique, adaptabilité et robustesse, inclusivité et caractère collaboratif, transparence et accessibilité.

Le présent plan de surveillance a été élargi afin d'inclure le plan de surveillance de la phase 2 qui intègre la surveillance de la biodiversité et de la qualité de l'air, et comprend une surveillance plus large de la qualité de l'eau et des évaluations des effets biologiques. Ce plan intégré de surveillance s'appuie sur les programmes et les sites existants et étend la gamme des principaux paramètres environnementaux à surveiller systématiquement, ce qui renforce la couverture spatiale et la fréquence temporelle des échantillonnages. Il permettra d'améliorer les activités de collecte de données afin de faciliter l'évaluation globale des : 1) sources de contaminants et de leur transport dans l'environnement, de leur ultime devenir et des effets sur les biotes aquatiques et terrestres, de même que des processus écologiques, et 2) des incidences de la perturbation de l'habitat sur la biodiversité terrestre et des efforts visant à atténuer les incidences.

Le présent chapitre porte sur la composante de surveillance de la biodiversité terrestre du plan de surveillance de la phase 2. Étant donné qu'il peut y avoir des répercussions potentielles des activités liées aux sables bitumineux sur la biodiversité terrestre en raison de deux résultats principaux des activités industrielles liées aux sables bitumineux – le rejet de contaminants dans l'environnement, ainsi que la perte et la dégradation de l'habitat faunique – cette composante peut encore être divisée en deux éléments importants : (1) la surveillance des

répercussions des contaminants des sables bitumineux sur les indicateurs fauniques sélectionnés, y compris les oiseaux, les mammifères, les amphibiens et les plantes, en vue de définir des répercussions plus importantes pour la biodiversité dans la région; et 2) la surveillance des répercussions de la perturbation de l'habitat et des mesures d'atténuation sur la biodiversité terrestre à l'aide d'un cadre rigoureux axé sur les enjeux. La suite de ce rapport décrit les activités de surveillance précises qui seront entreprises pour les contaminants et l'approche à adopter pour faire face aux effets sur l'habitat. Conjointement avec les autres composantes du plan de surveillance de la phase 2, les deux éléments de la biodiversité terrestre fourniront au final une base scientifique renforcée sur laquelle il sera possible de s'appuyer pour élaborer et mettre en œuvre une approche intégrée de l'évaluation des effets cumulatifs dans la région des sables bitumineux.

BIODIVERSITÉ TERRESTRE – CONTAMINANTS

CHAPITRE 1. INTRODUCTION

Le gouvernement fédéral a pour mandat de surveiller les répercussions des contaminants environnementaux, y compris ceux qui sont d'origine anthropique, sur la santé de la faune, tel qu'il est requis en vertu de lois fédérales, notamment la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*, la *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs* et la *Loi sur les espèces en péril*. Même si des évaluations de la santé de la faune ont été effectuées dans de nombreuses zones contaminées partout au Canada, il n'y a aucun historique d'une surveillance continue des niveaux de contaminants dans la faune et de leurs effets sur la faune dans la région des sables bitumineux de l'Alberta. Comme il n'existe pas d'historique de surveillance relativement aux effets des contaminants de sables bitumineux sur la faune dans la région, il faut déterminer et mettre en place un certain nombre de nouvelles approches. Par conséquent, ce programme se concentrera d'abord sur divers indicateurs fauniques (y compris les oiseaux, les mammifères, les amphibiens et les plantes) afin de déterminer les composantes les plus utiles pour ce qui est de la surveillance des effets des contaminants. Conformément aux recommandations du groupe consultatif fédéral sur les sables bitumineux, qui souligne la nécessité d'adapter les programmes de surveillance en réaction au développement des nouvelles connaissances et technologies, certains des indicateurs déterminés ici peuvent être modifiés selon une analyse des résultats de surveillance préliminaires. De même, bien que le programme ait recourt à des techniques et à des paramètres normalisés dans la mesure du possible, dans certains cas (p. ex. section 2.4.3 ci-dessous), en raison de l'état actuel de la science et du manque de données de référence, il faut effectuer des recherches préliminaires avant de mettre en place le programme de surveillance complet, ce qui permet de s'assurer que les méthodes sont applicables sur le plan logistique et que les données recueillies sont pertinentes. Enfin, il convient de signaler que les effets des contaminants de sables bitumineux sur la faune de la région seront probablement exprimés différemment selon l'écologie de l'indicateur utilisé. C'est pourquoi le programme étudie diverses catégories de la faune (amphibiens, oiseaux, mammifères, etc.) dont les écologies diffèrent également. Par exemple, chez les oiseaux, les hirondelles ont tendance à avoir de petits domaines vitaux et elles peuvent être touchées par les conditions des environs immédiats (quelques centaines de mètres) de leur nid. Par contre, les oiseaux aquatiques coloniaux se déplacent dans des zones beaucoup plus étendues et sont donc touchés par les conditions environnementales à des dizaines de kilomètres de leur colonie. En résumé, en échantillonnant divers taxons qui occupent différentes positions dans le réseau trophique et qui sont exposés aux contaminants à différentes échelles spatiales et temporelles, ce programme permettra d'extrapoler à partir des tendances observées dans un groupe sélectionné d'indicateurs fauniques afin de mieux comprendre les effets des contaminants de sables bitumineux sur la biodiversité terrestre et sur l'intégrité écologique dans la région.

Une fois qu'il sera mis en œuvre, ce programme permettra de fournir des données annuellement sur une variété de contaminants des sables bitumineux préoccupants (notamment les hydrocarbures aromatiques polycycliques, le mercure et l'arsenic) mesurés dans les tissus de la faune (oiseaux, mammifères, amphibiens et plantes) à divers endroits. Les plans d'échantillonnage permettront de déterminer les niveaux de contaminants et leurs tendances (servant à suivre l'efficacité des mesures de gestion) dans la région des sables bitumineux. De plus, les concentrations de contaminants dans les tissus seront comparées aux seuils publiés pour les effets des contaminants afin de déterminer les populations fauniques qui pourraient être en danger d'altérations de la santé (p. ex. une productivité plus faible, une augmentation de la sensibilité aux maladies) dans la région des sables bitumineux. Lorsqu'il n'y a pas de normes et de seuils de toxicité, les renseignements sur la toxicité générés dans le cadre du programme de surveillance peuvent être utilisés pour évaluer les effets. Des renseignements supplémentaires sur la conception stratégique de ce programme et l'intégration d'une approche adaptative de la surveillance de l'environnement se trouvent dans le « Plan de surveillance de l'environnement intégré des sables bitumineux ».

CHAPITRE 2. OBJECTIFS

La surveillance de la biodiversité terrestre (produits toxiques) a pour objectif principal de surveiller les niveaux et les effets des contaminants liés aux sables bitumineux et leur incidence sur la santé de la faune individuelle et les populations fauniques à proximité et à différentes distances des sites d'exploitation des sables bitumineux.

2.1 Justification

Afin de s'assurer que les activités d'extraction des ressources se poursuivent d'une manière responsable sur le plan environnemental, une meilleure compréhension des niveaux et des effets des contaminants dans la région des sables bitumineux est requise. Également requis est un moyen pour mesurer les niveaux et les effets des contaminants liés aux sables bitumineux à l'aide de méthodes et de protocoles normalisés, dans la mesure du possible (p. ex. espèces standard et paramètres d'évaluation, fréquences et les stratégies d'échantillonnage standard, etc.). Par exemple, les eaux traitées de sables bitumineux sont les eaux qui ont été en contact avec le bitume pendant le processus d'extraction. Les eaux traitées sont souvent pompées dans les bassins de résidus pour subir un processus de sédimentation et de déshydratation. Les eaux traitées de sables bitumineux contiennent des concentrations élevées d'ions métalliques (sodium, chlore, sulfate et HCO_3) et d'acides naphthéniques extractibles à l'acide, ainsi que des concentrations faibles d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), en suspension avec du sable, du limon, de l'argile, des résidus de bitume et du naphte, et avec un niveau de pH variant entre 8 et 9. Les acides naphthéniques sont souvent trouvés dans les concentrations pouvant atteindre jusqu'à 110 mg/L dans les eaux traitées de sables bitumineux. Le devenir et le transport d'acides naphthéniques et de leurs conjugués sont une source de préoccupation toxicologique particulière en raison de la toxicité aiguë signalée pour les espèces aquatiques. En outre, la qualité de l'eau des plans d'eau adjacents pourrait être compromise par le lessivage de contaminants, tels que les acides naphthéniques, les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les métaux lourds provenant de bassins de résidus dans l'eau souterraine et du contact ultérieur dans l'eau de surface naturelle. Les répercussions (le cas échéant) de ces contaminants sur l'écosystème de la région des sables bitumineux doivent être mieux comprises. La première étape pour remédier à cette lacune en matière de connaissance est la création, la validation et la mise en œuvre d'un programme de surveillance des contaminants de sables bitumineux rigoureusement scientifique.

Cinq activités distinctes sont décrites ici; ensemble, elles forment la composante de surveillance de la contamination de la faune ainsi que des tendances et des effets des contaminants du plan de surveillance intégré des sables bitumineux.

Priorités :

La surveillance des niveaux des contaminants de sables bitumineux et de leurs effets potentiels sur la faune et la biodiversité dans le nord-est de l'Alberta représente une nouvelle dimension de la surveillance environnementale dans cette région. Il est nécessaire de mettre en place un plan de cette étendue géographique et de la complexité de conception de façon organisée. Même si des prélèvements sur le terrain ont débuté dans certaines régions, les autres sites de prélèvement d'échantillons doivent être cartographiés à l'aide des données de recensement actuelles relatives à chaque espèce indicatrice et superposés aux emplacements des sites de mesure des contaminants de l'air et de l'eau pour déterminer les régions où il est possible d'obtenir des données biologiques et des données à l'appui sur les contaminants. Il faut utiliser les renseignements issus d'études en laboratoire visant à informer et à soutenir la mise en place des activités de surveillance respectives pour orienter la mise en œuvre des prélèvements d'échantillons sur le terrain. Enfin, d'importants volumes de données détaillant les concentrations de nombreux produits chimiques préoccupants dans divers types de tissus seront générés. Pour assurer la fiabilité de ces données et la compatibilité avec d'autres laboratoires de service et laboratoires sous-traitants, un programme d'assurance et de contrôle de la qualité (AQ/CQ) sera élaboré et mis en place.

CHAPITRE 3. COMPOSANTES DE SURVEILLANCE

3.1 Surveillance des effets des activités des sables bitumineux sur les populations d'oiseaux aquatiques nicheurs et leur régime alimentaire, de même que des contaminants sur les œufs en aval des sables bitumineux dans la rivière Athabasca et le lac Athabasca.

Objectif : Surveiller la contamination des oiseaux migrateurs (principalement des oiseaux aquatiques coloniaux) exposés aux activités des sables bitumineux et les effets des contaminants sur ces derniers en faisant une comparaison avec les relevés dans les sites de référence.

Contexte : L'analyse des contaminants dans les œufs d'oiseaux aquatiques coloniaux est une méthode établie scientifiquement et efficace pour surveiller les niveaux et les tendances des contaminants dans l'environnement. Des études visant à mesurer les contaminants dans les œufs d'oiseaux de mer, comme le Goéland argenté (*Larus argentatus*) des Grands Lacs, datent des années 1960 (Keith, 1966). Cette recherche a été importante en ce qui a trait à la détection de nouveaux contaminants (p. ex. Gauthier *et al.*, 2009), à l'évaluation des profils spatiaux, des tendances temporaires et des sources (Hebert *et al.*, 1999 pour un examen; Weseloh *et al.*, 2006; Gauthier *et al.*, 2008 pour obtenir des exemples récents) et à l'évaluation des répercussions des contaminants sur la faune (Fox *et al.*, 2007a, b, 2008; Grasman *et al.*, 1996, 2000a, b) et d'autres facteurs de stress touchant l'écosystème (p. ex. Hebert *et al.*, 2009). En 2009, dans la région des sables bitumineux, ont eu lieu des collectes d'œufs à Egg Island (lac Athabasca) et dans le parc national Canada Wood Buffalo. Ces échantillons ont fourni des renseignements de base concernant des contaminants chimiques dans l'environnement, en particulier ceux qui sont liés à l'exploitation des sables bitumineux, c'est-à-dire le mercure (Hg), l'arsenic (As) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Ces données ont été comparées aux résultats d'échantillons semblables à Egg Island en 1977 et elles ont offert le moyen d'évaluer les changements dans la contamination chimique possiblement en raison de l'exploitation des sables bitumineux.

Surveillance : Cette activité de surveillance aura recours à des recensements répétés des populations d'oiseaux aquatiques coloniaux (Goéland de Californie [*Larus californicus*], Goéland argenté, Goéland à bec cerclé [*Larus delawarensis*], Sterne caspienne [*Hydroprogne caspia*] et Sterne pierregarin [*Sterna hirundo*]) et aux collectes de leurs œufs dans la région des sables bitumineux au moyen de méthodes et de protocoles standard (Hebert *et al.*, 2011; figure 1; tableau 1) pour évaluer les sources de contaminants et les changements dans les sources au fil du temps. En plus des Goélands et des Sternes, et pour ajouter une composante terrestre et une source locale d'information sur les contaminants au programme de surveillance de la contamination aviaire, l'Hirondelle de rivage et l'Hirondelle à front blanc feront aussi l'objet d'un échantillonnage. Des échantillons seront prélevés dans la rivière Athabasca, ce qui permettra de comparer les niveaux de contaminants dans les œufs recueillis en amont et en aval de la région des sables bitumineux. En outre, des évaluations des oiseaux pour vérifier la présence de contaminants et d'isotopes stables sont menées (analyse des hydrocarbures

aromatiques polycycliques, métaux, isotopes légers et lourds) pour faire le suivi des sources de contaminants.

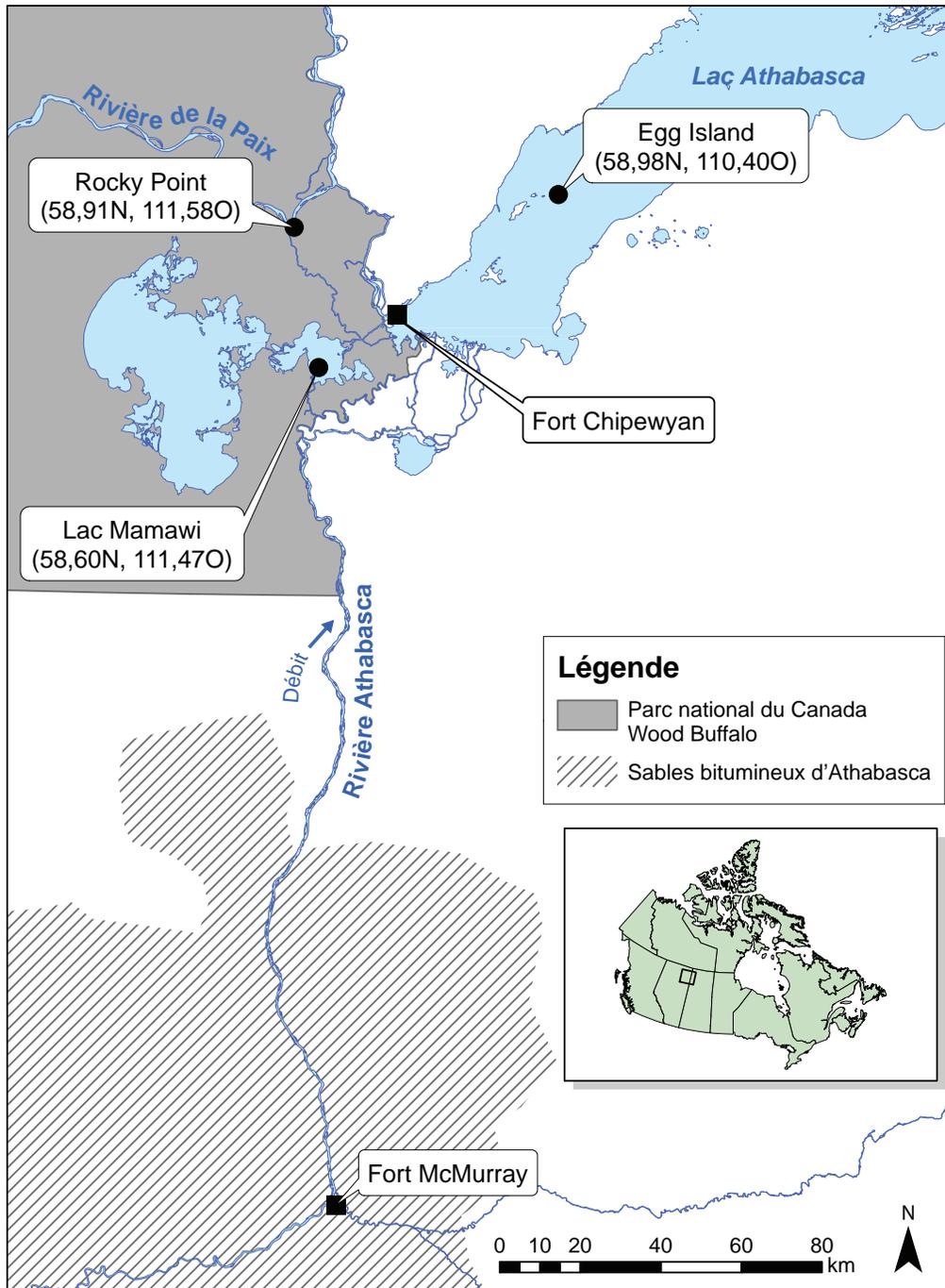


Figure 1. Emplacements (cercles) de collecte des œufs d'oiseaux aquatiques dans le nord de l'Alberta, au Canada. Les œufs sont recueillis dans deux sites (lac Mamawi et Rocky Point) dans le parc national du Canada Wood Buffalo. Les œufs sont également recueillis à Egg Island, du lac Athabasca.

Méthodes : Pour ce qui est de la surveillance des contaminants de sables bitumineux, les méthodes respectent des protocoles normalisés de collecte et d'analyse des contaminants dans les œufs d'oiseaux (Hebert *et al.*, 2011). La stratégie de collecte actuelle pour l'évaluation régionale des contaminants chez les Goélands et les Sternes (trois sites de collecte avec deux sites en aval de la rivière Athabasca au parc national du Canada Wood Buffalo et dans le lac Athabasca, et un site de référence dans la rivière de la Paix toujours dans le parc national du Canada Wood Buffalo) et l'évaluation locale chez les Hirondelles de rivage et les Hirondelles à front blanc avec des collectes tous les deux ans, seront évaluées pour leur efficacité à détecter les niveaux et les tendances des contaminants. Le nombre d'œufs, le nombre de nids et le nombre de sites nécessaires à partir desquels les échantillons seront prélevés seront évalués à l'aide d'une stratégie d'adaptation.

Tableau 1. Échantillonnage annuel pour surveiller les espèces d'oiseaux aquatiques et terrestres afin de vérifier la présence de contaminants de sables bitumineux

Zone d'étude ¹	Espèce	Nombre d'œufs recueillis ^{2,3}	Nombre d'échantillons analysés pour vérifier la présence de matières organiques et de métaux lourds ^{4,5}	Nombre d'échantillons analysés pour vérifier la présence d'isotopes stables de carbone et d'azote
Mouettes/Sternes				
Rocky Point, parc national du Canada Wood Buffalo – bassin versant de la rivière de la Paix	Goéland à bec cerclé	10	10	10
Rocky Point, parc national du Canada Wood Buffalo – bassin versant de la rivière de la Paix	Sterne pierregarin	10	10	10
Lac Mamawi, parc national du Canada Wood Buffalo – bassin versant de la rivière Athabasca	Goéland à bec cerclé	10	10	10
Lac Mamawi, parc national du Canada Wood Buffalo – bassin versant de la rivière Athabasca	Sterne pierregarin	10	10	10
Egg Island, lac Athabasca	Goéland de Californie	10	10	10
Egg Island, lac Athabasca	Sterne caspienne	10	10	10
Egg Island, lac Athabasca	Goéland argenté	10	10	10
Hirondelle rustique				
Nord de Fort McKay : en aval des sites d'exploitation des sables bitumineux	Hirondelle de rivage ou à front blanc	50	10	10

Zone d'étude ¹	Espèce	Nombre d'œufs recueillis ^{2,3}	Nombre d'échantillons analysés pour vérifier la présence de matières organiques et de métaux lourds ^{4,5}	Nombre d'échantillons analysés pour vérifier la présence d'isotopes stables de carbone et d'azote
Sud de Fort McKay : en aval des sites d'exploitation des sables bitumineux	Hirondelle de rivage ou à front blanc	50	10	10
Référence – Fort McMurray : au sud des sites d'exploitation des sables bitumineux	Hirondelle de rivage ou à front blanc	50	10	10
Total		220	100	100

¹Parc national du Canada Wood Buffalo

²Mouettes/Sternes – un œuf prélevé dans dix nids différents

³Hirondelles rustiques – couvée complète de quatre ou cinq œufs recueillis par nid

⁴Mouettes/Sternes – les œufs individuels seront analysés

⁵Hirondelles rustiques – les œufs seront regroupés et analysés par nid afin d'obtenir une masse adéquate de l'échantillon aux fins d'analyse chimique

3.2 Surveillance des répercussions des contaminants associés au traitement des sables bitumineux sur la santé et le développement de l'espèce indicatrice d'amphibien (grenouille des bois).

Objectif : Cette activité a pour objectif d'évaluer la santé des amphibiens sauvages et les populations d'amphibiens à proximité et à différentes distances des sites d'exploitation des sables bitumineux.

Contexte : Les amphibiens dans la forêt boréale vivent dans des étangs et des terres humides temporaires et semi-permanents pour se reproduire, avec la fonte des neiges représentant la grande partie de l'eau au début du printemps. Les œufs en développement et les jeunes têtards peuvent être exposés à des niveaux particulièrement élevés de contaminants provenant des sites d'exploitation des sables bitumineux en raison des dépôts aériens de contaminants sur la neige qui s'accumulent au cours de l'hiver, puis qui pénètrent dans les étangs au printemps (Kelly *et al.*, 2010). La dépendance des amphibiens à l'égard des petits étangs faits de neige fondue pour la reproduction peut toutefois les rendre particulièrement vulnérables aux contaminants de sables bitumineux. De plus, deux agents pathogènes actuels ont été déterminés comme étant potentiellement des menaces importantes pour les amphibiens dans la zone : l'infection *Ranavirus* (famille *Iridoviridae*) et le champignon de type chytride (*Batrachochytrium dendrobatidis*) (Collins et Storfer, 2003; Daszak *et al.*, 2003). Les origines et l'émergence de ces agents pathogènes ne sont pas bien comprises même si les combinaisons de translocations à grande échelle (p. ex. au moyen de transactions commerciales), les changements dans les conditions écologiques et les perturbations environnementales ont été pris en considération (Pounds *et al.*, 2006; Gahl et Calhoun, 2010). Les espèces d'amphibiens qui vivent dans la forêt boréale de l'Alberta sont très répandues, avec des aires de répartition

qui se rendent jusqu'aux États-Unis. L'infection *Ranavirus* et le champignon de type chytride ont été détectés loin au nord jusque dans que les Territoires du Nord-Ouest (D. Schock, Collège Keyano, comm. pers.). Des travaux préliminaires réalisés en 2010 donnent à penser que les agents pathogènes sont également présents dans la région de Fort McMurray (D. Schock, comm. pers.). Surveiller l'incidence de l'infection *Ranavirus* et du champignon de type chytride et la situation des maladies en lien avec les exploitations de sables bitumineux révélera si les substances rejetées pendant les activités de traitement des sables bitumineux rehaussent la sensibilité aux infections et aux maladies causées par ces agents pathogènes.

Une surveillance pour détecter les corrélations entre la proximité des activités d'exploitation de sables bitumineux et les anomalies physiques, ou les malformations, chez les amphibiens sera également assurée. Les malformations chez les amphibiens ont fait l'objet de nombreuses études et de nombreux examens approfondis (Ouellet, 2000; Blaustein et Johnson, 2003; Lannoo, 2008) et deux causes potentielles reçoivent une grande partie de l'attention : la contamination chimique des habitats des amphibiens (Gardiner *et al.*, 2003; Taylor *et al.*, 2005) et les infections au parasite trématode (*Ribeiroia ondatrae*) (Johnson *et al.*, 1999; 2008). Des malformations ont été consignées chez les espèces d'amphibiens qui vivent dans le nord de l'Alberta (analysées dans Ouellet, 2000; Carey *et al.*, 2003; Lannoo, 2008). En 2009, plusieurs grenouilles malformées ont été dénombrées au cours d'enquêtes sur la santé des amphibiens à Fort Smith dans le parc national du Canada Wood Buffalo (D. Schock, comm. pers.). Des malformations ont été consignées chez la grenouille des bois, la rainette faux-criquet du nord, la grenouille léopard et le crapaud canadien, ce qui laisse supposer une cause sous-jacente étendue.

Cette activité de surveillance se concentre sur la grenouille des bois (*Lithobates sylvaticus* anciennement *Rana sylvatica*) étant donné que cette espèce est largement répandue dans la forêt boréale et parce qu'elle était la plus abondante et la plus observée pendant les études pilotes réalisées en 2009 et en 2010. La grenouille des bois est sensible à l'infection *Ranavirus* et au champignon de type chytride, et des individus avec des anomalies de développement ont été trouvés dans la région en 2009 et en 2010. Les populations nicheuses de la grenouille des bois ont été relevées à proximité de Fort Resolution, de Fort Smith, de Fort Chipewyan, de même que dans des secteurs aux alentours de Fort McMurray.

Surveillance : Les évaluations de la santé des populations de la grenouille des bois en Alberta, en Saskatchewan et dans les Territoires du Nord-Ouest sont suivies de tests des corrélations entre la proximité des sites d'exploitation des sables bitumineux et les mesures des paramètres, y compris la prévalence de deux maladies infectieuses des amphibiens (les pathogènes touchant les amphibiens, c'est-à-dire l'infection *Ranavirus* et le champignon de type chytride *Batrachochytrium dendrobatidis*), les taux d'anomalies de développement et les résidus de métaux lourds et de contaminants organiques (les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les acides naphthéniques) dans les tissus des amphibiens et l'eau d'étangs de reproduction. Les expériences connexes menées en laboratoire ont analysé les explications mécanistes et les causes des modèles trouvés sur le terrain.

Méthodes : Des populations nicheuses de grenouilles des bois ont été relevées à proximité de Fort Resolution, de Fort Smith, de Fort Chipewyan et dans les secteurs aux alentours de Fort McMurray; ces régions peuvent être soumises à un échantillonnage de la grenouille des bois. Les zones d'étude à l'ouest de Fort McMurray, désignées les « sites en Alberta » 1 et 2, et en Saskatchewan, seront définies au cours de la première année de surveillance. Les sites de reproduction de la grenouille des bois dans des régions éloignées des sites d'exploitation des sables bitumineux (par exemple au sud-ouest de la région de formation bitumineuse) seront visités pour recueillir des animaux dans le site de référence. Bien que la surveillance porte sur la grenouille des bois, d'autres espèces peuvent être observées, y compris la rainette faux-criquet du nord (*Pseudacris maculata*) et le crapaud canadien (*Anaxyrus hemiophrys* = *Bufo hemiophrys*), et tous les individus de toutes les espèces d'amphibiens observées et capturées seront examinés afin de vérifier s'ils ont des malformations, et ceux ayant des anomalies seront recueillis. Les carcasses d'amphibiens observées pendant les relevés seront également recueillies et soumises aux fins d'évaluation diagnostique. Ces animaux ne sont pas le point de mire du système de surveillance, mais ils peuvent fournir un aperçu de la santé globale des populations d'amphibiens.

Les méthodes à utiliser sur le terrain dépendent de la saison de reproduction de la grenouille des bois. De la fin avril au début mai, pendant la période de reproduction des amphibiens, les individus seront inspectés visuellement afin de vérifier s'ils ont des malformations et présentent d'autres signes d'une mauvaise santé, notamment des lésions et des anomalies comportementales, telles qu'une léthargie ou absence d'une réaction d'évitement. Des échantillons d'eau seront prélevés et des grenouilles entières seront recueillies aux fins d'évaluation des contaminants (tableau 2). D'autres aspects de la santé de la population d'amphibiens, tels que la taille de la population et la répartition par âge, sont également consignés pour le moment. De la fin du mois de juin jusqu'au début juillet, les échantillons sont prélevés pour dépister l'infection *Ranavirus* et le champignon de type chytride. Cet échantillonnage se fait en prélevant de façon aseptique un seul hallux de chaque grenouille, puis en relâchant l'animal au point de capture (Conseil canadien de protection des animaux, 2006). Un petit nombre de grenouilles entières d'apparence normale sont également recueillies aux fins de comparaisons morphologiques de base avec les grenouilles mal formées observées pendant le relevé aux fins d'évaluation et de diagnostic de maladies possibles (se reporter au tableau 1 ci-dessous). Une évaluation des infections par deux agents pathogènes est effectuée à l'aide des techniques de la réaction en chaîne de la polymérase (PCR) en respectant les méthodes publiées. L'examen des amphibiens pour consigner et décrire les malformations comprendra une série de photographies numériques (vues supérieures et inférieures et deux vues latérales), des techniques appropriées de dégagement et de coloration pour révéler des anomalies dans les tissus mous, des rayons X pour examiner les caractéristiques squelettiques et des vérifications microscopiques (histologiques) appropriées. Les expositions en laboratoire et les analyses des paramètres respectent les méthodes publiées pour l'évaluation des effets physiologiques, moléculaires et du développement des expositions des amphibiens aux contaminants.

La manipulation et le traitement des échantillons d'amphibiens et d'eau afin de vérifier si les substances organiques et les métaux lourds respectent les protocoles établis, selon les directives des laboratoires collaborateurs. Selon les protocoles définis les plus utilisés, les grenouilles entières et les échantillons d'eau connexes sont recueillis, puis envoyés aux laboratoires appropriés. Le traitement des tissus s'effectue en respectant des protocoles établis. Des aliquotes des tissus seront demandées pour la préservation et l'archivage des données dans la Banque nationale de spécimens d'espèces sauvages d'Environnement Canada au Centre national de la recherche faunique à l'Université Carleton, à Ottawa.

Tableau 2. Échantillonnage annuel pour analyser la relation qui existe entre la santé des amphibiens et la proximité des sites d'exploitation et de traitement des sables bitumineux

Zone d'étude ¹	Échantillons de tissus analysés pour détecter la présence du virus <i>Ranavirus</i> et du champignon de type chytride ²	Grenouilles entières, apparemment normales, recueillies aux fins de comparaisons morphologiques de référence ³	Nombre d'échantillons de tissus analysés pour vérifier la présence de matières organiques et de métaux lourds ⁴	Nombre d'échantillons d'eau d'étang analysés pour vérifier la présence de matières organiques et de métaux lourds ⁵
Fort Resolution	120	12	4	4
Fort Smith/parc national du Canada Wood Buffalo	120	12	4	4
Fort Chipewyan/parc national du Canada Wood Buffalo	120	12	4	4
Fort McMurray : à moins de 10 km de traitement des sables bitumineux	120	12	4	4
Fort McMurray : 30 km au sud de traitement actif des sables bitumineux	120	12	4	4
Fort McMurray : de 20 à 30 km au nord de traitement des sables bitumineux	120	12	4	4
Site 1 en Alberta	120	12	4	4
Site 2 en Alberta	120	12	4	4
Site 1 en Saskatchewan	120	12	4	4
Site 2 en Saskatchewan	120	12	4	4
Total = 10 zones d'étude	1200	120	40	40

¹Chaque zone d'étude comprend quatre étangs avec des populations reproductrices de grenouilles des bois

²Les données comprennent les sous-échantillons de tissus prélevés sur les grenouilles recueillies aux fins de comparaisons morphologiques de référence. Le total de 120 représente 4 étangs par zone d'étude multipliés par 30 grenouilles par étang. À l'exception d'un petit nombre de grenouilles recueillies aux fins de comparaisons morphologiques, ces animaux sont relâchés au point de capture après le prélèvement de tissus des orverts ou de la queue. Ces prélèvements ont lieu à la fin du mois de juin ou au début juillet, car il s'agit de la période de l'année pendant laquelle les études antérieures ont trouvé la prévalence des infections au *Ranavirus* et au champignon de type chytride et, par conséquent, c'est pendant cette période qu'elles sont plus susceptibles d'être détectées.

³12 = 3 grenouilles par étang multipliées par 4 étangs

⁴Quatre échantillons = un échantillon de tissu prélevé dans chaque étang, chaque échantillon comprenant des tissus combinés provenant de trois grenouilles. Les échantillons sont prélevés au début du printemps pendant les activités de reproduction.

⁵Quatre échantillons = un échantillon par étang multiplié par quatre étangs. Les échantillons sont prélevés au début du printemps pendant les activités de reproduction.

Des régressions linéaires et logistiques sont utilisées pour évaluer les différences dans les mesures de la santé de la population (p. ex. les taux d'infection et les taux de malformation) entre les zones d'étude à différentes distances (en aval et en amont; au vent et sous le vent) provenant des sites d'exploitation des sables bitumineux.

3.3 Surveillance des effets des contaminants des sables bitumineux sur la santé aviaire à l'aide de mesures non létales du stress et de la réaction physiologique

Objectif : Évaluer l'exposition de la faune aux émissions atmosphériques liées aux sables bitumineux et leurs effets sur la santé de la faune à l'aide des techniques d'échantillonnage non létales.

Contexte : Cette activité de surveillance évalue l'efficacité à l'aide d'une méthode novatrice non létale pour évaluer l'exposition d'une espèce sentinelle aux contaminants. Étant donné que la méthode standard pour évaluer l'exposition atmosphérique ou l'exposition de la faune aux contaminants exige de sacrifier les animaux (le foie étant l'organe cible de choix parce qu'il accumule de nombreux contaminants d'intérêt et a la plus grande concentration d'enzymes détoxifiantes), cette activité de surveillance évaluera l'utilisation des tissus de plumes, car il est probable que l'activité des enzymes détoxifiantes puisse aussi se trouver et être mesurée dans les plumes de croissance bien vascularisées. De plus, l'exposition de la faune aux émissions est surveillée au moyen de contrôles de la pollution atmosphérique en temps réel; l'exposition réelle aux contaminants atmosphériques est mesurée à l'aide de membranes spécialement conçues aux nids.

Surveillance : Les oiseaux sont échantillonnés à leurs nids où un échantillonnage passif des contaminants atmosphériques peut également avoir lieu. Pour surveiller l'exposition et les effets, des biomarqueurs sont évalués chez les oiseaux exposés (l'Étourneau sansonnet ou la Crécerelle).

Méthodes : Le biomarqueur à évaluer pour surveiller l'exposition est l'induction du cytochrome P450 (CYP). Le cytochrome est une famille d'enzymes capable de détoxifier une vaste gamme de contaminants et il est devenu un moyen accepté et standard pour déterminer l'exposition à une vaste gamme de contaminants environnementaux des animaux sauvages, notamment les oiseaux (Melancon, 1996, Smits *et al.*, 2000). D'après des récents travaux, l'activité des cytochromes peut être mesurée dans la moelle des plumes de croissance, appelées le « sicot » (Melancon *et al.*, 2000). L'immunocytochimie permet de réaliser des évaluations pour déterminer si des niveaux élevés ou faibles d'enzymes détoxifiantes sont discernables dans les plumes de croissance. Ces mesures sont associées à d'autres mesures cliniques, immunologiques et endocrinologiques de la santé et de l'exposition. L'interprétation des données de surveillance est facilitée par des expériences menées à l'aide d'oiseaux modèles en captivité.

Les méthodes utilisées sur le terrain comprennent une surveillance des oiseaux en liberté vivant dans la région des sables bitumineux et d'autres sites de production de pétrole et de gaz en Alberta (Craft et Craft, 1996). Un total de 20 nichoirs sont établis dans chacune des trois zones de dépôt afin de mettre en place une étude du gradient, permettant ainsi une analyse de la régression ou de la corrélation des concentrations de composés organiques volatils et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques, de même que des paramètres du biomarqueur. Deux oisillons de chaque nichoir, de préférence un mâle et une femelle, sont utilisés pour évaluer les paramètres du biomarqueur. Ces oiseaux sont utilisés pour évaluer l'exposition aux contaminants au moyen d'une analyse des plumes non létale et de mesures de l'exposition réelle à l'aide de contrôles des produits chimiques atmosphériques en temps réel aux nids. Les nichoirs sont installés afin de fournir une plateforme de nidification aux oiseaux sauvages et un endroit pour installer les moniteurs passifs de filtration de l'air pour capter des émissions de contaminants précises. Ces nichoirs sont constamment surveillés pour prévenir une occupation par d'autres espèces d'oiseaux et établir le nombre approprié de nichoirs nécessaires pour obtenir une taille d'échantillon adéquate pour le système de surveillance. Les nichoirs sont surveillés et les oiseaux font l'objet d'un échantillonnage annuel.

Les expositions expérimentales en laboratoire aux contaminants associés à l'exploitation pétrolière et gazière à l'aide d'un modèle aviaire permettent d'examiner l'activité des enzymes de détoxification dans le foie et les tissus de plumes après une exposition aux contaminants à l'appui du programme de surveillance sur le terrain; les expositions captives déterminent et valident les paramètres appropriés et établissent les biomarqueurs à mesurer dans le cadre de la surveillance des oiseaux sauvages. On aura recours à une chambre par inhalation conçue et construite afin de permettre une exposition des petites espèces d'oiseaux aux contaminants atmosphériques (Olsgard et Smits, 2008). Les oiseaux sont exposés à des concentrations élevées et faibles de composés organiques volatils (benzène, éthylbenzène, toluène) et de dioxyde de soufre (SO₂), tandis que les animaux témoins sont exposés à l'air forcé de qualité médicale. Les variables ayant trait à la santé sont évaluées et liées à l'exposition. Les évaluations comprennent une analyse complète de la numération globulaire et de la biochimie sérique, une évaluation de l'activité hormonale de stress par l'entremise du ratio hétérophile-lymphocyte et des épreuves immunotoxicologiques, notamment la réponse anticorps, la réaction du lymphocyte T, la détermination de la leucocytémie et une évaluation histologique des organes immunitaires (bourse de Fabricius et rate). En outre, des autopsies complètes sont pratiquées, avec l'activité des enzymes hépatiques et des plumes analysée et une coloration de l'immunocytochimie sur les tissus des plumes préparés pour vérifier différentes intensités de l'induction d'enzymes détoxifiantes.

Tableau 3. Nombre annuel d'échantillons analysés à l'appui de l'élaboration d'un système de surveillance afin d'évaluer les effets des contaminants des sables bitumineux sur la santé aviaire

Site ¹	Échantillonneurs d'air ²	Niveaux d'hydrocarbures aromatiques polycycliques hépatiques	Enzymes de moelle des plumes	Système endocrin (thyroïde)	Réaction de stress ³	Fonction immunitaire/biochimie	Croissance/reproduction ⁴	Dépistage de maladies
Terrain								
Zone 1 : Dépôts élevés	20	20	20	20	20	20	20	20
Zone 2 : Dépôts moyens	20	20	20	20	20	20	20	20
Zone 3 : Dépôts faibles	20	20	20	20	20	20	20	20
Zone 4 : Dépôts minimales	20	20	20	20	20	20	20	20
Inhalation en laboratoire								
Niveau élevé	12	12	12	12	12	12	12	s.o.
Faible niveau	12	12	12	12	12	12	12	s.o.
Contrôle	12	12	12	12	12	12	12	s.o.

¹Les emplacements de nichoirs sont dans des zones ayant un gradient d'exposition de niveaux élevés à faibles aux contaminants atmosphériques associés aux activités d'extraction et de traitement des sables bitumineux; les nichoirs sont surveillés dans l'une des trois zones, chacune consistant en une large bande de 5 km : zone 1 – à moins de 5 km des sites d'extraction et d'exploitation minière, zone 2 – entre 20 et 25 km au nord des sites d'extraction et d'exploitation minière et zone 3 – entre 75 et 80 km au nord des sites d'extraction et d'exploitation minière.

²Installés aux emplacements de nichoirs

³La réaction de stress est mesurée à l'aide des niveaux de corticostérone et des techniques métabolomiques.

⁴Croissance déterminée à l'état sauvage à l'âge que les autres essais sont effectués; croissance chez les oiseaux en captivité mesurée sur une base quotidienne pour calculer les taux de croissance et la taille du corps; reproduction = évaluation du succès de la reproduction tel qu'il est déterminé par le succès d'éclosion (oiseaux sauvages seulement).

3.4 Évaluations toxicologiques de la faune abattue par les chasseurs et capturée (sauvagine et mammifères), et des oiseaux morts et moribonds dans les régions des sables bitumineux et les cours inférieurs de la rivière Athabasca.

Objectif : Fournir des données de surveillance sur les contaminants de sables bitumineux des échantillons de la faune recueillis par les chasseurs et les trappeurs locaux et des oiseaux morts et moribonds recueillis dans les régions des sables bitumineux.

Contexte : La faune vivant dans la région des sables bitumineux est susceptible d'être exposée à des contaminants liés aux sables bitumineux. En particulier, la sauvagine qui migre en passant par la région des sables bitumineux et d'autres espèces qui vivent dans la région peuvent être exposées à des contaminants liés aux sables bitumineux et séquestrer ces contaminants dans leurs tissus. Ces contaminants peuvent avoir des effets toxicologiques sur la faune exposée (Rogers *et al.*, 2002) et causer une exposition pour les consommateurs de cette faune. Cette activité de surveillance quantifiera les concentrations de contaminants dans les tissus de la faune fournis par les chasseurs et les trappeurs et les oiseaux morts ou moribonds récupérés dans les régions des sables bitumineux par rapport aux mêmes espèces sauvages recueillies à l'extérieur de la région des sables bitumineux.

Surveillance : Il y a trois composantes à cette activité de surveillance : 1) les chasseurs locaux fournissent des oiseaux et d'autres échantillons de la faune capturés aux fins d'évaluations des contaminants liés aux sables bitumineux, 2) les oiseaux qui ont été retrouvés morts ou moribonds récupérés dans les régions de traitement des sables bitumineux (y compris les bassins de résidus) sont soumis aux analyses des contaminants, et 3) les évaluations écotoxicologiques des animaux à fourrure (les loutres de rivière) qui vivent dans les régions de sables bitumineux sont effectuées afin de déterminer si les animaux à fourrure chassés commercialement peuvent être une éventuelle espèce sentinelle facilement accessible pour la surveillance des contaminants de sables bitumineux. Les loutres de rivière sont sélectionnées en tant qu'espèce de biosurveillance en raison de leur consommation de poissons-proies et, par conséquent, du potentiel d'exposition aux contaminants de sables bitumineux (Reid *et al.*, 1994).

Méthodes : Pour la première composante de la présente activité de surveillance, des chasseurs locaux fourniront des échantillons de la faune, qui sont soumis aux laboratoires collaborateurs aux fins d'analyse des contaminants liée aux sables bitumineux (p. ex. métaux lourds, hydrocarbures aromatiques polycycliques et acides naphténiques). La stratégie d'échantillonnage comprend la collecte de 60 oiseaux au sud de la région des sables bitumineux et de 60 oiseaux dans la partie nord de la région, chaque année, afin de comparer les charges et les tendances des contaminants (voir le tableau 4 ci-dessous). Pour la deuxième composante, les mêmes analyses sont effectuées sur les oiseaux retrouvés morts ou moribonds dans les régions de traitement des sables bitumineux qui sont soumis aux fins d'analyse des contaminants. Une collaboration avec les concessionnaires veille à ce que les oiseaux soient recueillis et soumis aux fins d'analyses. En ce qui concerne les animaux à fourrure, la communication avec les trappeurs est coordonnée par l'entremise de l'Alberta Trappers' Association. Les trappeurs fournissent les carcasses et un lieu de capture et, dans la mesure du possible, les échantillons le foie sont prélevés lorsque les loutres sont prises. Les données métriques corporelles, y compris la longueur du corps (cm), le poids corporel (g), l'état du poil, l'état buccal et d'autres observations, sont consignées avant l'extraction du foie. Les échantillons de foie et d'eau à partir du site de capture sont fournis à un laboratoire aux fins de caractérisation des acides naphténiques. Les niveaux d'acides naphténiques sont ensuite modélisés comme une fonction des données métriques corporelles évaluées. Un seuil de toxicité approprié pour les niveaux d'acides naphténiques dans le foie des loutres de rivière est

établi et chaque loutre reçoit ensuite un code positif (1) ou négatif (0) selon si elle présente des signes d'être substantiellement touchée par les acides naphthéniques ou d'autres contaminants liés aux sables bitumineux. Les niveaux de résidus hépatiques d'acides naphthéniques sont liés aux concentrations d'acides naphthéniques dans l'environnement et à la répartition spatiale de la contamination.

Tableau 4. Échantillonnage annuel associé à la faune abattue par les chasseurs et capturée et aux oiseaux morts et moribonds dans la région des sables bitumineux

Zone d'étude ¹	Nombre d'échantillons de tissus analysés pour détecter la présence d'hématocrite et de l'enzyme EROD ²	Nombre de sauvagine ou de loutres de rivière recueillies pour les tissus	Nombre d'échantillons de tissus analysés pour vérifier la présence d'hydrocarbures aromatiques polycycliques et de métaux lourds ³
Fort McMurray : bassins de résidus	0	Cinq Canards colverts et cinq Petits fuligules par bassin de résidus	50 échantillons de bile (de 5 bassins de résidus)
Edson (Alberta)	20	20 Canards colverts capturés	20 échantillons de bile
Edmonton (Alberta)	20	20 Canards colverts capturés	20 échantillons de bile
Vermillion (Alberta)	20	20 Canards colverts capturés	20 échantillons de bile
Fort McKay	20	20 Canards colverts capturés	20 échantillons de bile
Fort Chipewyan	20	20 Canards colverts capturés	20 échantillons de bile
Fort Smith	20	20 Canards colverts capturés	20 échantillons de bile
Rivière au Foin	20	20 Canards colverts capturés	20 échantillons de bile
Lac LaBiche	20	20 loutres de rivière	20 foies
Fort McMurray	20	20 loutres de rivière	20 foies
Fort Chipewyan	20	20 loutres de rivière	20 foies
Total	200	250	250

¹Le lieu de collecte précis peut varier selon l'emplacement de captage et de piégeage.

²Éthoxyrésorufine-O-déséthylase, comme un biomarqueur d'exposition

³Les muscles pectoraux et la bile de la sauvagine ainsi que les foies de loutres de rivière seraient analysés.

⁴Nombre d'oiseaux évalués selon la récupération et la soumission aux fins d'analyses des oiseaux après une exposition

3.5 Utilisation de plantes indigènes pour surveiller la condition des terres humides associées aux sables bitumineux.

Objectif : Déterminer les effets des acides naphthéniques sur les espèces végétales dans les terres humides indigènes et déterminer si ces espèces végétales peuvent être utilisées pour

surveiller les niveaux de contaminants chez les espèces végétales sentinelles et la santé des communautés végétales des terres humides dans les régions de sables bitumineux.

Contexte : La phytoremédiation, le processus de décontaminer le sol à l'aide de plantes pour absorber les métaux lourds ou d'autres contaminants, est un moyen commun proposé pour la remise en état des bassins de résidus. Il a été démontré que certaines espèces végétales ont réussi à diminuer le niveau de pH des eaux traitées de sables bitumineux, à augmenter les taux de minéralisation et à rehausser la population et la diversité microbiennes générales. Les eaux traitées de sables bitumineux sont celles qui ont été en contact avec le bitume pendant le processus d'extraction ou dans une mine. Elles sont souvent pompées dans les bassins de résidus pour subir un processus de sédimentation et de déshydratation. Elles contiennent des contaminants (y compris les acides naphthéniques) et leur niveau de pH varie entre 8 et 9, ce qui ralentit le processus de biodégradation naturelle. Des enquêtes précédentes de la biorestauration des acides naphthéniques ont tenté de déterminer si les espèces végétales des terres humides dissipent les acides naphthéniques individuels. Cette caractérisation était limitée aux échantillons d'eau sans aucune définition des éléments présents dans les tissus végétaux en soi. Il existe une exigence pour quantifier les composés des acides naphthéniques dans les tissus végétaux. En outre, des renseignements sur les effets d'une colonisation du champignon mycorhizien à arbuscules dans l'assainissement des acides naphthéniques dans les sables bitumineux sont également nécessaires. La présence ou l'absence de ce champignon symbiotique (dans des conditions aérobies et anaérobies) pourrait améliorer la façon dont la plante absorbe et cloisonne ces composés toxiques et assure leur biodégradation. Cela pourrait éclaircir si la phytoremédiation améliore la qualité des habitats de terres humides pour la biodiversité et si ces plantes peuvent être utilisées pour surveiller la remise en état des terres humides et la qualité de l'habitat.

Système de surveillance : Cette activité de surveillance surveillera la santé des terres humides dans la région des sables bitumineux. Une surveillance végétale évaluera la santé des espèces végétales cibles utilisées dans le cadre des efforts de phytoremédiation comme une mesure de la santé des terres humides et un prélèvement d'échantillons évaluerait les quantités de contaminants liés aux sables bitumineux dans les espèces végétales faisant l'objet d'une biosurveillance. Plus précisément, si au moyen de la surveillance et de l'analyse il est possible de confirmer que les trois espèces végétales sélectionnées ont un potentiel de phytoremédiation (c.-à-d. une diminution de la contamination par les acides naphthéniques et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les terres humides), de même qu'une association du champignon mycorhizien à arbuscules démontrée, une surveillance annuelle des terres humides remises en état demanderait un échantillonnage de ces plantes dans les terres humides pour déterminer quelle est l'ampleur des associations du champignon mycorhizien à arbuscules et des niveaux d'acides naphthéniques dans les tissus végétaux (McGonigle *et al.*, 1990; Mehta, 2006).

Méthodes : Les méthodes utilisées sur le terrain comprennent l'échantillonnage annuel des espèces cibles pour l'analyse des charges d'acides naphthéniques et d'autres contaminants, et l'évaluation de l'ampleur des associations du champignon mycorhizien à arbuscules. Pour

obtenir des renseignements de confirmation, des analyses en laboratoire sont utilisées afin d'établir la corrélation entre les résultats des prélèvements d'échantillons sur le terrain. Trois espèces végétales pouvant être colonisées par le champignon mycorhizien à arbuscules qui se trouvent dans la région des sables bitumineux (*Typha latifolia* [quenouille à feuilles larges], *Phalaris arundinacea* [alpiste roseau] et *Alnus incana* [aulne rugueux]) sont sélectionnées aux fins d'expositions. Ces plantes se trouvent généralement dans les terres humides de l'Amérique du Nord et ont démontré un potentiel de phytoremédiation. Les plantes sont cultivées dans des serres avec une lumière artificielle pour assurer une photopériode de 16 h ou de 8 h et une intensité de l'éclairage pendant les jours nuageux. Un plan factoriel complet utilise trois espèces végétales, cinq niveaux de traitement chimique (deux concentrations d'extraits de sables bitumineux contaminés, deux concentrations d'un mélange commercial d'acides naphthéniques et un groupe témoin) avec quatre niveaux de traitement mycorhizien (avec et sans un inoculat fongique viable, puis avec et sans l'aération de l'eau ou du substrat) et six réplicats. Les plantes sont cultivées à partir de graines dans un milieu stérilisé (tourbe et sable). Deux lignes directrices de contrôles des plantes sont respectées (Environnement Canada, 2005; Organisation de coopération et de développement économiques [OCDE], 2006). Les plantes sont cultivées dans des tubes en plastique de 60 L avec les niveaux appropriés d'éléments nutritifs, d'eau et de substances chimiques pendant la période de croissance de dix semaines. Chaque semaine, la hauteur de la plante, les conditions générales, le niveau de pH dans le sol et l'eau de même que les matières solides dissoutes dans l'eau totales sont mesurés. Les mesures photosynthétiques sont prises chaque semaine. Le taux d'assimilation photosynthétique du carbone (ACO_2), la conductance stomatique de la vapeur d'eau (g) et les concentrations de dioxyde de carbone sous-stomatiques parmi d'autres mesures sont mesurés et corrigés pour tenir compte des différences sur la surface foliaire entre les plantes. À la fin de la période de croissance, trois plantes de chaque tube sont choisies au hasard pour examiner l'étendue de la colonisation de racines du champignon mycorhizien à arbuscules. Lors de la récolte, des pousses sont coupées à la surface du sol, séchées, puis pesées. Les racines sont nettoyées, séchées, puis pesées de façon semblable aux pousses. Les échantillons de tissus végétaux (au-dessus du sol et souterrains) sont assujettis à des mesures de spectrométrie de masse à haute résolution pour l'analyse des acides naphthéniques. Les métaux lourds sont également évalués dans les tissus végétaux. Les données sont soumises à des statistiques paramétriques pour examiner la phytotoxicité et déterminer si la présence du champignon mycorhizien à arbuscules chez des espèces végétales des terres humides a une influence sur l'absorption et la compartimentalisation des acides naphthéniques et de leurs conjugués dans différents tissus végétaux (Headley *et al.*, 2011).

Tableau 5. Échantillonnage annuel pour analyser la relation qui existe entre la santé des plantes et la proximité des sites d'exploitation et de traitement des sables bitumineux

Zone d'étude	Relevés de diversité et d'abondance des espèces ¹	Échantillons de plantes entières prélevés pour définir la caractérisation de base des contaminants de sables bitumineux ²	Nombre d'échantillons de tissus de racines analysés pour vérifier la présence de mycorhiziens à arbuscules ³	Nombre d'échantillons d'eau d'étang analysés pour vérifier la présence de contaminants de sables bitumineux ⁴
Fort Resolution	120	120	36	4
Fort Smith/parc national du Canada Wood Buffalo ⁵	120	120	36	4
Fort Chipewyan/parc national du Canada Wood Buffalo	120	120	36	4
Fort McMurray : à moins de 10 km de traitement des sables bitumineux	120	120	36	4
Fort McMurray : 30 km au sud de traitement actif des sables bitumineux	120	120	36	4
Fort McMurray : de 20 à 30 km au nord de traitement actif des sables bitumineux	120	120	36	4
Site 1 en Alberta	120	120	36	4
Site 2 en Alberta	120	120	36	4
Site 1 en Saskatchewan	120	120	36	4
Site 2 en Saskatchewan	120	120	36	4
Total = 10 zones d'étude	1200	1200	360	40

¹Des relevés de diversité et d'abondance des plantes sont effectués dans chaque zone d'étude. Les plantes sont étudiées en groupes de 3 (à l'aide des quadrats de 1 m sur 1 m); au bord de l'eau, à 1 m de l'eau, à 3 m du bord de l'eau, à 10 endroits à des intervalles réguliers autour de l'étang (4 étangs par zone d'étude multipliés par 30 quadrats = 120 quadrats par site).

²Des échantillons de racines, de pousses et de feuilles sont prélevés pour trois espèces (les espèces les plus répandues et résistantes déterminées par les relevés de plantes – fort probablement la quenouille à feuilles larges, l'alpiste roseau et l'aulne rugueux. Des parties de 10 plantes de chaque espèce (10 plantes multipliées par 3 espèces = 30 plantes) sont recueillies à chaque étang (4 étangs multipliés par 30 plantes = 120 plantes par site) pour vérifier la présence de résidus de contaminants.

³Les sous-échantillons de racines sont colorés pour filtrer et évaluer les colonisations de mycorhiziens à arbuscules dans chaque espèce (3 espèces multipliées par 3 échantillons de racines multipliés par 4 étangs = 36 échantillons de racines par site) comme substitut pour la santé des plantes et le potentiel de phytoremédiation.

⁴Un échantillon d'eau par étang multiplié par quatre étangs = quatre échantillons par site

⁵Parc national du Canada Wood Buffalo

CHAPTITRE 4. RÉFÉRENCES

- Blaustein, A.R., Johnson, P.T. 2003. The complexity of deformed amphibians. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1:87-94.
- Brown, R.E., *et al.* 1997. The avian respiratory system: A unique model for studies of respiratory toxicosis and for monitoring air quality. *Environ. Health Perspect.* 105:188.
- Burstyn, I., *et al.* 2007. Industrial sources influence air concentrations of hydrogen sulfide and sulfur dioxide in rural areas of western Canada. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 57:1241-1250.
- Conseil canadien de protection des animaux. 2006. Recommandations spécifiques aux espèces : Les amphibiens et les reptiles. Ottawa (Ont.) : Conseil canadien de protection des animaux.
- Carey, C., Bradford, D.F., Brunner, J.L., Collins, J.P., Davidson, E.W., Longcore, J.E., Ouellet, M., Pessier, A.P., Schock, D.M. 2003. Biotic factors in amphibian population declines. *In*: Linder, G., Krest, S.K., Sparling, D.W. (éditeurs). *Amphibian Declines: An integrated analysis of multiple stressor effects*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). p. 153-208.
- Collins, J.P., Storfer, A. 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions* 9:89-98.
- Craft, R., Craft, K.P. 1996. Use of free ranging American kestrels and nest boxes for contaminant risk assessment sampling: A field application. *Journal of Raptor Research* 30:207-212.
- Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D. 2003. Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions* 9:141-150.
- Environnement Canada. 2005. Méthode d'essai biologique : essai de mesure de la levée et de la croissance de plantes terrestres exposées à des contaminants dans le sol. Rapport SPE 1/RM/45 (incluant les modifications de juin 2007).
- Fox, G.A., Grasman, K.A., Campbell, G.D. 2007a. Health of herring gulls (*Larus argentatus*) in relation to breeding location in the early 1990s. II. Cellular and histopathological measures. *J. Toxicol. Environ. Health A.* 70(17):1471-91.
- Fox, G.A., Jeffrey, D.A., Williams, K.S., Kennedy, S.W., Grasman, K.A. Sept. 2007b. Health of herring gulls (*Larus argentatus*) in relation to breeding location in the early 1990s. I. Biochemical measures. *J. Toxicol. Environ. Health A.* 70(17):1443-70.
- Fox, G.A., Lundberg, R., Wejheden, C., Lind, L., Larsson, S., Orberg, J., Lind, P.M. 2008. Health of herring gulls (*Larus argentatus*) in relation to breeding location in the early 1990s. III. Effects on the bone tissue. *J Toxicol Environ Health A.* 71(21):1448-56.

- Gahl, M.K., Calhoun, A.J.K. 2010. The role of multiple stressors in ranavirus-caused amphibian mortalities in Acadia National Park wetlands. *Canadian Journal of Zoology* 88:108-121.
- Gardiner, D., Ndayibagira, A., Grun, F., Blumberg, B. 2003. Deformed frogs and environmental retinoids. *Pure and Applied Chemistry* 75:2263-2273.
- Gauthier, L.T., Hebert, C.E., Weseloh, D.V., Letcher, R.J. 2008. Dramatic changes in the temporal trends of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in herring gull eggs from the Laurentian Great Lakes: 1982-2006. *Environ. Sci. Technol.* 42(5):1524-30.
- Gauthier, L.T., Potter, D., Hebert, C.E., Letcher, R.J. 2009. Temporal trends and spatial distribution of non-polybrominated diphenyl ether flame retardants in the eggs of colonial populations of Great Lakes herring gulls. *Environ. Sci. Technol.* 43(2):312-7.
- Grasman, K.A., Armstrong, M., Hammersley, D.L., Scanlon, P.F., Fox, G.A. 2000a. Geographic variation in blood plasma protein concentrations of young herring gulls (*Larus argentatus*) and Caspian terns (*Sterna caspia*) from the Great Lakes and Lake Winnipeg. *Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol. Pharmacol.* 125(3):365-75.
- Grasman, K.A., Fox, G.A., Scanlon, P.F., Ludwig, J.P. 1996. Organochlorine-associated immunosuppression in prefledgling Caspian terns and herring gulls from the Great Lakes: an ecoepidemiological study. *Environ. Health Perspect.* 104 Suppl. 4:829-42
- Grasman, K.A., Scanlon, P.F., Fox, G.A. 2000b. Geographic variation in hematological variables in adult and prefledgling herring gulls (*Larus argentatus*) and possible associations with organochlorine exposure. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 38(2):244-53.
- Headley, J.V., Peru, K.M., Janfada, A., Fahlman, B., Gu, C., Hassan, S. 2011. Characterization of oil sands acids in plant tissue using Orbitrap ultra-high resolution mass spectrometry with electrospray ionization. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 25:459-462.
- Hebert, C.E., Norstrom, R.J., Zhu, J., Macdonald, C.R. 1999. Historical Changes in PCB Patterns in Lake Ontario and Green Bay, Lake Michigan, 1971 to 1982, from Herring Gull Egg Monitoring Data Hebert, J. *Great Lakes Res.* 25(1):220-233
- Hebert, C.E., Weseloh, D.V., Gauthier, L.T., Arts, M.T., Letcher, R.J. 2009. Biochemical tracers reveal intra-specific differences in the food webs utilized by individual seabirds. *Oecologia* 160(1):15-23.
- Hebert, C.E., Weseloh, D.V., MacMillan, S., Campbell, D., Nordstrom, W. 2011. Metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in colonial waterbird eggs from Lake Athabasca and the Peace–Athabasca Delta, Canada. *Env. Toxicol. Chem.* 30(5):1178-1183.

Johnson, P.T.J., Lunde, K.B., Ritchie, E.G., Launer, A.E. 1999. The effect of trematode infection on amphibian limb development and survivorship. *Science* 284:802-804.

Johnson, P.T.J., Hartson, R.B., Larson, D.J., Sutherland, D.R. 2008. Diversity and disease: community structure drives parasite transmission and host fitness. *Ecol. Lett.* 11:1017-1026.

Kelly, E.N., Schindler, D.W., Hodson, P.V., Short, J.W., Radmanovich, R., Nielsen, C.C. 2010. Oil sands development contributes elements toxic at low concentrations to the Athabasca River and its tributaries. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 107:16178-16183.

Keith, J.A. 1966. Reproduction in a population of herring gulls *Larus argentatus* contaminated by DDT. *J. Appl. Ecol.* 3(Suppl):57-70.

Lannoo, M. 2008. Malformed frogs: The collapse of aquatic ecosystems. Berkeley (CA) : University of California Press.

McGonigle, T.P., Miller, M.H., Evans, D.G., Fairchild, G.L., Swan, J.A. 1990. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist* 115:495–501.

Mehta, P. 2006. Evaluating the Potential of Alder-Frankia Symbionts for the Remediation and Revegetation of Oil Sand Tailings. Mémoire présenté au Département des sciences des ressources naturelles de l'Université McGill, Montréal (Qc).

Melancon, M.J. 1996. Development of cytochrome P450 in avian species as a biomarker for environmental contaminant exposure and effect: Procedures and baseline values. *In*: Bengston, D.A., Henshel, D.S., éditeurs. Environmental Toxicology and Risk Assessment: Biomarkers and Risk Assessment. vol 5. p. 95-108. Philadelphie (PA) : American Society for Testing and Materials.

Melancon, M.J., *et al.* 2000. Evaluating cytochrome P450 in birds by monooxygenase and: Possible nonlethal assessment by skin immunohistochemistry. 21^e Rencontre annuelle de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry, tenue à Nashville (TN) du 12 au 16 novembre 2000.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2006. Lignes directrices 208 et 227, Essai sur plante terrestre – essai d'émergence de plantules et de croissance de plantures : essai de vigueur végétative. *In*: Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques. Paris (France) : OCDE.

Olgard, M., Smits, J.E.G., *et al.* 2008. Effects of inhalation exposure to a binary mixture of benzene and toluene on vitamin A status and humoral and cell-mediated immunity in wild and captive American kestrels. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 71:1100-1108.

Olsgard, M., Smits, J.E.G. 2008. The design, construction, and operation of a whole-body inhalation chamber for use in avian toxicity studies. *Inhalation Toxicology* 20(2):191-197.

Ouellet, M. 2000. Amphibian deformities: current state of knowledge. *In: Sparling, D.W., Linder, G., Bishop, C.A. (éditeurs). Ecotoxicology of amphibians and reptiles. p. 617-661. Pensacola (FL) : Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC).*

Pounds, J.A., *et al.* 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature* 439:161-167.

Rogers, V.V., Wickstrom, M., Liber, K., MacKinnon, M.D. 2002. Acute and subchronic mammalian toxicity of naphthenic acids from oil sands tailings. *Toxicological Sciences* 66:347-355.

Reid, D.G., Code, T.E., Reid, A.C.H., Herrero, S.M. 1994. Food habits of the river otter in a boreal ecosystem. *Revue canadienne de zoologie* 72:1306-1313.

Smits, J.E.G., *et al.* 2000. Reproductive, immune, and physiological end points in tree swallows on reclaimed oil sands mine sites. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19:2951-2960.

Taylor, B., Skelly, D., Demarchis, L.K., Slade, M.D., Galusha, D., Rabinowitz, P.M. 2005. Proximity to pollution sources and risk of amphibian limb malformation. *Environ. Health Perspect.* 113:1497-1501.

Verma, D.K., *et al.* 2000. Benzene and total hydrocarbon exposures in the upstream petroleum oil and gas industry. *American Industrial Hygiene Association* 61:255-263.

Waldner, C.L., Clark, E.G. 2009. Association between exposure to emissions from the oil and gas industry and pathology of the immune, nervous, and respiratory systems, and skeletal and cardiac muscle in beef calves. *Archives of Environmental and Occupational Health* 64:6-27.

Weseloh, D.V., Pekarik, C., De Solla, S.R. 2006. Spatial patterns and rankings of contaminant concentrations in Herring Gull eggs from 15 sites in the Great Lakes and connecting channels, 1998-2002. *Environ. Monit. Assess.* 113(1-3):265-84.

Équipe scientifique :

M^{me} Céline Boutin, Ph. D., Environnement Canada
M^{me} Christiane Charest, Ph. D., Université d'Ottawa
M^{me} Kim Fernie, Ph. D., Environnement Canada
M. Douglas Forsyth, Ph. D., Environnement Canada
M^{me} María Forzán, Ph. D., Université de l'Île-du-Prince-Édouard
M. John Headley, Ph. D., Environnement Canada
M. Craig Hebert, Ph. D., Environnement Canada
M^{me} Karen Machin, Ph. D., Université de la Saskatchewan
M. Bruce Pauli, Environnement Canada
M. Allan Pessier, Ph. D., zoo de San Diego
M^{me} Danna Schock, Ph. D., Collège Keyano
M. Laird Shutt, Ph. D., Environnement Canada
M^{me} Judit Smits, Ph. D., Université de Calgary
M^{me} Catherine Soos, Ph. D., Environnement Canada
M. Philippe Thomas, Environnement Canada

Examineurs externes

Les scientifiques suivants ont été définis comme étant des examinateurs de certaines parties ou de l'ensemble de la composante de la biodiversité terrestre (contaminants) du plan :

M. Josh Ackerman, Université de Californie
M. Patrik Audet, Ph. D., Université de Queensland, Australie
M^{me} Susan Bayley, Ph. D., Université de l'Alberta
M. Paul R. Becker, Hollings Marine Laboratory, États-Unis
M. David Evers, Biodiversity Research Institute, États-Unis
M. Paul Flint, US Geological Service, États-Unis
M^{me} Alice Hontela, Ph. D., Université de Lethbridge
M^{me} Angela Matz, U.S. Fish and Wildlife Service, États-Unis
M. Michael Meyer, Ph. D., Wisconsin Department of Natural Resources, États-Unis
M. Christy Morrissey, Ph. D., Université de la Saskatchewan
M. David Page, Ph. D., Collège Bowdin, États-Unis
M. Leonard Tsuji, Université de Waterloo
M^{me} Cheryl Waldner, Ph. D., Université de la Saskatchewan
M. Mark Wickstrom, Ph. D., Université de la Saskatchewan
M. Gary Wobeser, Ph. D., Université de la Saskatchewan

BIODIVERSITÉ TERRESTRE – FAUNE

CHAPITRE 1. INTRODUCTION ET OBJECTIFS

1.1 Objectif du présent Plan et questions traitées par la surveillance

La protection et la conservation de la biodiversité, y compris la faune et ses habitats, constituent une valeur fondamentale pour les Canadiens. Le Canada dispose d'abondantes richesses naturelles, y compris de dépôts de bitume ou sables bitumineux. Le défi collectif est d'acquiescer des richesses économiques issues de ces ressources d'une manière responsable sur le plan environnemental. Le présent document établit le cadre à partir duquel on peut mettre au point un programme exhaustif à long terme pour la biodiversité terrestre dans la région des sables bitumineux de l'Alberta et de la Saskatchewan.

Le but du programme de surveillance est de déterminer la réponse de la biodiversité terrestre (positive, négative ou neutre) aux activités associées au développement économique des sables bitumineux. Le programme vise à garantir que les renseignements adéquats sont disponibles pour éclairer la prise de décisions concernant la biodiversité terrestre dans la région des sables bitumineux, et à permettre la compréhension par les Canadiens des conséquences des décisions liées à la biodiversité, maintenant et dans l'avenir. Environnement Canada reconnaît qu'il y a de nombreuses questions et préoccupations soulevées par le public au sujet des répercussions des sables bitumineux sur la faune, notamment la demande de diverses mesures de conservation pour atténuer ces répercussions, (p. ex. Grant *et al.*, 2001). La demande est équivalente pour de l'information permettant d'éclairer des organismes gouvernementaux de réglementation et des exploitants de l'industrie sur le succès de leurs efforts d'atténuation. Le développement des sables bitumineux a altéré le paysage et a généré un afflux de personnes dans cette région. Des répercussions importantes sur la faune se produisent en réponse à la perte et la transformation de l'habitat. Les sables bitumineux exploitables éliminent principalement la biodiversité initiale sur ces sites jusqu'à ce que la restauration soit entamée. Le développement des sables bitumineux modifiera la géographie de la forêt boréale régionale. Par ailleurs, l'effet de retardement du rétablissement pourrait prendre de nombreuses décennies sans aucune garantie que certains types d'habitat puissent être rétablis là où des efforts d'atténuation ont lieu. Un programme de surveillance réussi doit répondre à toutes ces demandes pour signaler toutes ces répercussions et éclairer la direction sur le système en fournissant de l'information pertinente, accessible et crédible sur le plan scientifique.

Voici les questions générales auxquelles répondra le programme de surveillance :

1. Quelles sont les répercussions des perturbations de l'habitat causées par le développement de sables bitumeux sur la biodiversité terrestre au fil du temps?
2. Quel est le niveau de réussite lié aux efforts d'atténuation des effets du développement de sables bitumeux sur la biodiversité terrestre au fil du temps?

Ces questions générales exigent une clarification des termes « biodiversité » et « atténuation », et la prise en compte des enjeux liés à l'échelle spatiale et temporelle. La biodiversité fait référence à la composition, à la structure et à la fonction des organismes vivants ainsi qu'aux complexes écologiques dont ils font partie. La biodiversité comprend, en outre, la diversité au sein des espèces et entre ces dernières ainsi que des écosystèmes, et elle est mesurée à diverses échelles (Noss, 1990; Environnement Canada, 1995). La biodiversité terrestre, telle qu'utilisée dans le présent document, fait référence à la faune (plantes et animaux) et comprend le niveau des espèces et au-delà (c.-à-d., il ne s'agit pas de diversité génétique). L'échelle temporelle et spatiale a une incidence sur tous les aspects de conception et de production de rapports. Aux fins de ce document, l'atténuation fait référence à un large éventail de mesures allant de modifications mineures des pratiques d'exploitation à des mesures majeures comme des espaces compensatoires pour l'habitat et la restauration de sites.

Sur le plan historique, de nombreux programmes de surveillance ont été limités à l'état et aux tendances de la faune (p. ex. Relevé des oiseaux nicheurs www.pwrc.usgs.gov/bbs/). Ce document décrit une approche intensifiée de la surveillance de l'état et des tendances de la faune et fournit de plus amples détails sur celle-ci pour inclure la surveillance de la relation « de cause à effet ». Le présent document contient l'étape 1 et décrit l'approche à l'égard de la surveillance de la biodiversité pour la région des sables bitumineux, afin de (1) signaler l'état et les tendances de la faune et de ses habitats et (2) de permettre de comprendre l'incidence des activités d'exploitation des sables bitumineux (de l'exploration à l'extraction) sur la faune, pour évaluer les mesures de gestion. Les étapes suivantes comprendront la mise en œuvre à l'aide de l'approche décrite ci-après.

Les décisions relatives au niveau de développement auquel une mesure de gestion doit être mise en application sont distinctes du programme de surveillance. Les résultats de surveillance éclaireront la discussion indispensable sur ces questions pour la région des sables bitumineux; toutefois, certaines décisions sont influencées par un large éventail de valeurs sociétales, desquelles les valeurs écologiques font partie. L'approche décrite dans ce plan de surveillance met l'accent sur une série rigoureuse de méthodes quantitatives qui fournit l'information appropriée sur les effets et les risques qui menacent la biodiversité. Dans sa forme finale, ce plan reflétera les commentaires issus d'un examen scientifique mené par des tiers. L'applicabilité des résultats de surveillance à la prise de décision représente la dernière mesure de réussite du programme.

1.2 Définition de la surveillance décrite dans le présent Plan

Comme il a été mentionné précédemment, le but du programme de surveillance est de déterminer la réponse de la biodiversité terrestre (positive, négative ou neutre) aux activités associées au développement des sables bitumineux. À cette fin, le programme de surveillance nécessite une composante de surveillance de l'état et des tendances des populations, ainsi qu'une composante d'évaluation des effets pour déterminer les mécanismes causaux (Conseil national de recherches du Canada, 1995; Mulder *et al.*, 1999; Stadt *et al.*, 2006; Haughland *et al.*, 2010; Gardner, 2010). La surveillance de l'état et des tendances des populations procure des données sur l'état de la biodiversité (cibles), sur les activités industrielles (facteurs de stress individuels ou cumulatifs) et sur les habitats (covariables, habituellement de la végétation, et facteurs de réponse cible) au fil du temps. La surveillance de l'état permet la détection des différences « entre différents endroits à un moment donné » et la surveillance des tendances examine les « changements de la valeur au fil du temps à un endroit donné » (Noon, 2002). La surveillance de la relation de cause à effet repose sur l'élaboration d'hypothèses et permet l'attribution de la cause et des effets entre les facteurs de stress et les cibles. Ces deux approches se complètent et elles existent sur un gradient, c'est-à-dire qu'elles partagent certains aspects (figure 1.1). Par exemple, les données de surveillance sur l'état et les tendances peuvent être utilisées pour mettre à l'épreuve les hypothèses de cause à effet générées *a posteriori*, et des études intensives peuvent éclairer et valider la surveillance de l'état et des tendances de la faune.

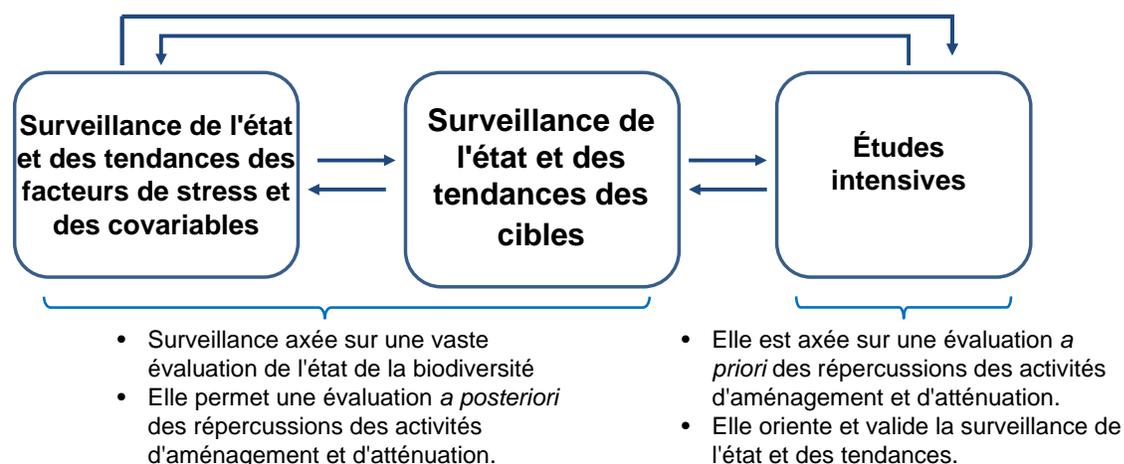


Figure 1.1. Diagramme des deux types de surveillance décrits dans ce plan : surveillance de l'état et des tendances pour les cibles, les facteurs de stress et les covariables, et surveillance de la relation de cause à effet au moyen d'études intensives. Les flèches indiquent les liens entre toutes les composantes, puisque les résultats d'un aspect éclaireront la conception d'autres aspects d'une manière itérative et évolutive.

On exclut implicitement de ce plan la surveillance de la conformité, qui est similaire à une vérification qui sert à déterminer si les règlements, les politiques ou les lignes directrices ont été mises en œuvre (Gardner, 2010). La surveillance de la conformité implique la question « Les règles ont-elles été respectées? » et n'est pas liée aux résultats de conservation finaux (efficacité) ou à la validation des mesures de gestion. Ainsi, l'objectif de la surveillance n'est pas de gérer les répercussions, et cette dernière n'entre pas dans le cadre du plan.

Notre approche de surveillance de l'état et des tendances de la faune combinée à la surveillance de la relation de cause à effet elle-même exige que nous développions un cadre conceptuel de l'écosystème et de l'effet des sables bitumineux sur la biodiversité. Ce plan présente un processus pour définir ce cadre par la détermination et l'établissement de l'ordre de priorité des facteurs de stress et des cibles, la mise au point de la conception d'ensemble, la gestion des données et par une évaluation de rendement indépendante de l'ensemble du programme.

1.3 Contexte législatif

Le plan de surveillance vise à favoriser la mise en œuvre des mandats fédéraux et provinciaux pour la conservation et la protection de la faune et de ses habitats dans la région des sables bitumineux. Au niveau fédéral, cela inclut la *Loi sur les espèces en péril*, la *Loi sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs* et la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*. Au niveau provincial, cela inclut la *Wildlife Act (loi sur les espèces sauvages)* et l'*Environment Protection and Enhancement Act (loi sur la protection et l'amélioration de l'environnement)* pour l'Alberta, ainsi que la *Wildlife Act* et l'*Environmental Assessment Act (loi sur l'évaluation environnementale)* pour la Saskatchewan. Le Canada est également signataire de la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique et, à ce titre, s'engage à assurer la conservation de la biodiversité et l'utilisation durable des ressources biologiques. Ce programme aura divers avantages qui éclaireront les processus de prise de décisions fédéraux et provinciaux liés à la gestion des ressources naturelles dans cette région.

1.4 Contexte écologique et industriel

Il existe plus de 80 000 espèces en Alberta et en Saskatchewan, dont de nombreuses se trouvent dans la région des sables bitumineux. La plupart des espèces sont des arthropodes, des algues, des protozoaires et des champignons, avec les vertébrés (mammifères, oiseaux, amphibiens et reptiles) en composant environ 0,5 % seulement (Royal Alberta Museum, communication personnelle du Saskatchewan Conservation Data Centre). Pour la majorité des espèces, nous disposons de données limitées sur la dynamique des populations et communautés.

Aucun programme de surveillance ne pourrait contrôler la totalité de la biodiversité en raison du nombre même d'espèces et des limites liées à la logistique et les ressources. Ce plan est axé sur la biodiversité terrestre, mais inclut aussi les espèces associées aux terres humides telles

que les oiseaux et les amphibiens des milieux humides. Tout en reconnaissant le bien fondé d'une surveillance multi-axes à long terme de l'ensemble de la biodiversité terrestre, l'approche initiale est axée principalement sur la surveillance de la faune et de ses habitats, notamment les plantes et les animaux, sur lesquels nous avons sans doute plus de connaissances et pour lesquels il y a un intérêt sociétal élevé. De nombreux principes de cette approche sont pertinents à la surveillance de la biodiversité de façon générale, en reconnaissant qu'il y a des considérations de conception des programmes de surveillance propres au cycle vital des espèces et à l'échelle spatiale et temporelle d'intérêt.

La région des sables bitumineux de l'Alberta et de la Saskatchewan est située dans l'écorégion des plaines boréales dans l'ouest du Canada (figure 1.2). La forêt de cette écorégion est caractérisée par des milieux secs et humides. Les forêts en milieu sec sont majoritairement composées de peuplements mixtes (dont le ratio de peupliers tremble et d'épinettes blanches varie de décidus purs à conifères purs) et, dans une moindre mesure, de pins gris. Les milieux humides sont essentiellement composés de tourbières et d'autres zones humides ainsi que de peuplements d'épinettes noires et de mélèzes (Rowe, 1972). On trouve également du bouleau à papier et des sapins baumiers, mais en quantité inférieure comparativement aux zones boréales de l'Est. Les plaines boréales, comme le reste de la forêt boréale en Amérique du Nord, est un écosystème intrinsèquement dynamique. Les perturbations à grande échelle se produisent naturellement dans ce milieu, notamment des feux de forêt, mais également des infestations d'insectes; on relève également des perturbations à plus petite échelle telles que l'activité des castors (construction de barrages, coupe d'arbres) et les chablis (Pastor *et al.*, 1996, Schneider, 2002, Song, 2002). Les populations d'espèces sauvages boréales sont adaptées à ces perturbations et ces communautés écologiques, et une dynamique des communautés unique (abondance et nombre d'espèces) se manifeste lorsque ces perturbations se produisent dans le paysage (p. ex., Song, 2002, Fisher et Wilkinson, 2005, Schieck et Song, 2006). Le défi lié à la surveillance de ces milieux est leur variabilité inhérente ainsi que le manque relatif de connaissances sur les populations et les communautés qui y sont présentes.

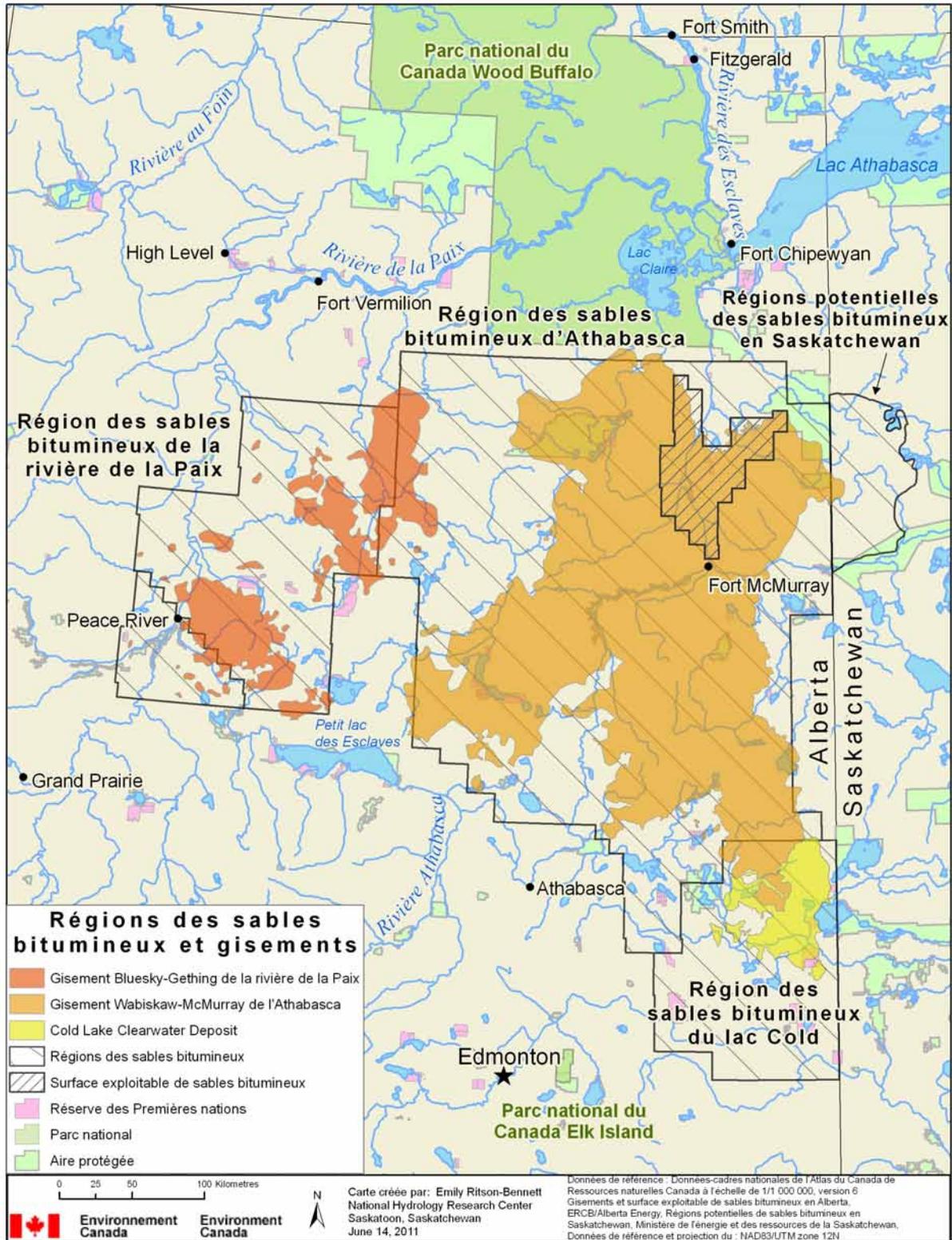


Figure 1.2. Carte de la répartition géographique des dépôts de bitume en Alberta et en Saskatchewan

La perturbation de la faune et de ses habitats par le développement des sables bitumineux repose principalement sur la portée spatiale des dépôts de bitume en Alberta et, dans une moindre mesure, dans l'ouest de la Saskatchewan (figure 1.2). À ce jour, plusieurs études scientifiques ont été menées afin d'examiner des répercussions particulières ou des enjeux pertinents à l'égard de la région des sables bitumineux (p. ex., Dyer *et al.*, 2001; Dyer *et al.*, 2002; Bayne *et al.*, 2005a; Bayne *et al.*, 2005b; Lee et Boutin, 2006; Machtans, 2006; Bayne *et al.* 2008; Habib *et al.*, 2008; Sorenson *et al.*, 2008). Il existe également une grande quantité de données non publiées dans les évaluations environnementales relatives aux développements ainsi que des données historiques du Programme de recherche environnementale sur les sables bitumineux de l'Alberta du ministère de l'Environnement de l'Alberta. En outre, la compréhension de la nature des répercussions des sables bitumineux peut souvent être bien éclairée par les études sur les perturbations d'autres régions boréales ayant une biodiversité semblable (p. ex. Song, 2002).

Les activités humaines peuvent entraîner la mortalité directe des espèces, modifier les habitats disponibles pour ces dernières ou altérer la qualité des habitats (p. ex., par des changements de la dynamique prédateur/proie). Les perturbations les plus connues sont les mines impliquées dans l'extraction superficielle du bitume ainsi que les bassins de résidus et les sous-produits issus du traitement des sables bitumineux sur place. Dans la zone de sables bitumineux, la majorité du bitume (environ 80 %) est enterrée trop profondément pour qu'on puisse y avoir accès par des activités minières traditionnelles (Gouvernement de l'Alberta, non daté). Au fil du temps, l'empreinte écologique issue de techniques *in situ* (forage pour extraire du bitume tout en laissant le sable en place) devrait grandement dépasser celle découlant des mines conventionnelles (Jordon *et al.*, 2009; Energy Resources Conservation Board, 2010). Les sources typiques de perturbation des habitats par le développement de sables bitumineux comprennent les perturbations linéaires telles que les lignes sismiques, les pipelines et les routes, de même que les perturbations polygonales comme les mines, les plateformes d'exploitation et les stations de compression. Mis à part le défrichage de la végétation, on relève également d'autres perturbations des habitats, notamment le bruit, la poussière générée par les machines et par les véhicules, les régimes hydrologiques modifiés à cause de perturbations des réseaux hydrologiques, et par les espèces envahissantes, quelles soient dues à des espèces non indigènes ou à la transformation du paysage qui crée des habitats pour les espèces qui, habituellement, n'occuperaient pas la forêt boréale contiguë.

Il y a également des effets indirects du développement des sables bitumineux sur la faune et ses habitats, comme l'infrastructure et l'urbanisation pour appuyer et transporter les gens et les produits, ainsi que le développement économique des secteurs secondaire et tertiaire qui a lieu en même temps que l'extraction des sables bitumineux. Ces effets ne se manifestent pas seulement dans les frontières spatiales des dépôts de bitume, mais également sur une échelle géographique plus large. Dans l'étape actuelle, la portée du plan est liée à la perturbation des habitats qui se produit dans l'échelle des dépôts de bitume, bien qu'il soit reconnu qu'une surveillance supplémentaire en dehors de cette région est nécessaire au contexte écologique.

Le développement des sables bitumineux n'est qu'une des activités anthropogéniques à grande échelle qui influence les habitats dans la région des plaines boréales. Par ailleurs, des opérations forestières d'envergure axées sur la récolte de trembles et d'épinettes blanches sont en place. On note également l'extraction de gaz naturel ainsi que l'agriculture, l'exploitation de mousse de tourbe, et de nombreux établissements humains. Un autre effet indirect de l'activité humaine sur la faune est le changement climatique mondial, dont les conséquences touchent la forêt boréale et d'autres secteurs (Parry *et al.*, 2007). Ces activités contribuent à l'incidence cumulative de la perturbation des habitats par les activités humaines dans la région des sables bitumineux et doivent être prise en compte à une certaine échelle lors de la surveillance des répercussions des sables bitumineux.

Enfin, en plus de la perturbation de l'habitat, le rejet de contaminants dans l'atmosphère et dans les bassins versants dû au développement des sables bitumineux peut avoir une grande incidence sur la faune, et constitue un facteur supplémentaire qui pourrait influencer l'état et les tendances des populations. Les répercussions particulières aux contaminants sont décrites dans une section distincte de Plan de Surveillance Intégré. Le cadre décrit pour la surveillance des répercussions de la perturbation de l'habitat sur la faune est rigoureux et permet d'évaluer des relation cause à effet supplémentaires, comme celle liée aux contaminants.

La description ci-dessus traite des types actuels d'activités liées aux sables bitumineux et à d'autres activités de développement économique associées à l'évaluation des répercussions sur la faune et ses habitats. Cependant, l'exploration et l'extraction actives de sables bitumineux devraient se poursuivre sur une période allant de 80 à 100 ans ou plus, selon la technologie et la demande, avec des activités de réclamation se prolongeant au-delà (Athabasca Regional Issues Working Group, 2005). Des écosystèmes entiers devront être restaurés à plusieurs échelles (Johnson et Miyanishy, 2008). Le temps nécessaire pour bien restaurer la biodiversité historique (composition, structure et fonction) est inconnu pour le moment, car il n'y a actuellement aucune technologie permettant de restaurer certains éléments des écosystèmes. Par exemple, la restauration des tourbières et de leur hydrologie n'est pas viable avec la technologie et les approches actuelles. Par conséquent, la conception de tout programme doit être adaptée au long terme et aux répercussions des technologies changeantes pour l'exploration, l'extraction et la restauration au fil du temps.

Perturbations de l'habitat causées par l'activité humaine dans la région des sables bitumineux du Canada

(d'après l'interprétation des images 2009-2010 de Landsat)

Données et carte sur la perturbation compilées par :
J. Pasher et J. Duffe
Faune et science du paysage
(17 juin 2011)

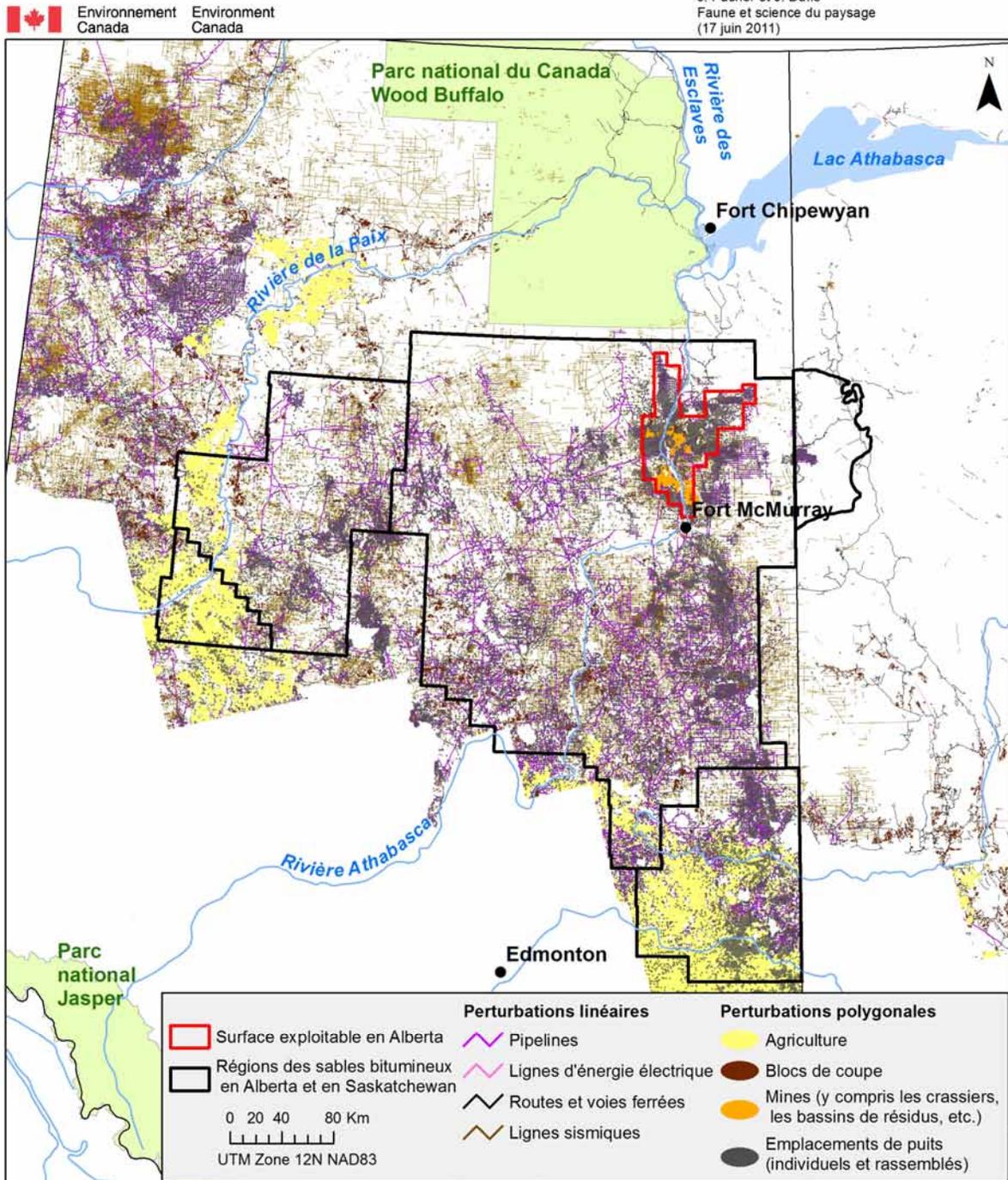


Figure 1.3. Carte des perturbations linéaires et polygonales des habitats causées par le développement des sables bitumineux et par d'autres activités économiques dans la région des sables bitumineux de l'Alberta et de la Saskatchewan. L'empreinte de mines conventionnelles se situe à l'intérieur de la bordure rouge; l'empreinte *in situ* et issue d'autres développements énergétiques et économiques est répartie dans une zone bien plus vaste.

1.5 Approche progressive de la planification et de la mise en œuvre de la surveillance

1.5.1 Étape 1 : Élaboration d'un cadre et d'une approche de surveillance

Ce plan représente la première étape dans la conception et la mise en œuvre d'un programme de surveillance particulière des répercussions des sables bitumineux sur la faune et ses habitats. Les examens des programmes de surveillance (Nichols et Williams, 2006; Gardner, 2010; Lindenmayer et Likens, 2010) citent régulièrement l'importance d'avoir un ensemble de questions pertinentes et évolutives tirées d'un cadre conceptuel du système à l'étude ainsi que le besoin d'une approche évolutive, comme éléments essentiels d'un programme efficace. Le présent document décrit sommairement l'approche servant à appliquer ces principes à la surveillance de la faune pour évaluer comment (état et tendances) et pourquoi (relation de cause à effet) la faune et les habitats de la faune sont touchés par le développement de la région des sables bitumineux.

Les examens mentionnés précédemment soulignent le rôle crucial des partenariats et l'engagement à une mise en œuvre à long terme comme facteurs fondamentaux d'une mise en œuvre réussie. Ce document ouvre la voie à plus de discussion et de collaboration avec diverses autorités réglementaires, d'autres décideurs et les parties concernées ayant des intérêts mutuels et une responsabilité à l'égard de la surveillance et de la conservation de la faune dans la région des sables bitumineux.

1.5.2 Étape 2 : Application

Dans la deuxième phase du présent plan, nous continuerons à travailler en collaboration avec les experts en surveillance et à renforcer la coopération de longue date entre les organismes provinciaux et fédéraux responsables de la faune et d'autres institutions afin de parfaire le cadre de surveillance et de mettre en œuvre le programme qui en découlera. L'accent sera mis sur les répercussions directes du développement des sables bitumineux sur la faune et les habitats de la faune. Les espèces cibles seront les espèces sauvages sous responsabilité fédérale, notamment les espèces menacées et les oiseaux migrateurs, y compris celles qui font l'objet d'une gestion provinciale. Le plan englobera l'échelle géographique des dépôts de bitume, en reconnaissant le potentiel de développement des sables bitumineux. Par ailleurs, il s'adaptera aux possibilités de collaboration liées à la planification de l'utilisation des terres.

On sollicite la collaboration entre les parties intéressées à l'égard de l'application du processus décrit dans ce plan et de la mise en œuvre du programme de surveillance qui s'en suivra. L'évaluation des programmes existants en vue de faciliter l'exécution du plan de surveillance est une phase essentielle de l'étape 2. Environnement Canada reconnaît qu'il y a des programmes existants utiles et pertinents à la surveillance des répercussions des sables bitumineux sur la faune, et ils seront pris en compte dans cette évaluation. Néanmoins, il n'existe aucun programme qui traite de manière exhaustive toutes les composantes proposées dans ce plan.

1.5.3 Étape 3 : Mise en œuvre et expansion continues de la portée cible

Les étapes ultérieures de ce plan de surveillance élargiront la portée pour incorporer des taxons supplémentaires et les répercussions directes et indirectes. À l'aide d'une approche adaptée, l'orientation du programme doit être éclairée par des données issues des étapes précédentes, nos connaissances évolutives des répercussions des sables bitumineux sur la faune, et de la nature dynamique de l'écosystème boréal et du développement des sables bitumineux.

CHAPITRE 2. COMPOSANTE DE SURVEILLANCE

2.1 CADRE CONCEPTUEL DE SURVEILLANCE

2.1.1 Éléments d'un cadre conceptuel de surveillance

Dans le présent document (phase 1), nous fournissons le cadre global de surveillance, qui décrit les bases du peaufinage et de la mise en œuvre au cours des phases ultérieures. La surveillance est un élément dans un cadre de gestion évolutive général (*sensu* Walters, 1986, Walters et Holling, 1990) qui consiste à évaluer les hypothèses liées à l'incidence des mesures de gestion (de façon individuelle et cumulative) ainsi qu'à utiliser les résultats pour éclairer la planification et la conception des activités futures. Voir la figure 2.1 pour un exemple général.

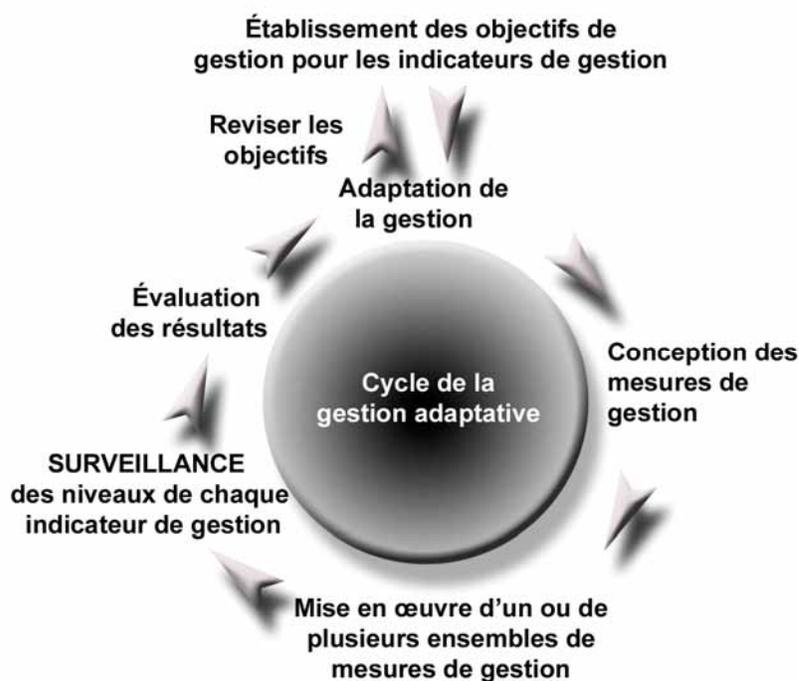


Figure 2.1. Rôle de la surveillance dans un cycle de gestion évolutive général

Nous décrivons un cadre conceptuel de surveillance de la biodiversité qui permet d'intégrer les principes de gestion évolutive dans le processus de surveillance. Nous décrivons ci-après les étapes de l'élaboration d'un programme de surveillance (figure 2.2) :

- a. Détermination des buts et des objectifs de la surveillance, du cadre conceptuel de la fonction de l'écosystème et des questions initiales qui influencent la conception du plan de surveillance. Ce processus vise notamment à déterminer les cibles (récepteur de l'incidence), les facteurs de stress éventuels (sources de perturbation des habitats) et les covariables (conception du cadre du programme dans la figure 2.2).

- b. Évaluation de la capacité des programmes existants à atteindre les buts et les objectifs définis. Cette étape permet de réduire le risque de redondance de programmes et de définir les collaborations entre les programmes qui doivent être établies aux fins de mise en œuvre. L'analyse des connaissances et des données existantes est un élément de ce programme.
- c. Conception rigoureuse d'inventaires visant à mesurer les cibles, les facteurs de stress et les covariables lorsque des programmes ne sont pas encore en place. Conception de protocoles d'inventaires appropriés pour la collecte de données sur les cibles, les facteurs de stress et les covariables. Collecte de données et validation des protocoles.
- d. Élaboration d'un système de gestion de données qui permettra de gérer les données géospatiales et les données sur la faune, et de favoriser un système d'accès ouvert et transparent. Analyse de données aux fins d'établissement de rapports de base.
- e. Établissement de rapports sur les résultats de la surveillance sur un site accessible au public, y compris la fourniture de données sous des formes adéquates pour d'autres applications.
- f. Application ou élaboration d'outils analytiques pour les applications de gestion. Cette étape permet de confirmer la nécessité de disposer d'outils supplémentaires qui peuvent rendre les résultats de la surveillance utiles pour la gestion (p. ex., afin d'évaluer les risques pour les habitats et les espèces ou de cerner les mesures prioritaires en matière de conservation et de protection).
- g. Application des résultats des rapports de base (h) et des outils analytiques (i) à la gestion de la faune, mais également à la gestion des sables bitumineux. De même, ces résultats orientent également la conception de la recherche qui peut éclairer la conception et l'interprétation ultérieures des résultats de la surveillance.
- h. Les étapes ci-dessus doivent faire l'objet d'une évaluation officielle, et ce, de façon individuelle et collective, en vue de déterminer si le programme permet d'atteindre les buts et les objectifs de surveillance.
- i. Les résultats générés par le programme, les questions en suspens et les nouvelles questions contribuent à la création d'un exercice visant à cerner les exigences nouvelles et continues en matière de renseignements pour la gestion des répercussions de la perturbation des habitats en raison de l'exploitation des sables bitumineux sur la faune. À la suite de l'approche itérative, les résultats de cet exercice orientent la réévaluation du cadre du programme, y compris les buts et les objectifs décrits au point (a).

Cadre conceptuel pour la surveillance de la biodiversité dans les sables bitumineux

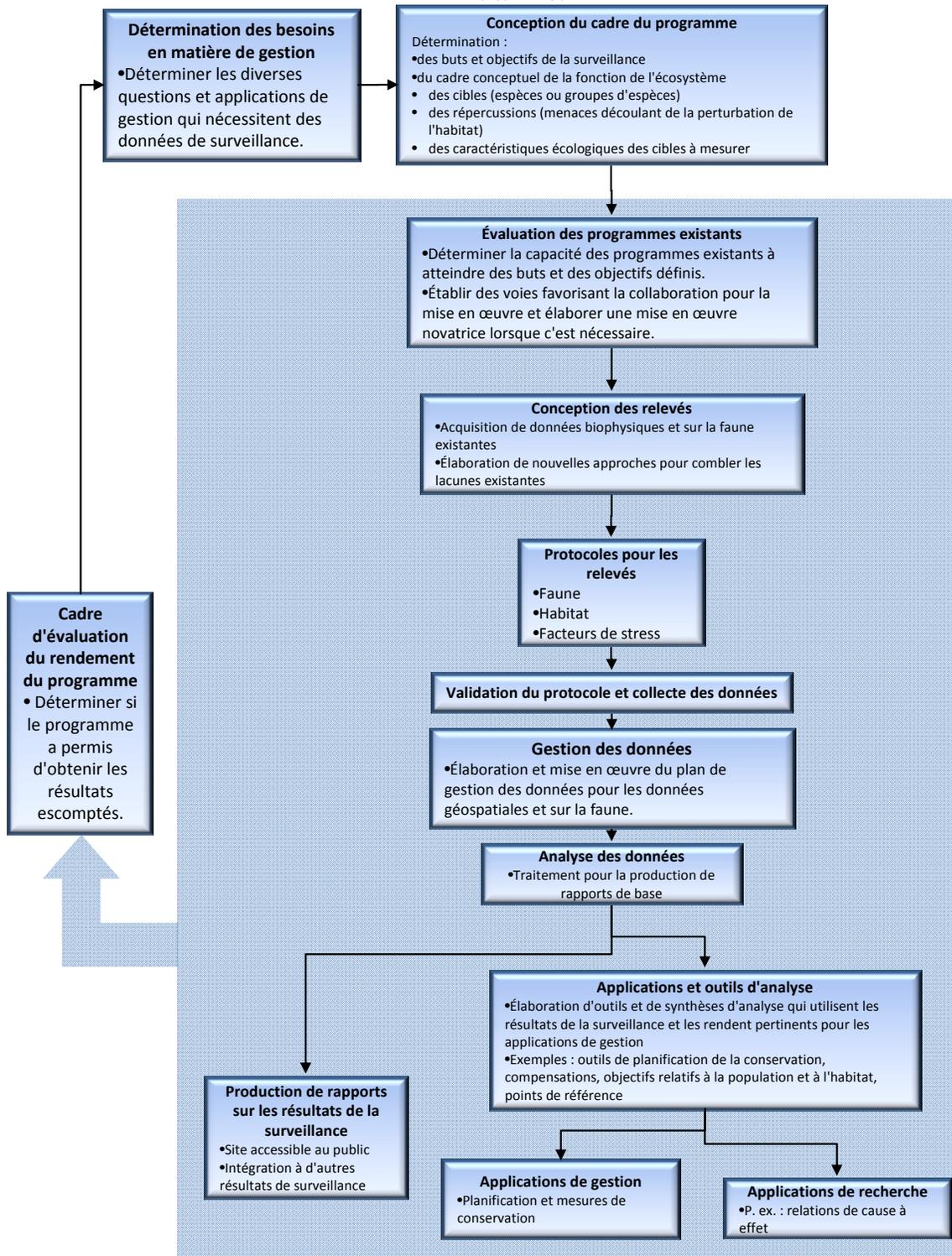


Figure 2.2. Cadre conceptuel de conception d'un programme de surveillance de la biodiversité dans la région des sables bitumineux

Dans le reste du présent document, nous appliquons ce cadre conceptuel de surveillance de la biodiversité à l'approche d'élaboration d'un programme de surveillance de la biodiversité dans la région des sables bitumineux de l'Alberta et de la Saskatchewan. La section 2.2 (Conception du cadre du programme) décrit l'élaboration d'un cadre d'orientation. Dans cette section, nous décrivons le processus de définition de buts et d'objectifs clairs qui formeront les bases du programme de surveillance de l'état, des tendances et des relations de cause à effet. Nous décrivons ensuite le processus d'élaboration d'un modèle conceptuel qui porte sur la façon dont les éléments et les processus écologiques d'un écosystème ou d'une population interagissent ainsi que sur les répercussions que les facteurs de stress peuvent avoir sur ce système (Noon, 2002, Gardner, 2010, Lindenmayer et Likens, 2010). Cela oriente la détermination des cibles et des facteurs de stress, de même que de leurs caractéristiques écologiques.

La section 2.3 (Principes de conception de la surveillance) décrit une approche de surveillance qui est fondée sur la surveillance de l'état et des tendances ainsi que sur l'examen des relations de cause à effet. L'approche présentée combine la surveillance des populations et des méthodes visant à déterminer et à quantifier les relations de cause à effet entre les espèces et les empreintes spatiales des activités liées aux sables bitumineux. Cette approche combinée facilite l'établissement de rapports sur les tendances de l'état de la biodiversité et la mesure dans laquelle la causalité des tendances observées est attribuable à des processus précis (Andrew et Mapstone, 1987). Cette approche conjointe de surveillance axée sur les tendances et les processus sera orientée par des questions *a priori* au sujet des relations de cause à effet concernant les répercussions des activités d'exploitation des sables bitumineux sur les populations fauniques. La combinaison de méthodes d'observation et d'explication permet non seulement d'établir, dans le cadre du programme de surveillance, des rapports sur l'état et les tendances de la biodiversité, mais aussi de déterminer les aspects des activités d'exploitation des sables bitumineux qui ont les répercussions les plus importantes sur la biodiversité au fil du temps.

Dans la section 2.4, nous donnons de l'information sur la gestion des données et, dans la section 2.5, nous résumons les applications et les outils de données. Nous fournissons également un résumé des outils qui donne le contexte du programme de surveillance ainsi qu'un résumé d'outils particuliers de planification de la conservation. Enfin, dans la section 2.6, nous mettons en évidence les principes d'évaluation du rendement, notamment un examen scientifique indépendant du programme.

2.1.2 Conception du cadre du programme

Un nombre considérable de documents traitent des éléments, des étapes et des processus essentiels qui peuvent être utilisés pour concevoir des programmes de surveillance (Mulder *et al.*, 1999, Farr *et al.*, 1999, Noon, 2002, Gardner, 2010, et de nombreux rapports du National Parks Service des États-Unis [<http://science.nature.nps.gov/im/monitor/MonitoringPlans.cfm>]). Dans la présente section, qui porte sur la conception du cadre du programme, nous expliquons

l'importance d'un modèle conceptuel de l'écosystème et le rôle des facteurs de stress. En outre, nous présentons un exemple qui met en scène des oiseaux migrateurs. Nous décrivons une approche d'établissement de buts et d'objectifs à partir du modèle conceptuel, et un processus de sélection des cibles, des facteurs de stress et des covariables, de même que de leurs caractéristiques écologiques.

2.1.2.1 Élaboration d'un modèle conceptuel de la fonction de l'écosystème et rôle des activités d'exploitation des sables bitumineux

L'élaboration d'un modèle conceptuel de la fonction de l'écosystème et de la relation entre les activités d'exploitation des sables bitumineux et les éléments de l'écosystème est essentielle pour déterminer des questions d'étude appropriées et les paramètres adéquats servant à évaluer ces questions. La détermination de ces questions et de ces paramètres est elle-même cruciale pour le succès du programme de surveillance (Noon, 2002). Dans le cadre de son évaluation du Environmental Monitoring Assessment Program, le National Research Council des États-Unis a déterminé que l'absence d'un modèle conceptuel constituait une lacune importante (National Research Council, 1995). Ces modèles sont une représentation concrète des justifications et des hypothèses sur les liens entre les récepteurs et les facteurs de stress (Gardner, 2010). Idéalement, ces modèles montrent l'importance relative des relations et forment, par conséquent, les bases de la sélection et du classement par ordre de priorité des cibles, des facteurs de stress et de leurs relations, lesquels contribuent à la conception de la surveillance.

À mesure que l'échelle change, les questions concernant la surveillance changent elles aussi. L'échelle spatiale et temporelle est l'un des principaux facteurs à prendre en compte dans le cadre de la conception d'un modèle conceptuel de la fonction écologique et de l'enchaînement des répercussions (Wiens, 1989). L'ampleur des répercussions peut varier. Par exemple, la matrice du paysage influence sur la probabilité des répercussions de la fragmentation (Bayne et Hobson, 1997), et les répercussions de la prédation peuvent prendre des années avant de se manifester. L'ampleur des répercussions dépend également de la morphologie et de la démographie de l'espèce touchée. Généralement, plus la zone occupée par l'espèce est petite, plus l'échelle servant à l'analyse des répercussions l'est également. La durée de vie ou la durée de génération de la cible ou du facteur de stress a également une incidence sur l'échelle temporelle la plus appropriée pour l'examen, de même que la capacité de dispersion (p. ex., la capacité d'« échapper » à une activité ou la capacité de recoloniser un habitat restauré).

Noon (2002) suggère un processus d'élaboration d'un modèle conceptuel portant sur les répercussions des facteurs de stress qui comprend les étapes suivantes :

- Caractériser les facteurs de stress et les perturbations prévus.
- Dresser la liste des processus et des ressources écologiques touchés par les facteurs de stress.
- Classer les facteurs de stress selon l'ampleur des répercussions ou des conséquences irréversibles qu'ils peuvent avoir.

- Élaborer des modèles conceptuels de l'écosystème. Décrire les répercussions écologiques que les facteurs de stress peuvent avoir sur une ou plusieurs ressources.

Nous fournissons un exemple général qui met en scène des oiseaux migrateurs et qui représente une étape vers ce processus. Notre exemple porte sur l'éventail de facteurs de stress qui découlent des activités d'exploitation des sables bitumineux parmi une gamme d'échelles spatiales et temporelles qui se rapportent aux zones de reproduction des oiseaux migrateurs. Dans cet exemple, nous nous efforçons de comprendre les répercussions sur la population à l'échelle régionale. À la deuxième étape, des modèles plus exhaustifs seront élaborés en collaboration officielle avec des experts. Cette étape comprendra un processus de classement par ordre de priorité des répercussions et la prise en compte des échelles, selon la recommandation de Noon (2002). Cependant, le modèle conceptuel et l'enchaînement des répercussions continueront d'être peaufinés au fil du temps afin de refléter les nouveaux résultats de la surveillance et de l'approche évolutive.

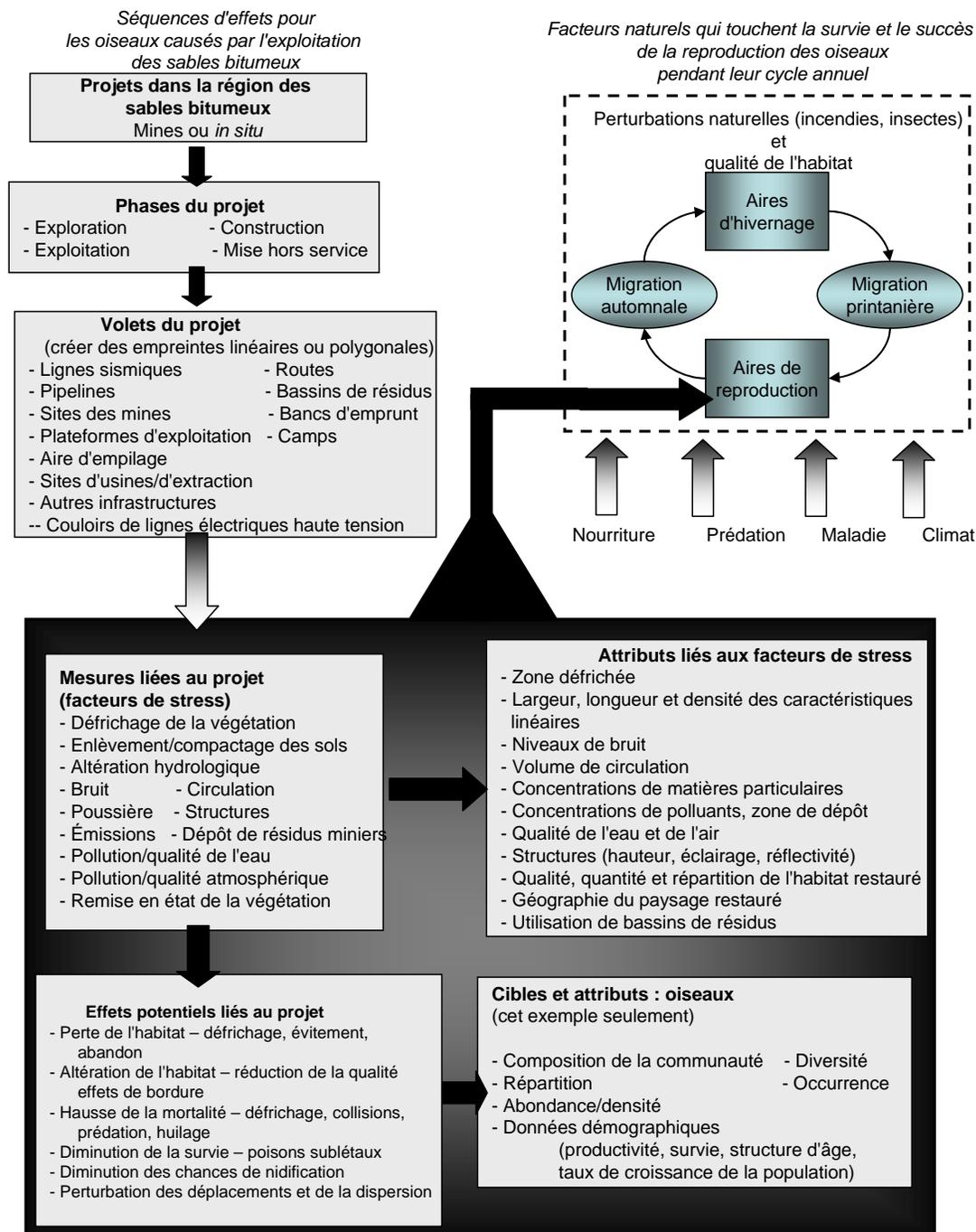


Figure 2.3. Exemple de diagramme d'enchaînement des répercussions généralisées visant les oiseaux et les sables bitumeux. Cette représentation montre d'abord qu'il y a plusieurs composantes au cycle annuel des oiseaux, où des facteurs naturels influent sur la survie et le succès de reproduction (en haut à droite, adapté de Sherry et Holmes, 1995). Ensuite les répercussions des sables bitumeux constituent des facteurs additionnels qui influent sur les oiseaux se trouvant sur les aires de reproduction. Bien que le diagramme ne soit pas exhaustif et qu'il ne représente qu'un seul groupe d'animaux, le nombre possible de liens qui doivent être examinés, évalués, classés et possiblement assujettis à une surveillance ou à une étude détaillée est manifestement important. À l'exception des sables bitumeux, aucun autre facteur anthropique (comme la chasse ou d'autres causes de mortalité causée par l'homme) n'a été inclus aux fins de concision.

Cet exemple illustre la complexité des interactions entre les espèces sauvages et les activités d'exploitation des sables bitumineux. Outre les effets à grande échelle, les effets potentiels des développements sur la faune, comme la perte d'habitats et la mortalité, peuvent varier selon le type de développement (*in situ* c. exploitation minière) et la phase de développement (exploration, construction, exploitation ou mise hors service). La réaction des cibles à l'égard du développement peut être positive, négative ou neutre (p. ex. évitement des bordures ou attrait pour celles-ci). Par conséquent, les effets de l'exploitation des sables bitumineux sur la faune varieront non seulement au fil du temps, mais également selon les espèces, ce qui pose des défis complexes quant à l'élaboration d'un plan de surveillance de la biodiversité.

Les effets potentiels des mines de sables bitumineux *in situ* et conventionnelles sur les espèces sauvages sont nombreux et comprennent la perte de l'habitat, la fragmentation de l'habitat, l'altération ou la dégradation de l'habitat, l'évitement de l'habitat, la modification des déplacements et l'accroissement de la mortalité. Les effets peuvent se produire à différentes échelles, du niveau local (niche écologique et superficie parcellaire) jusqu'au niveau régional (paysage), puis peuvent varier quant au temps et selon les espèces. Les mines laissent une empreinte *polygonale* relativement vaste dans le paysage (p. ex. un puits de mine, des bassins de résidus), tandis que les développements *in situ* laissent une empreinte *linéaire* de densité élevée (p. ex. des lignes sismiques, des pipelines et des routes), ce qui entraîne une fragmentation ou une dissection importante de l'habitat sur un territoire beaucoup plus vaste. Les effets peuvent se produire individuellement ou être cumulatifs; s'ils sont cumulatifs, ils peuvent s'ajouter à d'autres effets, multiplier d'autres effets ou s'annuler entre eux. Les relations prédictives entre ces effets et la répartition, l'abondance et la démographie des populations d'espèces sauvages dans la région des sables bitumineux sont fortement inconnues, et mettent en évidence la valeur d'un programme de surveillance visant à répondre à ces lacunes.

2.1.2.2 Buts et Objectifs

Les critiques formulées sur les programmes de surveillance (p. ex. Nichols et Williams, 2006, Lindenmayer et Likens, 2010) soulignent qu'il faut clairement définir les questions afin d'assurer la réussite de la conception de la surveillance. Le présent plan vise à répondre aux questions suivantes : « Quelles sont les répercussions de la perturbation des habitats par l'exploitation de sables bitumineux sur la biodiversité au fil du temps? Quel est le taux de réussite des efforts pour traiter les répercussions de l'exploitation des sables bitumineux sur la biodiversité terrestre au fil du temps? » Cependant, étant donné la nature générale de cette question, des éclaircissements sont requis.

Un exercice particulier sera mené au début de la conception du programme de surveillance pour déterminer les questions précises relatives à chaque composante de ce programme. La nature et la spécificité des questions différeront d'une composante de surveillance à l'autre. Ce processus sera fondé sur les zones d'intérêt et l'enchaînement des répercussions, individuelles ou cumulatives, tout au long des étapes de l'exploitation des sables bitumineux. Il devra

également traiter de l'échelle spatiale et temporelle adéquate pour la conception du programme de surveillance et l'établissement de rapports à cet égard.

2.1.2.3 Sélection des cibles, des facteurs de stress et des caractéristiques écologiques

Dans la présente section, nous décrivons l'approche adoptée pour la sélection des espèces ou des assemblages d'espèces ciblés, des facteurs de stress et d'autres covariables susceptibles d'avoir des répercussions sur la réponse cible, ainsi que les caractéristiques écologiques des cibles et des facteurs de stress.

2.1.2.3.1 Espèces et assemblages d'espèces cibles

Les cibles sont les espèces ou assemblages d'espèces que nous sélectionnons pour évaluer les répercussions de l'exploitation des sables bitumineux et des efforts d'atténuation connexes. Il est impossible de collecter des données sur toutes les espèces en raison de leur rareté, de l'accessibilité aux sites ou aux espèces, de la disponibilité des ressources, etc. De plus, il peut ne pas être désirable ni nécessaire de recueillir des données sur toutes les espèces pour atteindre les objectifs de surveillance et répondre aux questions d'étude particulières soulevées au cours de l'élaboration de l'enchaînement des répercussions. Un processus défendable doit être utilisé pour sélectionner un sous-ensemble d'espèces (Rempel *et al.*, 2004, Noon *et al.*, 2008, Weins *et al.*, 2008, Cushman *et al.*, 2010). Voici certains critères de sélection des cibles de surveillance que nous recommandons d'utiliser dans la région des sables bitumineux. Ces critères sont présentés dans un ordre hiérarchique décroissant :

1. Chevauchement géographique des aires de reproduction des espèces et des dépôts de bitume. La plus grande préoccupation concerne les espèces qui utilisent les régions de sables bitumineux comme habitat de reproduction, puisque cette étape du cycle de vie est souvent le facteur limitatif de la viabilité des populations. L'habitat de reproduction est l'habitat nécessaire à la gestation et à l'élevage des jeunes jusqu'à l'atteinte de leur indépendance. Dans les cas où les activités d'exploitation de sables bitumineux présentent des risques particuliers pour les espèces dont les voies de migration traversent la région des sables bitumineux (p. ex. les oiseaux migrateurs qui pourraient se poser sur des bassins de résidus et les utiliser comme halte migratoire), ces dernières pourraient aussi être sélectionnées comme cibles de surveillance.
2. Risques existants pour les espèces. Les espèces subissant un déclin de leur population, qui occupent une aire géographique restreinte ou qui dépendent fortement d'habitats vulnérables et difficiles à reproduire (p. ex. les zones humides ou les forêts anciennes), constituent des cibles de surveillance particulièrement intéressantes. Ces populations pourraient être davantage menacées par les activités d'exploitation des sables bitumineux et être moins résilientes à celles-ci. Les espèces protégées en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (Canada) et répertoriées comme espèces en voie de disparition ou menacées en vertu de la *Wildlife Act* (Alberta, Saskatchewan) doivent constituer des cibles de surveillance

prioritaires. Les plans régionaux de conservation des oiseaux (p. ex. Mahon *et al.*, 2011) identifient les espèces prioritaires pour la conservation et peuvent servir de guide pour les cibles potentielles qui devraient faire l'objet des efforts de surveillance. Les rapports sur la situation générale des espèces des gouvernements provinciaux fournissent d'autres directives sur les espèces qui pourraient être vulnérables aux activités d'exploitation.

3. Sensibilité aux répercussions de la perturbation des habitats. Les espèces qui sont très sensibles ou très insensibles ne sont pas particulièrement pertinentes pour l'évaluation des répercussions de la perturbation des habitats et de l'atténuation connexe, car elles disparaîtront en raison d'un faible niveau de perturbation ou seront répertoriées sans égard aux mesures de gestion (Gardner, 2010). Idéalement, un groupe d'espèces présentant une gamme de réponses (positives ou négatives) aux gradients des facteurs de stress ou des activités d'intérêt convient davantage pour évaluer les mesures de gestion. Une sélection initiale de cibles qui satisfont à ces critères peut être effectuée suivant une combinaison d'analyses documentaires et d'examen de spécialistes, et à l'aide d'analyses quantitatives basées sur les données existantes ou recueillies sur le terrain. Noon *et al.* (2008) décrit une gamme d'approches pouvant être utilisées pour sélectionner un tel groupe d'espèces, notamment les relations allométriques, la superficie du domaine vital, les caractéristiques démographiques, la position trophique et les associations à un habitat.
4. Espèces d'intérêt et de valeur sociétale. Certaines espèces présentent un grand intérêt pour la société civile, ou les secteurs connexes, car elles ont une valeur culturelle, traditionnelle, nutritionnelle, économique, esthétique ou autre, qui dépasse leur valeur inhérente. Ces espèces devraient être identifiées et intégrées au programme de surveillance. Les espèces qui ont une valeur culturelle ou traditionnelle pour les peuples autochtones devraient être identifiées en menant des consultations auprès des collectivités touchées et des organisations pertinentes de la région des sables bitumineux.
5. Espèces recensées par des protocoles d'échantillonnage normalisés. Bon nombre de protocoles normalisés de collecte de données permettront d'obtenir des renseignements sur une variété d'espèces simultanément, comme les techniques de dénombrement ponctuel des oiseaux et de pistage hivernale des mammifères. Par conséquent, bon nombre de ces espèces n'ont pas à être ciblées de façon explicite par la conception du plan d'échantillonnage. Les techniques normalisées peuvent en outre fournir des renseignements sur la structure et la dynamique des assemblages (population) d'espèces qui pourraient s'avérer uniques. Le dénombrement de telles espèces peut fournir des indices supplémentaires sur les relations fonctionnelles et les mesures de conservation potentielles. Les espèces communes pourraient être des spécialistes de l'habitat et être moins sensibles aux répercussions. Par conséquent, nous devrions être en mesure d'établir des rapports sur une gamme complète de réponses aux sables bitumineux.

2.1.2.3.1.1 Cibles en tant qu'indicateurs de rendement

Le défi de sélectionner des cibles pour leur valeur en tant qu'indicateurs de la réponse ou de caractéristiques d'autres espèces ou assemblages d'espèces peut être grand, puisque les relations fonctionnelles entre les espèces n'ont pas été clairement établies (Fleishman et Murphy, 2009, Lindenmayer et Likens, 2009, Nielsen *et al.*, 2009). Nous reconnaissons la nécessité de surveiller un sous-ensemble d'espèces; cependant, nous faisons intentionnellement référence à la surveillance des cibles et évitons de représenter ces espèces en tant qu'indicateurs. De façon générale, le terme « indicateur » signifie la mesure d'une chose pour représenter l'état d'une autre. Compte tenu du stade précoce de la compréhension de la biodiversité dans la forêt boréale de l'Ouest et du manque de renseignements sur les relations fonctionnelles, l'approche prudente consiste à ne pas étendre les résultats au-delà de la cible qui fait l'objet de la surveillance (Cushman *et al.*, 2010).

2.1.2.3.2 Facteurs de stress et covariables

Dans le présent plan, nous évaluons l'incidence de la perturbation des habitats causée par les sables bitumineux; par conséquent, la sélection des facteurs de stress est liée aux activités qui entraînent cette perturbation. Les facteurs de stress peuvent être mesurés à titre d'activités individuelles ou d'éléments d'activités, ou ils peuvent être mesurés en tant que facteurs cumulatifs. Comme il a été mentionné, les échelles spatiale et temporelle sont prises en compte dans la sélection des facteurs de stress aux fins de la conception de la surveillance. Nous avons utilisé et modifié les directives de Noon (2002) pour caractériser les facteurs de stress selon ce qui suit :

- fréquence (nombre d'occurrences par unité de temps);
- étendue (zone dans laquelle l'événement se produit);
- ampleur;
 - intensité (niveau d'incidence sur le biote);
 - durée (période sur laquelle s'échelonne l'événement lié au facteur de stress);
- sélectivité (portion du biote touché);
- variabilité (distribution des probabilités pour chaque élément susmentionné);
- réversibilité de la perturbation.

La caractérisation et la priorisation des facteurs de stress font partie de l'élaboration du cadre conceptuel décrit à la section 2.2.1.

La faune est fortement influencée par les caractéristiques du peuplement et du paysage, par exemple la structure et la composition de la végétation, de même que les variables climatiques et les autres biogéophysiques qui composent l'« habitat ». La relation exacte correspond à la cible ou à l'ensemble des cibles. La version peaufinée du modèle conceptuel et de l'enchaînement des répercussions prendra en compte les facteurs naturels favorables à la population à titre de facteurs qui fourniront des données aux fins de la conception de la surveillance.

Pour obtenir les relations de cause à effet nécessaires à l'évaluation des répercussions du développement des sables bitumineux, nous devons surveiller les cibles et les facteurs de stress simultanément. Une observation sur le site de la faune et des habitats sera complétée par des ensembles de données de « couverture continue » comme de l'imagerie télédéetectée, y compris des images satellites et des photos aériennes visant à brosser un tableau complet de la zone d'étude au fil du temps. Cette approche fournit un contexte des données d'échantillonnage sur le site et facilite l'interpolation des estimations de population dans tout le paysage grâce à l'utilisation des relations espèce-habitat. L'analyse et l'interprétation des renseignements obtenus au moyen de l'imagerie télédéetectée constituent un outil normalisé pour évaluer les changements du paysage au fil du temps et pour estimer les effets de ces changements sur les populations d'animaux sauvages. L'identification des sources et des critères d'évaluation de la pertinence fera partie de l'évaluation initiale des programmes existants décrits dans le cadre de surveillance conceptuel (figure 2.2).

2.1.2.3.3 Caractéristiques écologiques

Les caractéristiques écologiques des cibles et des facteurs de stress sont des mesures utilisées pour établir des rapports sur leur état. Les caractéristiques typiques des espèces sont liées aux descripteurs des populations en ce qui concerne la présence (occupation), l'abondance (abondance, densité, répartition) et la démographie (productivité, recrutement, survie et dispersion) à un endroit déterminé (état) ou au fil du temps (tendance). En ce qui a trait aux assemblages d'espèces comme les guildes, les communautés ou l'ensemble des espèces, les mesures typiques comprennent la diversité, la richesse, l'intégrité et le roulement (changement).

Le programme de surveillance devra définir des mesures de gestion parmi une gamme d'échelles et, par conséquent, nécessitera la capacité d'établir des rapports sur les espèces individuelles sous forme d'énoncé global à l'égard des effets des sables bitumineux sur la faune et ses habitats, selon le besoin. Nous mettrons en pratique les principes établis dans Overton *et al.*, (2002) pour élaborer les caractéristiques à plus grande échelle, soit :

- orienter les caractéristiques à plus grande échelle à partir de données sous-jacentes;
- s'assurer que le processus d'intégration et de généralisation des caractéristiques de moins haut niveau est objectif, transparent, reproductible, rigoureux et explicite;
- élaborer simultanément l'ensemble des caractéristiques (des sites ou espèces jusqu'aux grandes catégories) afin de s'assurer que les hypothèses élaborées et les données recueillies sont appropriées pour définir les caractéristiques et établir des rapports;
- s'assurer que les caractéristiques sont pertinentes pour répondre aux questions établies dans le cadre contextuel et, ultimement, à celles posées par les organismes de gestion qui utiliseront les résultats de la surveillance.

La sélection des caractéristiques devrait établir de façon appropriée les risques associés aux espèces. Les caractéristiques telles que l'abondance peuvent masquer les effets retardés ou compensatoires sur la productivité, la survie ou la dispersion (Van Horne, 1983, Hannah *et al.*, 2008). Les caractéristiques de plus haut niveau (Lamb *et al.*, 2009) peuvent communiquer avec

efficacité l'état de conservation global, mais elles peuvent masquer le risque associé aux espèces individuelles si elles sont présentées hors contexte.

2.1.3 Principes de conception de la surveillance

« La clé d'un protocole de surveillance rigoureux repose sur une conception d'échantillonnage pertinente, à savoir qu'elle doit permettre une estimation des tendances non biaisée [...] et précise, en fonction d'un effort raisonnable. »

Thompson *et al.*, 1998

Cette section détermine les principes du modèle de surveillance pour chaque composante du plan de surveillance soulignée à la section 1.2. Chaque composante adopte une démarche de collecte des données fondée soit sur une couverture d'observation complète de la cible, soit sur des échantillons de la population cible ou encore sur une combinaison des deux méthodes. Les conclusions tirées des données d'échantillonnage comportent nécessairement une part d'incertitude, à cause des connaissances incomplètes sur la population ciblée. Les considérations relatives à la conception des composantes qui sont fondées sur les données provenant d'échantillons sont revues, par conséquent. Les fonctions complémentaires des données d'échantillonnage et des données de couverture sont décrites dans le paragraphe réservé au contexte de chaque composante de surveillance. Généralement, les principes de conception du programme sont résumés en faisant particulièrement référence aux fonctions des conditions de référence par rapport auxquelles on doit quantifier le changement et aux considérations statistiques qui permettent de veiller à ce que le programme de surveillance soit suffisamment efficace pour déceler les changements écologiques pertinents ainsi que l'ampleur des effets.

2.1.3.1 Le besoin d'une approche fondée sur l'échantillonnage

La surveillance de la biodiversité sur une zone aussi vaste que la région des sables bitumineux nécessitera une approche fondée sur l'échantillonnage, plutôt qu'une approche fondée sur le recensement pour surveiller les populations cibles. Contrairement à un recensement ou un dénombrement complet pour mesurer la taille des populations, l'échantillonnage suppose l'estimation des paramètres relatifs aux populations à partir d'observations d'un sous-ensemble de sites représentatifs de la zone d'étude. L'échantillonnage est moins cher et plus pratique qu'un recensement, mais les données qui en découlent ne sont fiables que si le plan d'échantillonnage se fonde sur des principes de conception statistique solides (Green, 1979). Les principes de conception pertinents aux questions de surveillance dans chaque composante du programme sont traités plus en détails ci-dessous.

2.1.3.2 Conception de la surveillance de l'état et des tendances des populations cibles, ainsi que des covariables

Le programme de surveillance détermine deux classes générales d'entités comme objets de surveillance de l'état et des tendances à long terme : les populations d'espèces ciblées et les stress environnementaux, ainsi que leurs covariables. Une conception solide de la surveillance de la biodiversité doit pouvoir prendre en compte les changements qui surviennent au sein des espèces cibles, ainsi que ceux qui sont liés aux facteurs des « filtres bruts », tels que la disponibilité et la qualité de l'habitat au fil du temps. Il faut avoir des plans d'échantillonnage différents pour ces deux niveaux distincts d'observation biologique.

2.1.3.2.1 Considérations relatives à la conception de la surveillance des espèces ciblées

Les plans d'échantillonnage les plus simples à mettre en œuvre pour estimer l'état et la tendance des populations sont l'échantillonnage aléatoire simple et l'échantillonnage systématique (Green, 1979; Overton et Stehman, 1996). Ces méthodes sont intrinsèquement non biaisées (exactes), mais seront de faible précision si la population cible n'est pas répartie aléatoirement dans le paysage (Thompson, 2002). Si la population cible obéit à un mode de répartition concentrée (une espèce d'oiseaux par région, par exemple), un échantillon aléatoire simple fournira une estimation précise dont l'incertitude est inversement proportionnelle à la taille de l'échantillon (Thompson, 2002). Dans de tels cas, une estimation plus précise peut être obtenue en pondérant la probabilité de sélection d'échantillons potentiels à l'aide de l'information recueillie antérieurement afin de concentrer les efforts d'échantillonnage aux endroits où il sera plus probable d'observer les espèces ciblées ou aux secteurs où la densité des populations est sujette à des variations importantes. Cela est particulièrement important pour comprendre les espèces rares ou les perturbations qui surviennent rarement et qui pourraient passer inaperçues si l'on recourt à un plan d'échantillonnage systématique ou aléatoire simple. Ces plans produiraient une variance estimée excessive et, potentiellement, des intervalles de confiance très élevés pour les paramètres estimés, tels que la taille de la population, la densité de la population ou l'espèce ciblée (Thompson, 2002).

Idéalement, chaque espèce qui est d'intérêt en vertu de ce programme serait surveillée en fonction d'un plan d'échantillonnage sur mesure défini selon les considérations déterminées ci-dessus. Cependant, dans la pratique, « l'effort de surveillance ne peut être optimisé pour toutes les espèces en même temps » (Nielsen *et al.*, 2009). Il faut une conception de la surveillance généralisée pour que la spécificité et la précision des estimations relatives aux espèces prises individuellement soient compensées par l'efficacité de l'échantillonnage de plusieurs espèces avec une précision moindre. Les programmes de surveillance de la biodiversité recourent donc souvent à l'échantillonnage aléatoire simple ou systématique (vois par exemple, Stadt *et al.*, 2006). Ces plans d'échantillonnage devraient être efficaces pour les espèces communes qui ont une répartition plus ou moins largement répandues dans le secteur d'étude (Thompson, 2002; Hill *et al.*, 2006; Manley *et al.*, 2004).

Dans les cas où il est recommandable de recourir à la surveillance d'une espèce en particulier, des plans d'échantillonnages sur mesure pourraient s'avérer nécessaires en plus d'une méthode généralisée qui a pour objet plusieurs espèces. Dans ces cas-là, une plus grande exactitude et précision des paramètres estimés pourrait être importante. Par ailleurs, des plans d'échantillonnage plus avancés pourraient s'avérer nécessaires. À ce titre, on peut citer l'exemple des « plans avec probabilités inégales » qui impliquent la concentration de l'effort d'échantillonnage dans les zones où la probabilité de présence des espèces est plus grande. Les plans avec probabilités inégales renforcent la fiabilité et la précision des estimations dans des populations structurées (non aléatoires), mais imposent une « structure » et une complexité au plan d'échantillonnage (et aux analyses qui en découlent) (Overton et Stehman, 1996). Par exemple, l'application de méthodes d'analyse de données provenant des plans avec probabilités inégales sur des parcelles permanentes sujettes au changement au fil du temps n'a pas encore été prouvée dans le cadre d'initiatives de surveillance à long terme (Thompson, 2001). Par conséquent, les avantages de cette méthode doivent être évalués au cas par cas. Les méthodes de rechange pour les plans avec probabilités inégales qui s'appliquent aux populations d'espèces groupées ou rares sont les plans adaptatifs pour espèces regroupées qui peuvent être utilisés en plus des réseaux de plans d'échantillonnage aléatoire simple ou systématique (Thompson, 2004).

Les considérations susmentionnées décrivent les principes de mise en place de la structure d'échantillonnage aux fins de surveillance et sont généralement en faveur d'une structure à deux niveaux : le premier niveau comprend une structure d'échantillonnage à but général qui vise la répartition des points partout dans le paysage et le second niveau comprend des structures d'échantillonnage qui examinent un nombre relativement petit d'espèces ciblées qui nécessitent des estimations d'état et de tendance plus précises. En tenant compte de ces principes pour constituer une structure d'échantillonnage, les considérations concernant la manière dont on procèdera pour l'échantillonnage dans les différents sites faisant partie de la structure peuvent être débattues.

Une fois, qu'on a défini la série d'unités d'échantillonnage, il faudra déterminer l'emplacement des parcelles de surveillance à chaque site choisi. On recommande l'établissement de parcelles de surveillance permanente, parce que les tendances estimées à partir d'observations répétées à des points d'échantillonnage permanents sont généralement plus précises et sont plus susceptibles de détecter les changements importants au fil du temps (Scott, 1998). La taille et la forme de ces parcelles de surveillance permanente constituent un point essentiel dont on doit tenir compte. Les échelles spatiale et temporelle associées à l'évaluation des paramètres cibles sur la grille d'échantillonnage doivent correspondre avec l'échelle de fonctionnement spatiale et temporelle de l'espèce ciblée (Schneider, 2001; Sandel et Smith, 2009). Par exemple, on peut utiliser des parcelles de tailles différentes pour les espèces d'oiseaux résidentes, comparativement aux espèces d'oiseaux migratrices (Shank *et al.*, 2002). Encore une fois, nous nous retrouvons confrontés au problème lié à la taille unique des parcelles de surveillance et à l'impossibilité d'optimiser la fréquence des réobservations pour toutes les espèces qui nous intéressent (Nielsen *et al.*, 2009). Par exemple, dans le cas des espèces présentes dans divers habitats, comme le caribou, des unités d'échantillonnage de grande taille seront utilisées pour

caractériser l'usage de l'habitat et le taux d'occupation avec précision, alors que dans le cas des espèces dont les déplacements sont très localisés, il peut être nécessaire d'utiliser des unités d'échantillonnage inférieures de plusieurs ordres de grandeur pour assurer une représentation suffisante dans l'échantillon de population. Ce problème peut être résolu en recourant aux analyses des domaines vitaux des espèces et leurs corrélats afin de trouver une série de combinaisons gérables des zones et des variations temporelle en vue de définir le programme d'échantillonnage (Noon *et al.*, 2008; Theobald et Hobbs, 2002). Selon cette méthode, on peut évaluer la possibilité de surveiller, sur les mêmes parcelles d'échantillonnage et les mêmes calendriers, les espèces dont les exigences concernant la zone d'habitat et les moments où les événements du cycle de vie ont lieu en même temps. Dans le cas des espèces mal comprises, il est possible qu'on ne connaisse pas la taille appropriée des unités d'échantillonnage au départ. Des projets pilotes peuvent être nécessaires pour ces espèces afin de déterminer à quelle résolution ou à quel grain ces populations fonctionnent (Sandel et Smith 2009; Reynolds *et al.*, 2011).

On pourrait éventuellement augmenter l'efficacité de l'effort d'échantillonnage en planifiant des réobservations des parcelles de surveillances à différentes périodes de temps, puisqu'on n'a pas besoin d'un calendrier ordinaire de visites annuelles, par exemple, pour chaque cible. Il est possible d'organiser les parcelles de surveillance en ensembles de parcelles qui font l'objet de réobservation dont la fréquence est déterminée par la résolution temporelle du programme d'échantillonnage. Cette méthode peut être adaptée pour déterminer les diverses échelles du temps pour l'échantillonnage de différents ensembles de parcelles en vue de consigner à l'aide d'un seul plan la dynamique temporelle qui se produit à court et à long terme (Overton *et al.*, 1990). Malgré le fait qu'elle soit compliquée, cette méthode devrait être envisagée comme moyen d'étudier les groupes d'espèces qui réagissent aux changements environnementaux à différents échelles temporelles.

2.1.3.2.2 Conception pour la surveillance des facteurs de stress et les covariables

Les ensembles de données de couverture continue, tels que les images satellites télédéteectées et les photos aériennes peuvent donner une image complète de la zone étudiés au fil du temps. Contrairement à l'échantillonnage dans des sites discrets, ces images donnent des photos instantanées que l'on peut intégrer à un recensement (*c.-à-d.*, une couverture complète) des caractéristiques d'un paysage qui sont supposés avoir une incidence sur la biodiversité au fil du temps. Ces caractéristiques pourraient, par exemple, comprendre le défrichage de la végétation pour le développement industriel ou des zones qui font actuellement l'objet d'une remise en état. Elles pourraient aussi comprendre des renseignements sur des facteurs non industriels qui ont une incidence sur la biodiversité, tels que la variation naturelle de l'hydrologie, les feux de forêts et l'infestation par les insectes. L'intégration des données obtenues par télédétection, à des intervalles de temps répétés et appropriés, aux recensements concernant les facteurs de stress et les covariables favorise l'exploration *post-hoc* des corrélations entre habitats et espèces, et la production de rapports concernant les données statistiques pré-filtrées sur la biodiversité, telles que les changements dans la situation de l'habitat/de la végétation, au fil du

temps. Cette approche fournit un contexte des données d'échantillonnage sur le site et facilite l'interpolation des estimations de population dans tout le paysage grâce à l'utilisation des relations espèce-habitat. Par exemple, l'imagerie par télédétection peut compenser le manque de données entre les parcelles d'échantillonnage permanent et facilite, par conséquent, la répartition spatiale des espèces dans le paysage au fil du temps, lorsque la qualité et la quantité des données sont suffisantes pour élaborer des modèles de répartition des espèces (Elith et Leathwick, 2009). Cette capacité est particulièrement importante pour la production de rapports sur l'état et les tendances des espèces dont la conservation fait l'objet de préoccupations et qui nécessitent une compréhension précise des répartitions locales (Fleishman *et al.*, 2002).

2.1.3.3 Conception pour l'évaluation intensive des effets

La détection et la mesure des relations de cause à effet nécessitent des plans d'échantillonnage qui permettent de distinguer et de contrôler les effets des nombreux facteurs qui ont une influence sur les espèces visées par l'étude. Cet objectif qui vise à isoler les effets ne peut être atteint que par le biais d'études observationnelles rétrospectives en s'assurant que les facteurs d'intérêt sont représentés dans l'ensemble des sites d'échantillonnage à partir desquels l'ampleur des effets sera estimée. Pour ce faire, il faut utiliser des systèmes d'information géographique et effectuer un recoupement et une classification croisée de l'information spatiale disponible sur les prédicteurs d'une population cible afin de déterminer une « strate » pour chaque facteur de stress et chaque covariable d'intérêt (Danz *et al.*, 2005). Les polygones obtenus grâce à ces intersections représentent les domaines à partir desquels les échantillons peuvent être tirés de façon aléatoire afin de veiller à ce que les populations cibles faisant l'objet de la mesure à chaque site soient soumises aux niveaux visés des facteurs de stress et combinaisons de facteurs de stress et de covariables définis. C'est ce que l'on appelle une expérience de mesure; une expérience fondée sur le contraste des conditions existantes sur le paysage. Ce type d'expérience est à l'opposé de la méthode BACI (contrôle avant et après l'impact) qui requiert que des manipulations précises soient effectuées sur le paysage aux fins d'expérimentation. La méthode BACI est la méthode qui produit les inférences les plus robustes (Green, 1979).

L'approche visant à se concentrer intentionnellement sur les efforts d'observation est recommandée dans le cadre de cette composante étant donné que l'on reconnaît de manière générale qu'« il est généralement difficile de justifier de façon rigoureuse le fait de laisser un procédé aléatoire [par exemple un échantillonnage aléatoire simple ou systématique] décider quelles sont les unités qui doivent être observées » (Royall, 1970). C'est particulièrement le cas lorsqu'il est nécessaire de reproduire les sites assujettis à des « doses » similaires d'effets de facteurs de stress ou de covariables pour déterminer l'ampleur des effets (Green, 1979). Ainsi, Royall (1970) détermine que l'évaluation de la pente d'une droite de régression sera plus précise si elle est calculée à partir d'échantillons fondés sur un certain niveau d'échantillonnage intentionnel dans la variable d'intérêt du prédicteur que si elle est obtenue à partir d'un échantillonnage aléatoire simple.

Lorsqu'une relation de cause à effet ne peut pas être évaluée de façon purement expérimentale (p. ex. grâce à l'approche BACI décrite plus haut), le plan visant la composante utilisera une méthode de sélection de sites fournissant une représentation de la classification croisée de l'adéquation de l'habitat des espèces à l'étude et de tous les niveaux de variation dans les empreintes de perturbation de l'échantillon (Danz *et al.*, 2005). Cette approche à classification croisée correspond à une conception expérimentale factorielle pour la séparation des effets qui ont une influence sur différentes caractéristiques de causalité au niveau des tendances des populations des espèces, comme les changements relatifs à l'adéquation de l'habitat, la perte de l'habitat et la dissection de l'habitat. Une conception expérimentale factorielle fondée sur cette approche est optimale pour la séparation des effets de causalité, mais elle présente des limites : les études observationnelles sont assujetties aux effets des traitements cachés qui pourraient être partiellement corrélés aux variables d'intérêt (Cochran, 1983). Lorsque des traitements cachés sont considérables, mais qu'ils ne sont pas contrôlés, l'importance des facteurs de causalité d'intérêt peut être amoindrie ou artificiellement amplifiée. Par conséquent, le choix d'un plan d'échantillonnage permettant d'expliquer et de mesurer les traitements cachés représente un élément essentiel.

Les études observationnelles qui tentent de déterminer les relations de cause à effet peuvent aborder le problème des traitements cachés en appliquant l'une des deux approches générales suivantes : une stratification *a priori* des échantillons entre les gradients des variables de traitement et de référence, ou le recours à des échantillons de grande taille et à la puissance statistique pour obtenir une représentation aléatoire des gradients des variables explicatives. L'essentiel est que les échantillons obtenus soient assujettis à toutes les covariables potentiellement importantes qui existent afin que l'ampleur des effets puisse être estimée et contrôlée pour l'utilisation des méthodes statistiques (Cochran, 1983).

Dans les deux cas, des classifications écologiques des terres correspondant aux types d'habitats généraux associés à chaque cible doivent être adoptées pour définir les structures à partir desquelles les échantillons de sites seront tirés pour la composante de surveillance. Des unités d'échantillonnage définies selon des critères écologiques (les types de peuplements forestiers ou les unités cartographiques des phases de l'écosite, par exemple) produiront des classifications croisées plus précises des cibles et des facteurs de stress comparativement à une grille d'échantillonnage arbitraire utilisée généralement pour surveiller la biodiversité. L'échelle de classification écologique des terres à utiliser pour une espèce cible particulière dépendra des besoins du cycle de vie de l'espèce ou des groupes d'espèces (Sandel et Smith, 2009).

D'après les approches décrites ci-dessus, Danz *et al.* (2005) identifient une série d'étapes génériques permettant de cibler l'effort d'échantillonnage de façon à obtenir une représentation des niveaux pertinents de chaque gradient écologique devant être pris en compte dans l'ensemble des sites d'échantillonnage à l'étude :

1. Diviser la région d'étude en unités d'échantillonnage se prêtant à la surveillance de la réponse d'intérêt (dans le cas présent, l'abondance des espèces). À titre d'exemple, ces unités pourraient être des bassins versants ou des types d'habitat pertinents à la cible.
2. Mesurer toutes les variables explicatives d'intérêt dans chaque unité. Il faut utiliser les données liées aux facteurs de stress et aux covariables obtenues grâce à la télédétection pour déterminer le secteur physique d'influence de chaque facteur de stress pris en compte en raison des effets qu'il produit. Le secteur physique de chaque facteur de stress doit être calculé pour chaque unité d'échantillonnage définie à l'étape 1 ci-dessus. L'étendue de l'habitat adéquat pour la cible sera quantifiée de la même façon. La cartographie de l'habitat et les images obtenues par télédétection seront les principales sources de données pour répondre à cette exigence.
3. Déterminer les groupes d'unités d'échantillonnage (strates) qui présentent des niveaux similaires pour chacune des variables explicatives environnementales (strates). Des systèmes d'information géographique peuvent être utilisés pour déterminer l'emplacement géographique des unités d'échantillonnage disponibles qui répondent aux critères associés à chaque strate et à la classification croisée des strates.
4. Sélectionner au sein de chaque strate les sites où seront effectués les relevés selon les protocoles propres aux espèces ou aux indicateurs. (*p. ex.* l'échantillonnage de l'espèce cible doit être limité aux secteurs où l'on trouve un habitat adapté à l'espèce en question).

L'approche stratifiée de collecte de données relatives à l'évaluation des effets décrite ci-dessus offre des avantages évidents par rapport à l'objectif prévu comparativement aux plans d'échantillonnage systématique et/ou aléatoire simple car l'approche stratifiée de Danz *et al.* (2005) concentre clairement les efforts d'échantillonnage suffisants dans les secteurs où les effets sont susceptibles d'avoir lieu plutôt que dans des secteurs de la région sélectionnés de façon aléatoire. Cette approche améliore l'efficacité de l'échantillonnage et la précision des paramètres estimés (Royall, 1970), tout en réduisant le temps et la quantité de données nécessaires pour déterminer avec certitude l'ampleur des effets. Toutefois, les relations établies au moyen de cette approche hautement stratifiée sont peu susceptibles d'être représentatives de l'importance des effets à l'échelle régionale, sauf si elles sont validées par un échantillonnage à l'échelle régionale comme dans la composante de surveillance de l'état et des tendances proposée. L'importance des effets « sur le terrain » ne peut être déterminée qu'en qualifiant l'ampleur des effets selon l'importance de leur empreinte dans le paysage. Pour ce faire, on peut recourir à des systèmes d'information géographique pour quantifier la superficie de chaque type de perturbation à laquelle les relations de cause à effet observées s'appliquent.

L'utilisation de cet ensemble de procédures pour chaque espèce cible représente une entreprise importante qu'il est impossible de mettre en œuvre concrètement pour chaque espèce de la région. Il faudra adopter une approche réductionniste et regrouper les espèces en ensembles de population cible comme il en est question ci-dessus.

À court terme (*c.-à-d.* moins de cinq ans), l'ampleur des effets estimée pour les relations de cause à effet entre les changements touchant des perturbations particulières et des populations d'espèces sauvages ne devrait pas changer. Le plan d'échantillonnage de cette

composante sera basé sur des échantillons de secteurs temporaires répartis entre les gradients de perturbation, conformément aux méthodes d'échantillonnage aléatoire et stratifié. Il s'agit d'un plan optimal lorsque les échantillons doivent être hautement ciblés et que les variables à l'étude ne sont pas fonction du temps (Overton et Stehman, 1996, Thompson, 2001, Hill *et al.*, 2006). Par exemple, l'effet de la longueur d'une ligne sismique par kilomètre carré sur les oiseaux forestiers ne devrait pas changer au fil du temps. Toutefois, on s'attend à ce que l'importance de ce facteur dans le paysage change à mesure que la densité de la ligne sismique augmente ou diminue. Les relations de cause à effet peuvent donc être caractérisées en procédant à un échantillonnage synoptique (sélectif) selon l'approche décrite précédemment. Avec les changements du paysage au fil du temps, ces études devront être répétées à intervalles de 5 à 10 ans afin de mettre à jour l'évaluation de l'ampleur des effets et pour réexaminer l'importance relative des facteurs de stress et des covariables dans le temps (*p. ex.* quand les activités industrielles entraînent le passage d'une phase de défrichement à une phase de remise en état). La répétition de ces études au fil du temps peut être considérée comme un « réétalonnage » des relations à mesure que l'écosystème change (Kimmins *et al.*, 2007).

Un exemple décrivant comment l'étude de la relation de cause à effet est utilisée de pair avec la surveillance de l'empreinte des perturbations dans le paysage est fourni à titre de clarification. Exemple hypothétique : Si l'étude observationnelle contrôlée proposée portant sur les oiseaux forestiers détermine que la densité de population moyenne des oiseaux forestiers mesurée dans des zones de surveillance de 1 km² diminue à mesure que la densité des lignes sismiques augmente à un taux linéaire de -1 couple reproducteur pour chaque augmentation d'unité de densité de la ligne sismique, l'ampleur de l'effet qui en résulte est une augmentation de -1 couple/km sur les lignes sismiques. Selon la relation établie, une empreinte de perturbation linéaire de 10 km/km², par exemple, produira vraisemblablement une réduction de 10 couples reproducteurs par km² comparativement à la même superficie dans un habitat équivalent qui n'est pas soumis à l'empreinte de la ligne sismique. L'ampleur de l'effet ne fournit aucune information sur l'importance de cet effet sur le paysage puisque l'importance de la relation entre les espèces et les types de perturbation à n'importe quel point d'observation temporel sera proportionnelle à l'empreinte laissée par chaque perturbation à ce moment (indépendamment de l'effet de retardement; se reporter à la discussion sur les erreurs de mesure, ci-dessous). L'imagerie par télédétection et la cartographie des infrastructures seront des ressources clés pour estimer l'ampleur de l'empreinte des perturbations sur chaque zone de 1 km² du paysage à chaque intervalle. À la section 2.2.2, on fournit d'autres exemples de types de perturbations linéaires et polygonales à prendre en considération dans la présente étude observationnelle contrôlée menée dans le cadre du programme de surveillance.

2.1.3.4 Intégration de la surveillance de l'état et des tendances et de la surveillance des relations de cause à effet

La portée de l'initiative de surveillance établit deux objectifs : déterminer l'état et les tendances des espèces cibles et établir la contribution des activités industrielles aux changements relatifs à l'état au fil du temps (cause et effet). Les deux approches distinctes de conception de la

surveillance décrites ci-dessus sont nécessaires pour appuyer chaque composante. Idéalement, une seule conception favoriserait les deux objectifs, mais les différences fondamentales de ces objectifs exigent une combinaison de conceptions qui se complètent pour réaliser les objectifs globaux de surveillance à long terme (Vanclay, 1992). De telles « conceptions hybrides » (*sensu* Kimmins *et al.*, 2007) procurent un moyen de répondre aux questions de surveillance liées aux tendances des espèces (p. ex. les tendances et la répartition des populations), ainsi que les processus de causalité sous-jacents (comme les causes des changements de l'habitat). Les études intensives exploitant les conceptions stratifiées sont préférables pour les évaluations de cause à effet, tandis que les études de l'état et des tendances extensives à long terme sont préférables pour la surveillance des effets nets des facteurs de perturbation combinés sur les espèces cibles ou les indicateurs à des niveaux plus importants au fil du temps, p. ex. les effets cumulatifs (Simcik, 2005). La combinaison de ces deux approches fournit une base solide pour comprendre les changements de l'état de la biodiversité au fil du temps et pour envisager la réponse qui peut être apportée à ces changements, au besoin.

2.1.3.5 Considérations relatives à l'inférence fondée sur l'échantillonnage : traitement et gestion des incertitudes

La surveillance de l'état et des tendances des populations cibles et la surveillance des relations de cause à effet s'appuient sur l'échantillonnage des populations cibles. En plus de l'incertitude entourant les attributs d'une population estimée à partir d'un échantillon (erreur d'échantillonnage), d'autres sources d'erreur associées à l'observation et aux mesures sur le terrain existent dans ces deux conceptions de surveillance. Bien que ces sources d'erreurs soient inhérentes aux mesures environnementales et ne soient pas attribuables à l'approche d'échantillonnage proprement dite, il s'agit de facteurs importants à prendre en compte puisqu'ils sont susceptibles d'amplifier les erreurs et d'introduire un biais même dans les plans d'échantillonnage non biaisés (Camp, 2007). Parmi les sources d'erreurs liées à la mesure nécessitant un contrôle dans le cadre de la surveillance de la biodiversité, on compte notamment la variabilité entre les observateurs (Lotz et Allen, 2007, Diefenbach *et al.*, 2003), les erreurs de détection (MacKenzie *et al.*, 2005) et les erreurs de méthodologie associées à la disparité entre les échelles d'observation et les échelles de fonctionnement des processus et des modèles d'intérêt (Andrew et Mapstone, 1987; Schneider, 2001; Sandel et Smith, 2009). Le délai de réponse des espèces aux changements des habitats est un exemple de situation où la réponse des espèces peut varier sur une échelle temporelle différente de celle des changements touchant les habitats (Debinski et Holt, 2000). Toutes ces erreurs sont attribuables à des processus humains et, dans une certaine mesure, peuvent être réduites par la formation, par l'affectation d'efforts d'observation propre au cas et par des modèles statistiques fondés sur des effets aléatoires. Un échantillonnage évolutif dans des circonstances particulières (lors d'infestations d'insectes, par exemple) sera fort probablement nécessaire pour ajuster les fenêtres temporelles et spatiales de l'échantillonnage au-delà d'une période fixe et régularisée.

Sans mesure d'atténuation, ces sources d'erreurs peuvent introduire un biais dans les résultats de l'échantillonnage. Dans certains cas, le biais introduit peut entraîner la détection de faux effets de sens opposé ou d'ampleurs non représentatives de l'effet réel dans la nature. L'interprétation erronée d'un habitat médiocre comme un habitat hautement adéquat est plausible dans les cas où une espèce est moins détectable dans un habitat à adéquation élevée que dans un habitat à faible adéquation. Les modèles d'habitats fondés sur l'abondance apparente qui ne sont pas corrigés en fonction des taux de détectabilité hétérogènes entre les habitats entraîneraient fort probablement la classification erronée d'un habitat à adéquation élevée comme un habitat à faible adéquation (Gu et Swihart, 2003, Ruiz-Guiterrez et Zipkin, 2011).

2.1.3.6 Erreur et puissance statistique : répercussions sur la prise de décisions

L'interaction des erreurs d'échantillonnage et de mesure avec les variations environnementales réduit la précision des populations estimées et des taux de variation au fil du temps. Ces sources d'erreur prolongent le délai nécessaire de surveillance de l'état et des tendances pour déceler les changements écologiques d'importance. Elles entravent aussi la capacité de la composante de surveillance des relations de cause à effet à déceler une incidence, car une erreur d'échantillonnage et de mesure limite la possibilité de déterminer l'ampleur de ces relations quand il y a du « bruit » dans les données. Ces sources de variation deviennent moins influentes à mesure que la taille de l'échantillon augmente. Les protocoles d'échantillonnage précis qui seront conçus pour chaque composante de surveillance devront donc établir la taille d'échantillon requise pour atteindre les niveaux de confiance désirés relativement aux tendances estimées et aux relations de cause à effet. La difficulté à déterminer la taille d'échantillon requise peut être résolue au moyen de diverses méthodes d'analyse de la « puissance » ou de la précision statistique (voir l'exemple de l'Alberta Biodiversity Monitoring Institute [ABMI], 2009).

La puissance statistique sert à déterminer la taille d'échantillon requise permettant de connaître, à un niveau de fiabilité précis, un degré donné de changement dans la population ou l'ampleur d'un effet estimé (sur la perte d'habitat d'une population, par exemple). La mise en œuvre du plan de surveillance nécessitera des études pilotes afin d'obtenir une estimation des efforts d'échantillonnage requis pour donner des réponses fiables à une question de surveillance donnée (Green, 1989; Reynolds *et al.*, 2009). Dans certains cas, les données existantes peuvent fournir des pistes quant aux informations nécessaires aux fins d'analyse de l'efficacité (voir Habib et Bayne, 2007). Les études pilotes et les méthodes d'analyse de l'efficacité, le cas échéant, doivent être soigneusement conçues pour tenir compte de la structure complexe des données écologiques afin de fournir des évaluations précises sur lesquelles fonder le programme (Elzinga *et al.*, 1998, Legg et Nagy, 2006).

La portée du présent document ne tient pas compte de l'ampleur des effets donnés et de la taille des échantillons nécessaires. Pour définir ces paramètres, il faut en principe que le seuil de l'ampleur des effets atteigne une certaine importance écologique sur les espèces en

question et que le degré de précision nécessaire aux calculs des estimations soit proportionnel à l'importance de ces espèces. Il est possible de déterminer cette importance au moyen de critères écologiques, sociaux ou économiques ou une combinaison de ceux-ci (Noon *et al.*, 2008). Les espèces en péril, par exemple, peuvent nécessiter un degré de précision plus élevé afin de guider l'intervention de conservation, contrairement aux espèces plus courantes pour lesquelles elle est moins urgente. En général, le plus difficile est d'obtenir des estimations précises sur les populations et sur les réactions aux perturbations des espèces rares (Thompson, 2004). Relever ce défi met en lumière l'importance d'utiliser le meilleur plan de surveillance des espèces dont la conservation est préoccupante.

2.1.3.7 Comparaison des observations aux conditions de référence

L'approche de conception de la surveillance proposée ici délaisse les approches de surveillance passives au profit d'une compréhension systémique des changements qui touchent la biodiversité et de leurs causes (Kimmins *et al.*, 2007). Le but principal de cette approche consiste à communiquer en permanence les changements graduels et cumulatifs dès le début du programme. En plus des changements graduels, une comparaison avec la condition de référence naturelle permettra de mettre en contexte les tendances actuelles observées dans le paysage industriel. Les données quantitatives sur les conditions écologiques précédant l'exploitation des sables bitumineux, par exemple, procurerait une condition de référence utile à partir de données pré-filtrées afin d'évaluer les effets cumulatifs sur les indicateurs approximatifs de la biodiversité (comme la couverture végétale). Les conditions de référence actuelles peuvent servir à distinguer les effets liés aux activités industrielles des variations de référence de la réponse cible. Ces effets sont issus de situations météorologiques régionales et de fluctuations de la densité de population des espèces migratrices résultant d'effets ressentis à l'échelle du continent (par exemple, les perturbations touchant les aires d'hivernage d'oiseaux migratoires). L'établissement de valeurs de référence écologiques dans la région des sables bitumineux sera nécessaire pour contrôler et enrayer ces variations de référence pour estimer l'incidence des activités industrielles sur les changements touchant la population. Les approches utilisées pour déterminer les valeurs de référence écologiques sont bien établies (p. ex. : Schmiegelow *et al.*, 2008) et doivent être intégrées à la mise en œuvre du programme.

2.1.3.8 Prochaines étapes

De toute évidence, les défis que posent les deux plans de surveillance sont de taille lorsque l'on considère la complexité des séquences d'effets, le nombre de récepteurs et de cibles de surveillance et la nécessité d'aller au-delà des simples corrélations. Pour relever ce défi, nous proposons de partir du principe qu'il est possible qu'un modèle efficace de prévision des effets soit paramétré pour détecter les incidences majeures selon des données et des relations existantes dans la région des sables bitumineux et dans d'autres systèmes où les processus et les cibles écologiques sont pertinents. Les avis scientifiques, étant quantifiés à l'issue d'une validation structurée, comme la méthode de hiérarchie multicritère (Analytic Hierarchy Process, Schmoldt *et al.*, 2001) ne sert pas souvent à produire des modèles de réponse

écologique dans le cadre de recherches sur la faune (comparativement aux recherches halieutiques, par exemple), mais elle constitue une approche intérimaire valide pour formuler et valider une hypothèse. C'est pourquoi nous entendons établir des modèles statistiques de réponse capables de répondre raisonnablement aux effets des sables bitumineux dès le départ et d'évoluer grâce aux méthodes itératives susmentionnées.

2.1.4 Gestion des données

Les activités de surveillance résultant de la mise en œuvre du présent plan généreront des volumes de données importants. La qualité, la sécurité et la disponibilité à long terme des données obtenues de ce programme nécessitent un plan de gestion des données. Les principes, les normes et l'infrastructure de la gestion des données articulent les principes de la gestion des données présentés à la section Introduction de la phase 2 de l'aperçu de la surveillance environnementale globale. La gestion des données d'échantillonnage et de télédétection, recueillies dans le cadre du programme de surveillance de la biodiversité qui y est présenté, suivra les principes et recommandations du rapport 2010 du Groupe consultatif sur les sables bitumineux du gouvernement fédéral. Les normes de pratique de collecte, la gestion et la consignation des données seront appliquées de manière à ce que l'information obtenue grâce à ce programme soit intégrée aux données des autres programmes environnementaux le plus efficacement possible. Le caractère très pointu et multicritère des données sur la biodiversité permet de prendre en compte des éléments précis pour la consignation des données et l'archivage de volumineux fichiers de télédétection. Implicitement, le plan de surveillance cible les données spatiales et d'observation comme les deux principaux types d'information à gérer au fil du temps. Des ensembles de données spatiales couvrant une vaste superficie de la région des sables bitumineux seront obtenus à intervalles réguliers (probablement tous les deux à cinq ans environ). À titre d'exemples, mentionnons l'imagerie satellitaire, les photographies aériennes et la cartographie de l'inventaire des ressources forestières. Les autres ensembles de données spatiales pertinents à la surveillance environnementale comprennent généralement des cartes numériques d'infrastructures industrielles, de réseaux routiers et de perturbations du paysage comme les incendies de forêt et les infestations d'insectes. Dans la mesure du possible, ces ensembles de données seront acquis ou obtenus sous licence en collaboration avec les gardiens assurant déjà la gestion de l'information. Ces données devront être gérées en format spatial facilitant le mappage dans des systèmes d'information géographique aux fins d'analyse. Pour permettre le stockage de ces données, une évaluation de la taille de fichier optimale et de l'organisation des fichiers sera nécessaire. Le plan à long terme établi relativement à l'archivage et à l'espace de stockage sur serveur constituera un élément de soutien important du programme de surveillance.

Contrairement à la collecte de données par télédétection, recourant éventuellement aux instruments automatisés, celle des données d'observation de la faune est largement exécutée manuellement et nécessitera l'intégration et la gestion des formats numériques. Les données observationnelles brutes nécessiteront un géoréférencement et seront stockées dans un format numérique facilitant l'intégration directe des observations portant sur les espèces cibles

et les indicateurs à des ensembles de données spatiales sur les conditions environnementales. Les données recueillies sur le terrain seront donc traitées et consignées dans la mesure du possible selon des normes conformes au stockage et à la gestion des renseignements de détection.

2.1.5 Applications de données et outils

Les données de surveillance font partie intégrante de la gestion de la conservation de la faune. Dans la présente section, nous explorerons les applications potentielles des données de surveillance ainsi que les outils de gestion qui pourraient éventuellement être élaborés. Nous fournirons également des exemples d'outils et de produits de données susceptibles de nous aider dans l'interprétation des résultats de la surveillance de la biodiversité dans la région des sables bitumineux et dans le cadre de diverses activités de planification et de gestion de la conservation.

Les données de surveillance sont principalement utilisées pour déterminer les changements produits par l'exploitation dans la biodiversité et pour faciliter l'intégration de cette information à d'autres résultats portant sur la surveillance des écosystèmes afin de communiquer aux décideurs les effets combinés des activités d'exploitation des sables bitumineux sur l'environnement. Les autres applications susceptibles d'améliorer la compréhension de l'écosystème et des changements attendus dans la biodiversité au fil du temps sont décrits aux paragraphes qui suivent.

2.1.5.1 Produits de données et outils établissant le contexte des résultats

2.1.5.1.1 Évaluation des effets cumulatifs et rôle de la prévision a posteriori

Les données de surveillance et l'information résultante sur l'état et les tendances sont liées à la période pendant laquelle elles ont été recueillies. Pour mettre les résultats dans ce contexte plus large, il peut être utile d'examiner intégralement la période d'exploitation des sables bitumineux. Par exemple, un ensemble de données de référence sur les conditions de l'habitat dans l'ensemble de la zone à l'étude avant le début des activités d'exploitation des sables bitumineux faciliterait l'évaluation des pertes cumulatives survenues dans les différents types d'habitat à ce jour. Cette information serait utile pour éviter le problème du « changement des conditions de référence » lors de l'évaluation des changements attribuables aux effets entre des périodes brèves. Pauly (1995) a souligné l'importance de mesurer le changement par rapport à l'état initial d'un système plutôt qu'à des états plus récents ayant déjà subi des changements. Sans une référence temporelle significative, il est impossible de produire des estimations absolues du changement des habitats et des effets sur la biodiversité des activités d'exploitation des sables bitumineux. Comme autre point de comparaison, nous pourrions chercher à connaître quel aurait été l'état de la faune dans la région des sables bitumineux sans activité d'exploitation.

Des techniques éprouvées basées sur des modèles pourraient être utilisées pour générer les conditions de référence avant l'exploitation et l'état des sables bitumineux au fil du temps s'il n'y avait pas eu d'activités d'exploitation. Photographies aériennes et ensembles de données sur les perturbations comme les statistiques sur les incendies (Burton *et al.*, 2008) peuvent être utilisés pour recréer la condition historique du paysage de la région des sables bitumineux avant toute activité d'exploitation d'importance (c'est-à-dire avant le milieu des années 1960; Groupe consultatif sur les sables bitumineux, 2010). Cet état historique représentera l'éventail des habitats (répartition des groupes d'âge, répartition spatiale) présents dans la région des sables bitumineux au milieu des années 1960, alors que seuls des agents de perturbation naturels (incendies, insectes, maladies) influençaient le paysage. Des données biologiques détaillées propices à la modélisation sont également fournies dans les études du Programme de recherche environnementale sur les sables bitumineux de l'Alberta (AOSERP) menées dans les années 1970 et 1980 (ministère de l'Environnement de l'Alberta), ce qui permet en plus un contrôle temporel des tendances n'ayant aucun lien avec l'exploitation des sables bitumineux (p. ex., la comparaison des densités d'oiseaux actuelles dans un habitat non perturbé). Dans les modèles basés sur l'utilisation des terres, on peut se servir de l'état historique comme point de départ (composition initiale) et simuler les dynamiques du paysage en l'absence d'utilisation (c'est-à-dire lorsque seuls les agents de perturbation naturels comme les incendies, les insectes et les maladies influencent le paysage). Des modèles basés sur l'habitat de la faune peuvent être appliqués à la condition historique et aux conditions simulées à des intervalles définis (p. ex., à des intervalles de 10 ans) pour déterminer : 1) la taille de la population simulée des espèces cibles avant le milieu des années 1960 (état), et 2) la taille de la population simulée au fil du temps, du milieu des années 1960 jusqu'à aujourd'hui (tendances démographiques). On peut ainsi obtenir une tendance de référence avant l'exploitation qui peut être comparée aux données sur les tendances futures (comprenant les données prévisionnelles générées à l'aide des modèles basés sur l'utilisation des terres) pour évaluer les effets cumulatifs sur les espèces cibles et les données observées sur le terrain et assurer la surveillance des espèces cibles.

2.1.5.1.2 Quelles sont les conditions actuelles et futures de la région des sables bitumineux?

L'exploitation des sables bitumineux est une activité à forte intensité : une fois que l'habitat a été perturbé, il peut prendre plusieurs dizaines d'années à se rétablir. Dans certains cas, la conversion à d'autres types d'habitat peut être permanente. Par conséquent, il peut être souhaitable de prévoir les effets actuels et futurs des décisions relatives à l'utilisation des terres sur la faune plutôt qu'attendre de recueillir des données de surveillance une fois que l'activité a eu lieu.

Des modèles basés sur l'utilisation des terres et sur l'habitat de la faune peuvent être utilisés pour évaluer les effets cumulatifs actuels des nombreuses perturbations anthropiques à grande échelle (extraction de sables bitumineux, foresterie, extraction du gaz naturel, agriculture, exploitation de mousse de tourbière, établissements humains), des perturbations naturelles (incendies, insectes, maladies) et des changements climatiques sur la taille de la population des espèces cibles (Schneider *et al.*, 2003). Les données sur les tendances sur le terrain (état

observé) peuvent être comparées aux tendances simulées (état prévu) pour évaluer la fiabilité de l'évaluation des effets cumulatifs à l'échelle régionale ou de la zone à l'étude.

Ces modèles peuvent être utilisés pour élaborer un ensemble de scénarios de gestion possibles pour la région des sables bitumineux, pour évaluer par exemple une gamme de niveaux et de types de développement économique ou de conservation et de mesures de protection (p. ex. : Carlson *et al.*, 2009). La modélisation est fondée solidement sur une gamme de programmes actuels qui feront partie intégrante de la mise au point de ces outils.

2.1.5.1.3 Quelles sont les répercussions à l'échelle de l'aire pour les espèces cibles?

Les données de surveillance (données sur les tendances sur le terrain) dans la zone à l'étude fournissent une évaluation détaillée des tendances démographiques des espèces cibles dans la région des sables bitumineux. Dans le cas des espèces dont la répartition s'étend bien au-delà de l'étendue spatiale de cette région, le gestionnaire de la faune pourrait chercher à comprendre l'importance relative des répercussions des activités d'exploitation des sables bitumineux sur l'ensemble de la population. La comparaison avec d'autres régions de la forêt boréale (avec ou sans activités d'exploitation des sables bitumineux) peut révéler l'existence de déclin des espèces cibles propres à la région. L'élaboration de programmes de surveillance de la biodiversité à l'échelle de la forêt boréale (p. ex. : Machtans et Schmiegelow, 2007) faciliterait la comparaison dans l'ensemble de l'étendue spatiale des aires de reproduction de nombreuses espèces cibles.

2.1.6 Évaluation du rendement

Dans l'ensemble du présent document, nous avons souligné les étapes, processus et principes de conception clés qui peuvent contribuer à l'atteinte des objectifs du programme de surveillance. La surveillance formalisée est l'une des principales lacunes de nombreux programmes de surveillance et pourrait souvent permettre de déceler les erreurs ou les problèmes de conception avant que ceux-ci ne se transforment en problèmes importants (Reid, 2001). Pour cette raison, dans le cadre de la deuxième étape, nous prévoyons créer pour le programme de surveillance un cadre de gestion du rendement formalisé. Le cadre de gestion du rendement du programme de surveillance de la biodiversité sera divisé selon deux fonctions clés : la vérification de la gestion et l'évaluation du rendement scientifique, chaque fonction comprenant un examen indépendant. L'examen scientifique indépendant représente l'engagement continu pour assurer une crédibilité scientifique au programme.

2.1.6.1 Fonction de vérification de la gestion

La vérification de la gestion visera à s'assurer que tous les aspects du programme se déroulent comme prévu lorsqu'ils sont mesurés par rapport à des jalons prédéfinis. Les jalons et les cibles

comprendront à la fois des mesures de haut niveau et de faible niveau. Voici quelques exemples :

- Niveaux de financement et de dotation en personnel en fonction de cibles au fil du temps
- Nombre de sites échantillonnés comparativement au nombre prévu
- Pourcentage de données entrées aux dates cibles
- Pourcentage de données révisées et rendues publiques aux dates cibles
- Pourcentage de données analysées aux dates cibles
- Pourcentage de rapports émis aux dates cibles

En résumé, la fonction de vérification de la gestion vise à s'assurer que tous les aspects du programme se déroulent comme prévu, que l'on dispose des ressources nécessaires et que les résultats sont présentés. Un ensemble complet de cibles de gestion et d'échéances sera créé dans le cadre de l'élaboration du programme.

2.1.6.2 Évaluation du rendement scientifique

L'évaluation du rendement scientifique joue un rôle essentiel, particulièrement au cours des phases initiales du programme de surveillance. Le principal rôle de ce processus consiste à vérifier la conception des études et des programmes de collecte de données individuels en validant des analyses *a priori* de la puissance et de la précision en fonction des données réelles recueillies. Le défaut de procéder rapidement à une analyse des données afin de révéler les problèmes relatifs à la conception et à l'échantillonnage pratique a été, pour de nombreux programmes, l'une des principales causes d'échec (Reid, 2001, Lindenmayer et Likens, 2010). En raison du fait, principalement, que la conception fondée sur l'échantillonnage fait souvent appel à des questions de recherche à court terme, une validation de la conception après la première année de collecte sera essentielle pour ne pas gaspiller les ressources et assurer des résultats précis et en temps opportun. L'intensité de l'échantillonnage et les plans d'échantillonnage seront ajustés de manière itérative dans le cadre de l'évaluation du rendement scientifique. Un avantage indirect important de cette évaluation est que la simple analyse des données permet souvent de déceler des problèmes liés à la gestion des données de base, notamment les erreurs de saisie, les problèmes de formatage et les données manquantes. Par conséquent, l'évaluation du rendement scientifique devrait apporter une aide considérable pour vérifier si les objectifs de gestion des données ont été atteints.

2.2 RAPPORT SUR L'EXAMEN PAR DES EXPERTS

Une version antérieure à ce plan a été examinée par des experts en écologie du paysage, en biologie de la conservation et en conception de la surveillance. Environnement Canada souhaite remercier ces experts qui ont pris part à l'examen et qui ont fourni des commentaires et des critiques réfléchis de l'ébauche de document pendant l'atelier d'experts qui s'est tenu au milieu du mois de juin 2011 :

Erin Bayne, Ph. D.	Université de l'Alberta
Stan Boutin, Ph. D.	Université de l'Alberta
Colleen Cassady St. Clair, Ph. D.	Université de l'Alberta
Richard Elliot, Ph. D.	Environnement Canada
Daniel Farr, Ph. D.	Biota Research Ltd.
Barry Noon, Ph. D.	Université de l'État du Colorado
Jim Schieck, Ph. D.	Alberta Innovates
David Schindler, Ph. D.	Université de l'Alberta

Voici certains des principaux points soulevés pendant l'atelier d'experts :

- Clarification de la terminologie.
- Importance des échelles temporelles et spatiales.
- Complémentarité des différents types de surveillance existants le long d'un gradient.
- Importance de la surveillance des tendances et de l'état des populations.
- Un plan d'échantillonnage stratifié pour un programme à plusieurs taxons pose problème.
- Les conditions de référence/de base doivent être une composante fondamentale.
- On a besoin d'un aperçu scientifique indépendant et limité dans le temps du programme.
- Il faut mettre sur pied des déclencheurs explicites des mesures de gestion.
- Il faut développer une gouvernance en tenant compte de l'indépendance, de la longévité du programme et de la représentation.

Même si nous avons fait en sorte de tenir compte des commentaires reçus dans le cadre de ce document, son contenu final représente les opinions d'Environnement Canada, qui ne sont pas nécessairement les mêmes que celles de ces experts ou de leur organisation.

2.3 PROCHAINES ÉTAPES

Après la publication du présent plan, Environnement Canada continuera à travailler à son amélioration et à sa mise en œuvre en collaboration avec ses homologues provinciaux et d'autres experts. La deuxième étape sera mise en œuvre au cours des 12 prochains mois et les mesures prioritaires sont présentées dans l'encadré 2.1.

Encadré 2.1. Mesures prioritaires de la deuxième étape pour surveiller les répercussions de la perturbation de l'habitat par les sables bitumineux sur la faune et ses habitats :

1. Participer aux efforts de consultation élargis pour s'assurer que le plan tient compte des intérêts de toutes les parties concernées, en particulier des Peuples autochtones.
2. À l'aide du cadre de programme décrit à la section 2, définir la première série de questions, les cibles et les facteurs de stress.
3. Procéder à une évaluation des programmes existants et de leur capacité à atteindre les buts et les objectifs établis.
4. Établir des relations de collaboration dans le cadre de la prestation du programme lorsque des programmes existants peuvent atteindre les objectifs.
5. Élaborer les plans de relevés de surveillance, la sélection des sites et les protocoles pour un ensemble initial de cibles, en se concentrant principalement sur les espèces prioritaires en péril et les oiseaux migrateurs, ainsi que sur les espèces présentant un intérêt à l'échelle provinciale; Environnement Canada a amorcé des efforts en ce sens au printemps 2011.
6. S'assurer que les questions liées à la biodiversité sont prises en compte dans un plan de gestion de données élargi.
7. Amorcer la collecte de données, la mise à l'essai des protocoles, l'analyse et la production de rapports, reconnaissant les occasions d'efforts de coopération à l'échelle des unités régionales de planification de l'utilisation des terres.

2.4 CONCLUSION

Le présent plan jette les bases d'une approche rigoureuse visant à assurer la surveillance des effets de l'exploitation des sables bitumineux sur la faune. Il reconnaît les défis inhérents à la surveillance d'une grande variété d'espèces au sein d'un système dynamique et complexe sur des échelles spatiales et temporelles multiples, et présente une approche itérative par étapes à l'égard de son élaboration et de sa mise en œuvre. Ce plan inclut la surveillance de l'état et des tendances de la faune et de son habitat, et compte une composante d'évaluation des effets pour déterminer les mécanismes causaux. Il représente également une approche évolutive qui, combinée à une supervision, à des ressources et à une coopération adéquates, assurera un programme hautement transparent et crédible au plan scientifique sur les effets de l'exploitation des sables bitumineux sur la faune.

Environnement Canada a tiré profit de l'expérience et des critiques formulées relativement au présent plan et à d'autres programmes, et continuera à collaborer en toute transparence, tout en appréciant les observations et les idées permettant d'améliorer le plan et d'en assurer la mise en œuvre. Avec ce plan, Environnement Canada démontre son engagement en faveur de la surveillance de la biodiversité dans la région des sables bitumineux en collaboration avec

d'autres entités. Pour être fructueuse, la mise en œuvre doit être fondée sur une approche coopérative. Au fil de son avancée, Environnement Canada travaillera activement à approfondir ses partenariats existants et à favoriser de nouvelles collaborations.

2.5 REMERCIEMENTS

Nous remercions les personnes suivantes pour leur contribution au présent document : David Duncan, Erin Bayne, Ron Bennett, Pauline Erickson, Dan Farr, Charles Francis, Keith Hobson, Joel Ingram, Virginia Poter, Adam Smith, Mark Wayland, Scott Wilson et Troy Wellicome. Nous remercions également Mona Adams, Marie-Christine Bélair, Joanne Mohit, Silke Neve et Suzanne Vuch pour l'aide à la révision. Nous n'oublions pas Hajo Versteeg, qui nous a aidés dans le cadre de l'atelier d'experts. Les cartes ont été préparées par Jon Pasher, Jason Duffe, Emily Ritson-Bennett, Zhong Li et Dorothy Lindeman.

CHAPITRE 3. RÉFÉRENCES

- Alberta Biodiversity Monitoring Institute. 2009. Expected precision of ABMI Trends (00040), Version 2009-12-21. Edmonton (Alb.) : Alberta Biodiversity Monitoring Institute. Accès : www.abmi.ca
- Andrew, N.L., Mapstone, B.D 1987. Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 25:39-90.
- Bayne, E.M., Boutin, S., Tracz, B., Charest, K. 2005a. Functional and numerical responses of ovenbirds (*Seiurus aurocapilla*) to changing seismic exploration practices in Alberta's boreal forest. *Ecoscience* 12:216-222.
- Bayne, E.M., Habib, L., Boutin, S. 2008. Impacts of chronic anthropogenic noise from energy-sector activity on abundance of songbirds in the boreal forest. *Conservation Biology* 22:1186-1193.
- Bayne, E.M., Hobson, K. 1997. Artificial nest predation dynamics along a forest fragmentation gradient: A preliminary analysis. *Journal of Sustainable Forestry* 5:263-278.
- Bayne, E.M., Van Wilgenburg, S.L., Boutin, S., Hobson, K.A. 2005b. Modeling and field-testing of Ovenbird (*Seiurus aurocapilla*) responses to boreal forest dissection by energy sector development at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 20:203-216.
- Burton, P.J., Parisien, M.-A., Hicke, J.A., Hall, R.J., Freeburn, J.T. 2008. Large fires as agents of ecological diversity in the North American boreal forest. *International Journal of Wildland Fire* 17:754-767.
- Camp, R.J. 2007. Measurement errors in Hawaiian forest bird surveys and their effect on density estimation. Technical Report HCSU-005. Hawai'i Cooperative Studies Unit, University of Hawai'i at Hilo.
- Carlson, M., Bayne, E., Stelfox, B. 2009. Assessing the future wildlife impacts of conservation and development in the Mackenzie watershed. Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference. *Tundra to Tropics* 531-540.
- Cochran, W.G. 1983. Planning and Analysis of Observational Studies. New York (NY) : Wiley and Sons.
- Cushman, S.A., McKelvey, K.S., Noon, B.R., McGarigal, K. 2010. Use of Abundance of One Species as a Surrogate for Abundance of Others.

- Danz, N.P., Regal, R.R., Niemi, G.J. 2005. Environmentally stratified sampling design for the development of Great Lakes environmental indicators. *Environmental Monitoring and Assessment* 102:41-65.
- Debinski, D.M., Holt, R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14:342-355.
- Diefenbach, D. R., Brauning, D.W., Mattice, J.A. 2003. Variability in grassland bird counts related to observer differences and species detection rates. *The Auk* 120(4):1168-1179.
- Dyer, S.J., O'Neill, J.P., Wasel, S.M., Boutin, S. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *Journal of Wildlife Management* 65:531-542.
- Dyer, S.J., O'Neil, J.P., Wasel, S.M., Boutin, S. 2002. Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. *Revue canadienne de zoologie* 80:839-845.
- Elith, J., Leathwick, J.R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Reviews in Ecology, Evolution and Systematics* 40:677-697.
- Elzinga, C.L., Salzer, D.W., Willoughby, J.W. 1998. Measuring and monitoring plant populations. BLM Technical Reference 1730-1. 477 p. Denver (CO).
- Environnement Canada. 1995. Stratégie canadienne de la biodiversité : Réponse du Canada à la Convention sur la diversité biologique. Ottawa (Ont.) : Ministre de l'Approvisionnement et des Services.
- [ERCB] Energy Resources Conservation Board. 2010. Alberta's Energy Reserves 2009 and Supply/Demand Outlook 2010-2019. ST98-2010. Calgary (Alb.) : Energy Resources Conservation Board.
- États-Unis. National Research Council 1995. Review of EPA's environmental monitoring and assessment program: overall evaluation. Washington (DC) : National Academy Press.
- Farr, D., Lee, P., Shank, C., Stelfox, B. 1999. Conceptual framework and rationale for monitoring forest biodiversity in Alberta. Alberta Biodiversity Monitoring Institute. Accès : www.abmi.ca/abmi/reports/reports.jsp?categoryId=183
- Fisher, J.T., Wilkinson, L. 2005. The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. *Mammal Review* 35:51-81.
- Fleishman, E., Murphy, D.D. 2009. A realistic assessment of the indicator potential of butterflies and other charismatic taxonomic groups. *Conservation Biology* 23:1109-1116.

Fleishman, E, Murphy, D.D., Sjogren-Gulve, P. 2002. Modeling species richness and habitat suitability for taxa of conservation interest. *In*: Scott, J.M., Heglund, P.J. Morrison *et al.* (éditeurs). *Predicting Species Occurrences: issues of accuracy and scale*. 868 p. Washington (DC) : Island Press.

Gardner, T. 2010. *Monitoring Forest Biodiversity: Improving Conservation through Ecologically-responsible Management*. Londres (Angleterre) : Earthscan Ltd. 360 p.

Gouvernement de l'Alberta. non daté. *The Oil sands Story: In situ*. The Oil sands Discovery Centre. Accès : www.oilsandsdiscovery.com/oil_sands_story/insitu.html (consulté le 4 juin 2011).

Grant, J., Dyer, S., Droitsch, D., Huot, M. 2011. *Solving the puzzle: Environmental responsibility in oil sands development*. Drayton Valley (Alberta) : The Pembina Institute.

Green, R.H. 1989. Power analysis and practical strategies for environmental monitoring. *Environmental Research* 50:195-205.

Groupe consultatif sur les sables bitumineux. 2010. *Une base pour l'avenir : Mise en œuvre d'un réseau de surveillance de l'Environnement pour les sables bitumineux*. Rapport soumis au ministre de l'Environnement.

Gu, W., Swihart, R.K. 2003. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biological Conservation* 116:195-203.

Habib, L.D., Bayne, E.M., Boutin, S. 2007. Chronic industrial noise affects pairing success and age structure of Ovenbirds (*Seiurus aurocapilla*). *Journal of Applied Ecology* 44:176-184.

Habib, L., Bayne, E.M., Boutin, S. 2008. Chronic industrial noise affects pairing success and age structure of ovenbirds *Seiurus aurocapilla*. *Journal of Applied Ecology* 44:176-184.

Hannah, K.C., Schmiegelow, F.K.A., Aitken, K.E.H. 2008. White-throated Sparrow response to forest harvesting in north-central Alberta: results not so clear-cut?. *Avian Conservation and Ecology - Écologie et conservation des oiseaux* 3(1):6. [en ligne]. Accès : <http://www.ace-eco.org/vol3/iss1/art6/>

Haughland, D.L., Hero, J.-M., Schieck, J., Castley, J.G., Boutin, S., Solymos, P., Lawson, B.E., Holloway, G., Magnusson, W.E. 2010. Planning forwards: biodiversity research and monitoring systems for better management. *Trends in Ecology and Evolution* 25(4):199-200.

Hill, D., Fasham, M., Tucker, G., Shewry, M., Shaw, P. 2006. *Handbook of Biodiversity Methods: survey, evaluation and monitoring*. New York (NY) : Cambridge University Press.

- Johnson, E.A., Miyanishi, K. 2008. Creating new landscapes and ecosystems: the Alberta oil sands. *Ann. NY Acad. Sci.* 1134:120-145.
- Jordan, S.M., Keith, D.W., Stelfox, B. 2009. Quantifying land use of oil sands production: a life cycle perspective. *Environmental Research Letters* 4(2):024004.
- Kimmins, J.P., Rempel, R.S., Welham, C.V.J., Seely, B., Van Rees, K.C.J. 2007. Biophysical sustainability, process-based monitoring and forest ecosystem management decision support systems. *Forestry Chronicle* 83:502-512.
- Lamb, E.G., Bayne, E., Holloway, G., Schieck, J., Boutin, S., Herbers, J., Haughland, D.L. 2009. Indices for monitoring biodiversity change: Are some more effective than others? *Ecological Indicators* 9:432-444.
- Lee, P., Boutin, S. 2006. Persistence and developmental transition of wide seismic lines in the western boreal plains of Canada. *Journal of Environmental Management* 78:240-250.
- Legg, C.J., Nagy, L. 2006. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management* 78:194-199.
- Lindenmayer, D.B., Likens, G.E. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology and Evolution* 24(9):482-486.
- Lindenmayer, D.B., Likens, G.E. 2010. The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation* 143:1317-1328.
- Lotz, A., Allen, C.R. 2007. Observer bias in anuran call surveys. *The Journal of Wildlife Management* 71(2):675-679.
- Machtans, C.S. 2006. Songbird response to seismic lines in the western boreal forest: A manipulative experiment. *Revue canadienne de zoologie* 84:1421-1430.
- Machtans, C.S., Schmiegelow, F.K.A. 2007. Northern forests: Bird monitoring needs in Canada. Document provisoire d'Environnement Canada.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Sutton, N., Kawanishi, K., Bailey, L.L. 2005. Improving inferences in population studies of rare species that are detected imperfectly. *Ecology* 86:1101-1113.
- Mahon, C.L., *et al.* 2011. Ébauche de plan technique pour la Région des Prairies et du Nord, région de conservation des oiseaux 6 : plaines de la taïga boréale. Ottawa (Ont.) : Service canadien de la faune, Environnement Canada.
- Manley, P.M., Zielinski, W.J., Schlesinger, M.D., Mori, S.R. 2004. Evaluation of a multiple-species approach to monitoring species at the ecoregional scale. *Ecological Applications* 14(1):296-310.

- Mulder, Barry S., Noon, B.R., Spies, T.A., Raphael, M.G., Palmer, C.J., Olsen, A.R., Reeves, G.H., Welsh, H.H. 1999. The strategy and design of the effectiveness monitoring program for the Northwest Forest Plan. General Technical Report PNW-GTR-437. Portland (OR) : U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 138 p.
- Neilsen, S.E., Haughland, D.L., Bayne, E., Schieck, J. 2009. Capacity of large-scale, long-term biodiversity monitoring programmes to detect trends in species prevalence. *Biodiversity Conservation* 18:2961-2978.
- Nichols, J.D., Williams, B.K. 2006. Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21(12).
- Noon, B.R. 2002. Conceptual issues in monitoring ecological resources. *In*: Busch, D.E., Trexler, J.C. *Monitoring Ecosystems: Interdisciplinary Approaches for Evaluating Ecoregional Initiatives*. Washington (DC) : Island Press.
- Noon, B.R., McKelvey, K.S., Dickson, B.G. 2008. Multispecies conservation planning on U.S. federal lands. *In*: Millsaugh, J.J., Thompson, F.R. (éditeurs). *Models for Planning Wildlife Conservation in Large Landscapes*. Amsterdam (Pays-Bas) : Elsevier.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4:335-364.
- Overton, J.M., Stephens, R.T.T., Leathwick, J.R., Lehmann, A. 2002. Information pyramids for informed biodiversity conservation. *Biodiversity and Conservation* 11:2093-2116.
- Overton, W.S., Stehman, S.V. 1996. Desirable design characteristics for long-term monitoring of ecological variables. *Environmental and Ecological Statistics* 3:349-361.
- Overton, W.S., White, D., Stevens, D.L. 1990. Design Report for EMAP Environmental Monitoring and Assessment Program. EPA/600/3-91/053. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis.
- Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J., Hanson, C.E. (éditeurs). 2007. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptations and Vulnerabilities. Contribution du Groupe de travail II au Quatrième rapport d'évaluation du GIEC*. Cambridge (R.-U.) et New York (NY) : Cambridge University Press.
- Pastor, J.A., Miladenoff, J., Haila, Y., Bryant, J., Payette, S. 1996. Biodiversity and Ecosystem processes in Boreal Regions. *In*: Mooney, H.A., Cushman, J.H., Medina, E., Sala, O.E., Schulze, E.D. (éditeurs). *Functional Roles of Biodiversity: A global perspective*. John Wiley & Sons Ltd. 518 p.

Pauly, D. 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology & Evolution* 10:430.

Reid, L. 2001. The epidemiology of monitoring. *J. of American Water Resources Association* 37:815-820.

Rempel, R.S., Andison, D.W., Hannon, S.J. 2004. Guiding principles for developing an indicator and monitoring framework. *Forestry Chronicle* 80:82-90.

Reynolds, J.H, Thompson, W.L., Russell, B. 2011. Planning for success: identifying effective and efficient survey designs for monitoring. *Biological Conservation* 144:1278-1284.

[RIWG] Athabasca Regional Issues Working Group. 2005. Wood Buffalo Business Case 2005. A business case for government investment in the Wood Buffalo region's infrastructure.

Rowe, J.S. 1972. Les régions forestières du Canada. Ottawa (Ont.) : Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts. Publication n° 1300.

Royall, R.M. 1970. On finite population sampling theory under certain linear regression models. *Biometrika* 57(2):377-387.

Ruiz-Guiterrez, V., Zipkin, E.F. 2011. Detection biases yield misleading patterns of species persistence and colonization in fragmented landscapes. *Ecosphere* 2(5):1-13.

Sandel, B., Smith, A.B. 2009. Scale as a lurking factor: incorporating scale-dependence in experimental ecology. *Oikos* 118:1284-1291.

Schieck, J., Song, S.J. 2006. Changes in bird communities throughout succession following fire and harvest in boreal forests of western North America: literature review and meta-analyses. *Revue canadienne de recherche forestière* 36:1299-1318.

Schmiegelow, F.K.A., Cumming, S.G., Anderson, L.G., Krawchuk, M., Leroux, S.J., Lisgo, K. 2008. A science-based framework for identifying system benchmarks in Canada's Boreal Regions. Projet canadien BEACONS. Edmonton(Alb.) : University of Alberta.

Schmoltdt, D.L., Kangas, J., Mendoza, G.A., Pesonen, M. (éditeurs). 2001. The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making. Dordrecht (Pays-Bas) : Kluwer Academic Publishers.

Schneider, D.C. 2001. The rise of the concept of scale in Ecology. *BioScience* 51:545-553.

Schneider, R.R. 2002. Alternative Futures: Alberta's Boreal Forest at the Crossroads. Edmonton (Alb.) : Federation of Alberta Naturalists et Alberta Centre for Boreal Research.

Schneider, R.R., Stelfox, J.B., Boutin, S., Wasel, S. 2003. Managing the cumulative impacts of land uses in the western Canadian sedimentary basin: A modeling approach. *Conservation Ecology* 7:8. Accès : <http://www.consecol.org/vol7/iss1/art8>

Scott, C.T. 1998. Sampling methods for estimating change in forest resources. *Ecological Applications* 8:228-233.

Shank, C., Schieck, J., Farr, D. 2002. The Alberta forest biodiversity monitoring program: technical integration. Edmonton (Alb.) : Alberta Biodiversity Monitoring Institute. Accès : www.abmi.ca

Sherry, T.W., Holmes, R.T. 1995. Summer versus winter limitation of populations: What are the issues and what is the evidence? *In*: Martin, T.E., Finch, D.M (éditeurs). Ecology and management of Neotropical migratory birds. p. 85-120. New York (NY) : Oxford University Press.

Simcik M.F. 2005. Air monitoring of persistent organic pollutants in the Great Lakes: IADN vs. AEOLOS. *Environmental Monitoring and Assessment* 100(1-3):201-16.

Song, S.J. (éditeur). 2002. Ecological Basis for Stand Management: A summary and synthesis of ecological responses to wildfire and harvesting in boreal forests. Vegreville (Alb.) : Alberta Research Council.

Sorensen, T., McLoughlin, P.D., Hervieux, D., Dzus, E., Nolan, J., Wynes, B., Boutin, S.A. 2008. Determining sustainable levels of cumulative effects for boreal caribou. *Journal of Wildlife Management* 72:900-905.

Stadt, J.J., Schieck, J., Stelfox, H.A. 1996. Alberta Biodiversity Monitoring Program – Monitoring Effectiveness of Sustainable Forest Management Planning. *Environmental Monitoring and Assessment* 121:33-46.

Theobald, D.M., Hobbs, N.T. 2002. Functional definition of landscape structure using a gradient-based approach. *In*: Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L. *et al.* (éditeurs). Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale. 868 p. Washington (DC) : Island Press.

Thompson, S.K. 2002. Sampling. Wiley Series in Probability and Statistics. New York (NY) : Wiley.

Thompson, W.L., White, C.G., Gowan, C. 1998. Monitoring Vertebrate Populations. San Diego (CA) : Academic Press. 365 p.

Thompson, W.L. 2001. Comparison of three plot selection methods for estimating change in temporally variable, spatially clustered populations. U.S. Department of Agriculture and Forest Service. Rapport présenté à Bonneville Power Administration, n° de contrat 1992A125866, n° de projet 199203200, 39 p. (BPA Report DOE/BP-25866-10).

Thompson, W.L. 2004. Sampling Rare or Elusive Species: concepts, designs and techniques for estimating population parameters. Washington (DC) : Island Press.

Vanclay, J.K. 1992. Permanent plots for multiple objectives: defining goals and resolving conflicts. *In*: Lund, H.G., Pavinien, R., Thammincha, S. (éditeurs). Remote Sensing and Permanent Plot Techniques for World Forest Monitoring. p. 157-163 du procès verbal de la conférence IUFRO S4.02.05 Wacharakitti International Workshop, du 13 au 17 janvier 1992, à Pattaya (Thaïlande).

Van Horne, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management* 27:893-901.

Walters, C.J. 1986. Adaptive management of renewable resources. New York (NY) : MacMillian.

Walters, C.J., Holling, C.S. 1990. Large-scale management experiments and learning by doing. *Ecology* 71:2060-2068.

Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3:385-397.

Wiens, J.A., Hayward, G.D., Holthausen, R.S., Wisdom, M.J. 2008. Using surrogate species and groups for conservation planning and management. *BioScience* 58:241-252.

Auteurs:

D^r Samantha J. Song, Environnement Canada
M. Robin G. Bloom, Environnement Canada
M. Craig S. Machtans, Environnement Canada
M. Richard Wiacek, Environnement Canada
D^r C. Lisa Mahon, Environnement Canada
M. Paul Knaga, Environnement Canada