

Rapport d'Étude Approfondie du Projet de Déclassement de Cluff Lake

Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire

décembre 2003

**Rapport d'Étude Approfondie
du Projet de Déclassement de Cluff Lake
Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire**

Décembre 2003

TABLE DES MATIERES

1	INTRODUCTION	1-1
1.1	CONCLUSIONS DE L'ÉE	1-2
2	DONNÉES DE BASE.....	2-1
2.1	DESCRIPTION DU PROJET	2-1
2.2	BESOIN DU PROJET.....	2-1
2.3	LE PROMOTEUR DU PROJET	2-2
2.4	HISTORIQUE DU SITE	2-2
2.4.1	Historique de l'évaluation environnementale des mines d'uranium et de l'usine de Cluff Lake	2-2
2.4.2	Historique du développement sur l'ensemble du site.....	2-7
2.5	PERMIS ACTUELS ET PROPOSES	2-9
3	APPLICATION DE LA LOI CANADIENNE SUR L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE.....	3-1
4	PORTÉE DU PROJET	4-1
5	PORTÉE DE L'ÉVALUATION	5-1
5.1	LES FACTEURS DE L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE.....	5-1
5.2	METHODE DE L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE	5-1
5.2.1	Les limites spatiales de l'étude.....	5-2
5.2.2	Limites Temporelles de l'étude.....	5-4
5.2.3	Processus d'évaluation	5-5
5.2.4	Méthode de modélisation pour évaluer les effets post déclassement.....	5-7
5.2.5	Suivi et surveillance	5-10
6	DESCRIPTION DU SITE ET DE L'ENVIRONNEMENT EXISTANT.....	6-1
6.1	DESCRIPTION DU SITE : COMPOSANTES DU SITE ET ETAT ACTUEL.....	6-1
6.1.1	Zone de la mine D.....	6-1
6.1.2	Zone de la mine Claude.....	6-3
6.1.3	Zone de la mine OP/DP.....	6-5
6.1.4	La zone de la mine DJ	6-7
6.1.5	Le complexe de l'usine et les installations de support	6-10
6.1.6	L'Aire de Gestion des Résidus et le Système de Traitement des Effluents	6-14
6.1.7	Bâtiments et services auxiliaires	6-17
6.2	DESCRIPTION DE L'ENVIRONNEMENT EXISTANT.....	6-21

**Rapport d'Étude Approfondie
du Projet de Déclassement de Cluff Lake
Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire**

Décembre 2003

6.2.1	Introduction	6-21
6.2.2	Général	6-21
6.2.3	Le climat.....	6-22
6.2.4	Qualité de l'air.....	6-22
6.2.5	Niveaux de radiation gamma.....	6-26
6.2.6	Géologie	6-27
6.2.7	Hydrogéologie.....	6-29
6.2.8	Chimie des eaux souterraines.....	6-33
6.2.9	Morphologie, hydrologie et limnologie	6-40
6.2.10	Qualité des eaux de surface.....	6-44
6.2.11	Qualité des sédiments.....	6-50
6.2.12	Études écologiques sur le terrain.....	6-53
6.2.13	Composantes Valorisées de l'Écosystème	6-54
6.2.14	Utilisation traditionnelle et récente des terres	6-55
6.2.15	Évaluation des risques post opérations pour le lac Island	6-56
6.3	RESUME DES IMPACTS OPERATIONNELS	6-59
7.	OBJECTIFS DU DECLASSEMENT	7-1
7.1	OBJECTIFS DU DECLASSEMENT.....	7-1
7.1.1	LES CONTRAINTES SPATIALES DES OBJECTIFS DE DECLASSEMENT	7-1
7.1.2	Objectifs de qualité des eaux du déclassement	7-1
7.1.3	Recommandations pour l'évaluation de la qualité des sédiments du déclassement.....	7-5
7.1.4	Objectifs radiologiques du déclassement	7-6
7.1.5	Entretien et maintenance et contrôles institutionnels à long terme	7-8
8	DESCRIPTION DU PROJET	8-1
8.1	OPTIONS	8-1
8.1.1	Zone minière	8-5
8.1.2	Zone de l'usine	8-10
8.1.3	Camp Germaine	8-11
8.1.4	AGR et décharge industrielle	8-11
8.1.5	Restauration du lac Island	8-13
8.1.6	Options de revégétalisation	8-14
8.2	PROJET DE DECLASSEMENT – TRAVAUX ET ACTIVITES PROPOSES.....	8-14
8.2.1	Zone de la mine D	8-14
8.2.2	Zone de la mine Claude.....	8-14
8.2.3	Zone de la mine OP/DP.....	8-17
8.2.4	Zone de la mine DJ	8-18

**Rapport d'Étude Approfondie
du Projet de Déclassement de Cluff Lake
Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire**

Décembre 2003

8.2.5	Complexe de l'usine et installations de support.....	8-20
8.2.6	La zone de gestion des résidus (AGR) comprenant les systèmes de traitement des effluents	8-20
8.2.7	Bâtiments et services auxiliaires	8-23
8.2.8	Plan de revégétalisation du site entier	8-27
8.3	PROGRAMMES DE CONFORMITES REGLEMENTAIRES	8-27
8.3.1	Programme d'assurance qualité	8-28
8.3.2	Programme de protection contre les radiations	8-28
8.3.3	Programme de protection environnementale.....	8-30
8.3.4	Programme de santé et de sécurité du travail.....	8-36
8.3.5	Formation	8-37
8.3.6	Sécurité du site	8-37
8.4	PLANIFICATION DU PROJET.....	8-37
9	ÉVALUATION DES EFFETS ENVIRONNEMENTAUX.....	9-1
9.1	INTRODUCTION	9-1
9.2	ÉVALUATION DES EFFETS DU PROJET SUR L'ENVIRONNEMENT	9-2
9.2.1	Effets du projet sur la qualité de l'air	9-3
9.2.2	Effets du projet sur l'hydrologie de surface	9-4
9.2.3	Effets du projet sur la qualité des eaux souterraines	9-6
9.2.4	Effets du projet sur la qualité des eaux de surface	9-10
9.2.5	Effets du projet sur la qualité des sédiments	9-17
9.2.6	Effets du projet sur le biote non humain	9-24
9.2.7	Effets du projet sur la santé humaine	9-38
9.2.8	Effets du projet sur l'utilisation des terres	9-41
9.2.10	Effets socio-économiques du projet	9-43
9.3	EFFETS DE L'ENVIRONNEMENT SUR LE PROJET	9-44
9.3.1	Événements sismiques	9-44
9.3.2	Effets climatiques à court terme.....	9-44
	Sécheresse prolongée.....	9-44
9.3.3	Le réchauffement global	9-46
9.3.4	Feux de forêt	9-48
9.4	EFFETS ENVIRONNEMENTAUX CUMULATIFS.....	9-49

**Rapport d'Étude Approfondie
du Projet de Déclassement de Cluff Lake
Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire**

Décembre 2003

10. PROGRAMME DE SUIVI.....	10-1
10.1 INTRODUCTION	10-1
10.3 TERMES SOURCES ET MIGRATION DES CONTAMINANTS POST DECLASSEMENT	10-2
10.3.1 AGR	10-3
10.3.2 Zone minière	10-4
10.4 PROGRAMME DE SUIVI POUR LE MARECAGE DU LAC ISLAND	10-9
10.5 SURVEILLANCE DES EAUX SOUTERRAINES DES SITES DES DECHARGES.....	10-11
10.6 TESTS DE TOXICITE POUR L'URANIUM	10-12
10.7 QUALITE DES EAUX DANS LA FOSSE NOYEE DJX.....	10-12
10.8 ZONE DE STOCKAGE TEMPORAIRE DES RESIDUS DE TRAITEMENT DANS DES CUVES.....	10-12
10.9 PROBLEMES LIES AU BIOTE AQUATIQUE ET TERRESTRE	10-13
10.9.1 Implications du niveau de sélénium sur la reproduction des poissons	10-13
10.9.2 Risques pour la faune résultant de l'exposition chronique à l'uranium et au molybdène relative au bassin versant du lac Island.....	10-13
10.9.3 Étude de recherche de données de référence pour la faune.....	10-14
10.9.4 Surveillance aquatique de référence des bassins versants des lacs Island et Cluff	10-14
10.10 SURVEILLANCE A LONG TERME.....	10-15
11. CONSULTATION DU PUBLIC ET DES INTERVENANTS.....	11-1
11.1 PROGRAMMES DE CONSULTATION DU PUBLIC DE LA CCSN	11-1
11.2 PROGRAMME DE CONSULTATION DU PUBLIC ET DES INTERVENANTS DE COGEMA.....	11-1
12. CONCLUSIONS.....	12-1
13. REFERENCES	13-1

**Rapport d'Étude Approfondie
du Projet de Déclassement de Cluff Lake
Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire**

Décembre 2003

ANNEXE A Déposition des commentaires reçus sur l'étude approfondie de Cluff Lake
Documents techniques

ANNEXE B Liste des documents de l'ÉE de l'ACÉE

**Rapport d'Étude Approfondie
du Projet de Déclassement de Cluff Lake
Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire**

Décembre 2003

LISTE DES TABLEAUX

- 6.1 Concentrations moyennes (basées sur le poids sec) dans les lichens de Cluff Lake
- 6.2 Tableau des concentrations mesurées dans les lichens (sur la base des poids secs)
- 6.3 Résumé des unités hydrostratigraphiques majeures
- 6.4 Gamme estimée de la conductivité hydraulique saturée
- 6.5 Concentrations dans les eaux souterraines en aval de l'AGR – Données de référence vs. Exposition – Ions majeurs
- 6.6 Concentrations dans les eaux souterraines en aval de l'AGR – Données de référence vs. Exposition – Métaux trace
- 6.7 Concentrations dans les eaux souterraines en aval des verses à stériles de Claude – Données de référence vs. Exposition – Ions majeurs
- 6.8 Concentrations dans les eaux souterraines en aval des verses à stériles de Claude – Données de référence vs. Exposition – Métaux trace
- 6.9 Estimations des débits par unité de surface pour plusieurs emplacements de l'aire du projet de Cluff Lake
- 6.10 Résumé des CVÉ pour les habitats aquatiques spécifiques
- 6.11 Résumé des CVÉ sélectionnées pour l'environnement terrestre
- 6.12 Comparaison des impacts prédits dans l'évaluation environnementale et des impacts opérationnels

- 7.1 Résumé des objectifs de qualité des eaux de surface (Concentrations totales sauf lorsque autrement indiqué)
- 7.2 Valeurs de référence de la qualité des sédiments

- 8.1 Options considérées pour le déclassement
- 8.2 Options considérées pour la fosse D et la verse à stériles
- 8.3 Options principales considérées pour la fosse Claude
- 8.4 Options secondaires considérées pour la fosse Claude
- 8.5 Options principales considérées pour la verse à stériles Claude
- 8.6 Options secondaires considérées pour la verse à stériles Claude
- 8.7 Options principales considérées pour la fosse DJX/DJN
- 8.8 Options considérées pour la verse à stériles DJN
- 8.9 Options considérées pour la mine souterraine DP
- 8.10 Options considérées pour la mine souterraine DJ
- 8.11 Options considérées pour la zone de l'usine
- 8.12 Options considérées pour le camp Germaine
- 8.13 Options principales considérées pour l'AGR
- 8.14 Options secondaires considérées pour l'AGR
- 8.15 Décharge industrielle
- 8.16 Lac Island

**Rapport d'Étude Approfondie
du Projet de Déclassement de Cluff Lake
Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire**

Décembre 2003

LISTE DES TABLEAUX (suite)

- 9.1 Résumé des effets environnementaux du projet et évaluation de leur importance
- 9.2 Volume d'eau traitée déversée dans le ruisseau Snake (m³)
- 9.3 Estimation des débits d'effluents traités – 2003 à 2009
- 9.4 Résumé des prédictions de transport des contaminants
- 9.5 Comparaison des prédictions de qualité des eaux dans les documents Cluff Lake
- 9.6 Concentrations de référence mesurées dans les sédiments – Lac Cluff
- 9.7 Valeurs des indices de risque pour les contaminants non radionucléides des espèces aquatiques – Lac Island
- 9.8 Valeurs des indices de risque pour les contaminants non radionucléides des espèces aquatiques – Lac Cluff
- 9.9 Valeurs des indices de risque pour les contaminants non radionucléides des espèces aquatiques – Lac Sandy
- 9.10 Valeurs des indices de risque des contaminants non radioactifs des récepteurs écologiques terrestres – Lac Island
- 9.11 Valeurs des indices de risque des contaminants non radioactifs des récepteurs écologiques terrestres – Lac Cluff
- 9.12 Valeurs des indices de risque des contaminants non radioactifs des récepteurs écologiques terrestres du bassin versant du ruisseau Island
- 9.13 Qualité des eaux pour l'évaluation des eaux potables
- 9.14 Valeurs supplémentaires de l'indice de risque pour les non radionucléides sur les récepteurs terrestres – Voies d'exposition de l'eau potable de la fosse D
- 9.15 Valeurs supplémentaires de l'indice de risque pour les radionucléides sur les récepteurs terrestres – Voies d'exposition des eaux potables de la fosse D
- 9.16 Quotients des risques et valeurs des risques pour les récepteurs humains
- 9.17 Estimations des doses incrémentales sur les récepteurs humains
- 9.18 Valeurs à court terme des quotients des risques pour les contaminants non radioactifs sur les récepteurs humains – Voies d'exposition des eaux potables
- 9.19 Dose supplémentaire de radiation sur les récepteurs humains – Voies d'exposition des eaux potables
- 9.20 Prédiction des changements de températures saisonnières (°C) et de précipitations (%) pour la région forestière du Nord-Ouest par trois modèles de circulation générale pour le doublement du CO₂ dans l'atmosphère
- 9.21 Résumé des effets cumulatifs et évaluation de leur importance

- 10.1 Surveillance de la couverture de l'AGR
- 10.2 Surveillance des eaux interstitielles dans l'AGR
- 10.3 Surveillance du marécage du lac Island
- 10.4 Surveillance des eaux souterraines à proximité des sites des décharges

**Rapport d'Étude Approfondie
du Projet de Déclassement de Cluff Lake
Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire**

Décembre 2003

LISTE DES FIGURES

- 2.1 Emplacement du projet Cluff Lake
- 2.2 Emplacement général – Mines, usine, aire de gestion des résidus et installations auxiliaires 2003
- 2.3 Emplacement général – Zone minière 2003
- 2.4 Emplacement général – Usine et aire de gestion des résidus 2003

- 5.1 Zone d'étude locale
- 5.2 Localisation des communautés du nord de la Saskatchewan

- 6.1 Photo aérienne de la mine à ciel ouvert Claude et des infrastructures associées
- 6.2 Photo aérienne de la fosse D et des installations de surface OP/DP
- 6.3 Photo aérienne des opérations de Claude et DJ
- 6.4 Photo aérienne du complexe de l'usine et des installations de support
- 6.5 Photo aérienne de l'aire de gestion des résidus
- 6.6 Photo aérienne du camp Germaine

- 8.1 Calendrier conceptuel du déclassement – Mine de Cluff Lake

- 9.1 Qualité prédite de l'eau du lac Island
- 9.2 Concentrations prédites d'uranium et de nickel dans le lac Claude pour les scénarios de remblayage et de noyage de la fosse DJX
- 9.3 Concentrations prédites d'uranium et de nickel dans la rivière Peter pour les scénarios de remblayage et de noyage de la fosse DJX
- 9.4 Concentrations prédites d'uranium et de nickel dans le lac Cluff pour les scénarios de remblayage et de noyage de la fosse DJX
- 9.5 Niveaux prédits des contaminants dans les sédiments du lac Snake
- 9.6 Niveaux prédits des contaminants dans les sédiments du lac Island
- 9.7 Niveaux prédits des contaminants dans les sédiments du lac Cluff au cours des 2000 premières années après le déclassement

1 INTRODUCTION

Le personnel de la Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire (CCSN) a assuré la conduite d'une étude approfondie et la préparation de ce Rapport d'Étude approfondie (RÉA) dans le cadre du projet de déclasser les installations de la mine et de l'usine d'uranium de Cluff Lake. Cluff Lake se situe dans le Bassin de l'Athabasca au nord de la Saskatchewan, à approximativement 75 kilomètres au sud du Lac Athabasca et 15 kilomètres à l'est de la frontière provinciale avec l'Alberta. Le promoteur du projet de déclasser est COGEMA Resources Inc. (COGEMA). COGEMA possède actuellement un permis de production pour ces installations.

Le RÉA a été préparé afin d'être soumis au Ministre fédéral de l'environnement (Le Ministre) et à l'Agence canadienne d'évaluation environnementale (l'Agence) afin de remplir les obligations de la CCSN en tant qu'Autorité Responsable (RA) pour le projet de déclasser de Cluff Lake tel que prescrit par la Loi Canadienne d'Évaluation Environnementale (LCÉE). Le RÉA offre une évaluation des effets environnementaux du projet proposé.

Le RÉA a été préparé afin de satisfaire aux exigences de la LCÉE, telles que définies dans la description de la portée du Projet et dans le Rapport d'évaluation du projet de déclasser de Cluff Lake, qui a été publié en octobre 1999 après consultation avec les autorités fédérales expertes.

En accord avec la section 17 de la LCÉE, le personnel de la CCSN a délégué, à COGEMA, la tâche de tenir des consultations publiques et la préparation des études techniques d'Évaluation Environnementale (ÉE) et leur documentation (COGEMA 2000a, 2000b, 2000c). Les résultats des études ont été rassemblés et soumis au personnel de la CCSN sous forme d'un RÉA préliminaire (COGEMA 2000d, 2000e, 2001, 2002a, 2002b). Le document a été revu par les spécialistes techniques de la CCSN, les Autorités Fédérales expertes (AFs), et plusieurs agences provinciales. L'annexe A, ci-jointe, regroupe les réponses reçues aux commentaires concernant les documents techniques de l'étude approfondie de Cluff Lake. Le RÉA préliminaire, les révisions et les réponses ultérieures constituent la base de ce RÉA.

Le Rapport d'Étude Approfondie commence par une revue des données de base, y compris une revue de l'historique des opérations et des évaluations environnementales précédentes. La section 3 continue avec une revue de l'applicabilité de la LCÉE à ce projet. Les sections 4 et 5 offrent une revue de l'envergure du projet et de l'envergure de cette évaluation.

La section 6 présente une description du site et des installations existantes qui ont besoin d'être déclassées. Cette section inclut également une description détaillée de l'environnement existant et de l'évaluation des effets environnementaux dus aux opérations passées. La section 7 décrit les objectifs du déclasser qui ont servi à l'évaluation des différentes propositions de déclasser et à l'identification des approches préconisées. La section 8 identifie les différentes propositions et les approches préconisées pour le déclasser pour chacun des secteurs clés du projet.

La section 9 évalue pour chaque approche préconisée les impacts environnementaux du projet et les mesures visant à les atténuer. La section 9 décrit également les effets de l'environnement sur le projet et comment ces effets seront atténués. Enfin, cette section résume les impacts environnementaux cumulatifs dûs aux opérations passées et au projet de déclassé.

La section 10 décrit le programme de surveillance ultérieur et les mesures d'urgence en place. La section 11 résume les consultations avec le public et les parties prenantes qui ont été menées pour ce projet. La section 12 offre les conclusions de l'évaluation et la section 13 donne la liste des documents de référence utilisés tout au long de ce document.

1.1 Conclusions de l'ÉE

Étant donné que les objectifs premiers de ce projet sont d'atténuer tous les effets environnementaux à long terme potentiels résultant des opérations passées, les activités de déclassé elles-mêmes auront un effet globalement positif sur l'environnement. Une fois le déclassé achevé, les effets environnementaux sont généralement associés aux risques environnementaux liés aux opérations passées et aux mouvements des contaminants des sources existantes (par ex. les résidus et les versés à stériles) vers les eaux souterraines et de surface.

La conclusion de cette étude est que le déclassé du projet de Cluff Lake n'aura pas d'effets négatifs importants. On anticipe une certaine dégradation de la qualité des eaux souterraines dans les zones minières, toutefois, cela n'affectera pas l'utilisation raisonnable existante et potentielle des eaux souterraines. Des effets supplémentaires sont également prédits pour le lac Island où les rejets d'effluents issus des systèmes de traitement des eaux au cours des 23 années d'opération de la mine ont abouti à des concentrations accrues des contaminants principaux (par ex. l'uranium, le molybdène et le sélénium). Ces contaminants préoccupants (CP) résiduels pourraient poser un risque pour le biote non-humain. Comme indiqué à la section 6, ces effets négatifs potentiels ne sont pas considérés comme importants car leur étendue est modeste, ils sont restreints aux populations locales du lac Island et ils sont réversibles, avec une réhabilitation substantielle au cours des 50 à 100 premières années.

Bien qu'une fois le déclassé achevé des contrôles institutionnels soient nécessaires pour limiter le développement des zones minières et des zones de stockage des résidus, le site sera approprié à l'utilisation traditionnelle consistant en l'accès occasionnel, les activités principales sur le site devenant la trappe, la chasse et la pêche.

Quelques incertitudes sur les prédictions faites pour les modèles, y compris les termes sources et les effets potentiels des CP sur le biote aquatique et terrestre, ont été identifiées. Des programmes de suivi, tel que noté à la section 10, permettront d'assurer que ces incertitudes sont adéquatement revues et évaluées, et que des mesures correctives peuvent être mises en œuvre pour garantir que les objectifs du déclassé, tels que spécifiés à la section 7, sont toujours atteints et que le projet n'entraîne aucun effet environnemental négatif important.

2 DONNÉES DE BASE

2.1 Description du projet

Le projet de Cluff Lake, appartient et est opéré par COGEMA. Cluff Lake est un établissement minier comprenant une mine et usine de traitement d'uranium situé dans le Bassin de l'Athabasca au nord de la Saskatchewan, à approximativement 75 kilomètres au sud du Lac Athabasca et 15 kilomètres à l'est de la frontière provinciale avec l'Alberta (Figure 2.1). Les opérations minières et de traitement du minerai ont commencé en 1980. A la date de cessation des activités de traitement du minerai en 2002, le projet de Cluff Lake avait produit plus de 62 millions de livres de concentré d'uranium (U_3O_8).

Les installations de production du projet de Cluff Lake comprenaient des mines à ciel ouvert et des mines souterraines, une usine, une aire de gestion des résidus de traitement (AGR) comprenant une installation de traitement des effluents liquides en deux étapes, une zone résidentielle, et plusieurs autres installations auxiliaires et de support des infrastructures du site. La Figure 2.2 montre l'emplacement des installations du projet de Cluff Lake, et la Figure 2.3 donne le détail de la zone minière et des plans d'eaux des environs.

En août 1998 COGEMA a annoncé qu'elle suspendrait indéfiniment ses opérations du projet de Cluff Lake à compter du 31 décembre 2000, en raison du manque de réserves de minerai qui soient exploitables de façon économique et en raison du fait que le volume de résidus dans l'AGR approchait la capacité maximale autorisée. La découverte de réserves supplémentaires, ayant une concentration plus élevée que la moyenne historique du site, dans l'une des mines souterraines, a permis de prolonger les opérations de façon économique jusqu'en 2002. Les concentrations plus élevées ont également induit une réduction du volume de résidus produits permettant ainsi de repousser le moment auquel l'AGR est arrivée à la capacité maximale autorisée. La production minière a continué jusqu'en mai 2002, alors que le traitement du minerai dans l'usine s'est achevé en décembre 2002. Maintenant que la production est terminée COGEMA a l'intention de déclasser le site de Cluff Lake.

2.2 Besoin du projet

Les mines définitivement fermées doivent être déclassées et les sites doivent être remis en état conformément aux règlements à la fois fédéraux et provinciaux. Un permis de déclassement pour l'ensemble du projet fera suite à plus de 20 ans d'évaluation environnementale et de permis accordés.

Le but du projet est de conduire toutes les activités nécessaires, y compris le démantèlement ou la stabilisation de toutes les structures construites et la réhabilitation des zones perturbées, de manière à ce que :

- l'environnement soit sûr pour le biote non humain et pour l'utilisation par les humains ;
- les effets indésirables à long terme soient minimisés ;
- les paysages réhabilités soient auto-entretenus ; et
- les restrictions pour l'utilisation future des terrains soient minimisées.

De plus, toutes restrictions sur l'utilisation future des terrains ne devraient pas compromettre leur utilisation traditionnelle, y compris l'accès occasionnel pour la trappe, la chasse et la pêche en tant qu'activités principales du site.

2.3 Le promoteur du projet

COGEMA, une société canadienne dont les bureaux sont à Saskatoon, est l'un des plus gros producteurs d'uranium au monde. COGEMA fait partie du consortium AREVA basé en France. Les activités d'AREVA couvrent l'ensemble du cycle nucléaire, y compris l'extraction minière d'uranium, la conversion, l'enrichissement, la fabrication de combustible, de réacteurs et les services liés, le traitement et le recyclage et tous les services d'ingénierie qui y sont liés.

En plus du projet de Cluff Lake, COGEMA Resources Inc. est opérateur et possède la majorité des parts des projets d'uranium de McClean Lake et Midwest. La société possède également des parts dans les projets d'uranium de Key Lake, McArthur River, et Cigar Lake. Tous ces projets sont situés dans le Bassin de l'Athabasca au nord de la Saskatchewan.

2.4 Historique du site

2.4.1 Historique de l'évaluation environnementale des mines d'uranium et de l'usine de Cluff Lake

Le développement dans la zone des mines d'uranium et de l'usine de Cluff Lake a commencé par les activités d'exploration qui remontent aux années 1960. A la suite de la délimitation de la formation minéralisée "D", l'évaluation environnementale pour le développement d'une mine d'uranium et d'une usine a été soumise au Département de l'environnement de la Saskatchewan par Amok Ltd, le promoteur de l'époque. Le Ministre de l'environnement a fait la demande d'une enquête publique au Lieutenant-Gouverneur-en-Conseil afin d'évaluer le rapport, et pour "obtenir une étude contemporaine des sujets tels que "les vastes implications" et "les implications globales" de l'expansion de l'industrie minière d'uranium en Saskatchewan" (Bayda 1978). La Commission d'enquête généralement connue sous le nom de la Commission Bayda a revu le projet d'expansion de l'industrie minière d'uranium dans le nord de la Saskatchewan. La Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA) et plusieurs autres agences réglementaires fédérales ont également participé activement à la Commission d'enquête.

La Commission d'enquête a donné son aval au développement de la mine et de l'usine de Cluff Lake, et à l'expansion de l'industrie minière d'uranium dans le nord de la Saskatchewan. La CCEA a par ailleurs utilisé les conclusions et les recommandations de la Commission d'enquête pour lancer les phases initiales du processus d'approbation des permis de la CCEA.

Le développement initial du site, nommé Phase I, comprenait le développement de la mine et de l'usine. Le développement a commencé en 1979, et regroupait l'exploitation minière de la formation minéralisée "D", un gisement d'uranium à concentration élevée, et la construction d'une usine de traitement du minerai.

Figure 2.1 Emplacement du projet Cluff Lake

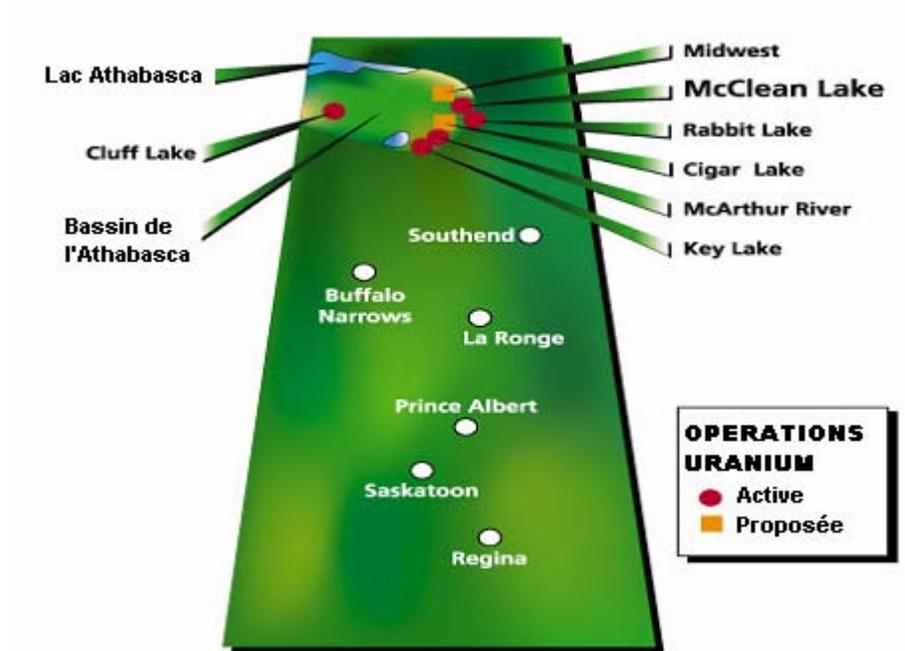


Figure 2.2

Figure 2.3

Figure 2.4

La Phase II du développement du site de Cluff Lake a également fait l'objet d'une évaluation environnementale provinciale. L'évaluation de la Phase II comprenait les réserves d'uranium identifiées sous les noms des gisements suivants : Claude, N, N40, OP et Dominique-Peter (DP) (Cluff Mining 1982). Une fois encore, les agences provinciales et fédérales, parmi lesquelles la CCEA, ont participé à cette ÉE.

En 1985, Amok Ltd. a informé les agences réglementaires qu'elle avait découvert un nouveau gisement qui se prêtait plus au développement que la formation minéralisée N. En fin 1986, les agences réglementaires ont donné leur accord à Amok Ltd. pour qu'elle commence le développement du gisement Dominique-Janine (DJ). En 1989, l'autorisation pour le creusement d'une mine à ciel ouvert pour l'exploitation du gisement Dominique-Janine (DJ) a été accordée. De plus amples études pour établir la délimitation du gisement DJ ont indiqué que la formation minéralisée en uranium s'étendait encore plus au sud jusqu'aux abords du lac de Cluff Lake (Amok Ltd. 1992).

La proposition d'extension des opérations minières de DJ, afin d'inclure les réserves identifiées au sud du développement minier existant, a fait l'objet d'une évaluation environnementale par la Commission Conjointe Fédérale-Provinciale des projets d'exploitation de mines d'uranium dans le nord de la Saskatchewan (CCFP). Après les consultations publiques, le Panel a recommandé que le développement de l'Extension Dominique-Janine soit autorisé, sur la base de la conclusion que le projet offrirait des bénéfices substantiels sous forme d'emplois, d'opportunités d'affaires et de royalties, alors qu'il n'entraînerait qu'une petite augmentation marginale des risques environnementaux et sanitaires [Commission Conjointe Fédérale-Provinciale (CCFP) 1993]. Les plans préliminaires pour le déclassement issus de cette dernière ÉE sont à la base des options de déclassement actuellement proposées.

2.4.2 Historique du développement sur l'ensemble du site

Le développement de la phase I du site de Cluff Lake comprenait l'exploitation de la mine à ciel ouvert du gisement D, et la construction en parallèle de l'usine, et des installations de support, ainsi que le camp permanent Germaine. La route provinciale 955 et la voie aérienne ont permis l'accès au site. La route et les infrastructures de l'aéroport avaient été construites au cours de la période d'exploration minérale. La route d'accès au site était contrôlée par un barrière de sécurité appelé "Barrière sud". Au cours de la période de construction de la Phase I, les activités ont été gérées depuis le centre opérationnel appelé "Centre Cluff", précédemment le camp d'exploration pour la coordination des activités d'exploration dans la région.

La zone de l'usine comprenait l'usine elle-même et des installations de support telles que l'entrepôt, le garage d'entretien et le bâtiment administratif, ainsi qu'une aire de gestion des résidus en surface, et les systèmes de traitement des effluents primaire et secondaire. Le camp Germaine qui comprenait des installations résidentielles et de loisirs fût également construit durant cette période. Une fois la phase de construction terminée, le centre opérationnel qui avait été établi en premier lieu au Centre Cluff a été transféré dans le bâtiment administratif de la zone usine. Le Centre Cluff a été conservé comme installation de support pour les activités d'exploration toujours en cours dans la région de Cluff Lake.

Le développement de la Phase II comprenait l'exploitation des gisements Claude, OP, DP et DJ, et la modification/expansion de la zone usine. La mine à ciel ouvert Claude a été la première à être développée en 1983. La construction des mines souterraines OP/DP a commencé en 1984. L'accès à ces gisements se faisait par une rampe d'accès souterraine commune. Le développement initial du gisement DJ a commencé en 1988 avec le creusement de la mine DJ Nord (DJN). La mine à ciel ouvert Claude a été exploitée de 1983 à 1989. La mine souterraine OP a été exploitée de 1984 à 1985. La mine souterraine DP a été exploitée de 1984 à 1999. La mine DJN a été exploitée de 1989 à 1991.

Le plan d'expansion de la mine comprenant les réserves supplémentaires du gisement DJ a fait l'objet d'une évaluation par la CCFP 1993. Le plan d'expansion décrit dans l'Étude d'impact environnemental (ÉIE) comprenait la construction d'une mine à ciel ouvert s'étendant jusqu'au lac de Cluff Lake. Suite à la recommandation favorable de la Commission Conjointe Fédérale-Provinciale, et au cours de la période de délivrance des permis, une évaluation des différentes options minières a abouti à un autre plan de développement pour le reste du gisement DJ (COGEMA 1994). Le plan alternatif de développement comprenait une combinaison des méthodes d'extraction par mine à ciel ouvert et mine souterraine, et le test de la méthode minière par abattage hydraulique. Le plan alternatif avait l'avantage potentiel de réduire les impacts environnementaux liés à la proposition initiale de développement en minimisant l'empiètement sur le lac Cluff.

Le plan minier alternatif a abouti en la construction de la mine à ciel ouvert DJX et les mines souterraines DJ, ainsi que la zone de tests miniers d'abattage hydraulique. La construction de la mine à ciel ouvert DJX comprenait le remplissage partiel de la mine DJN avec les stériles non contaminés (<0.03% d'uranium). L'exploitation à ciel ouvert de DJX a eu lieu de 1994 à 1997. La mine souterraine DJ a été développée en 1994 et l'extraction de minerai a continué jusqu'à la fin des opérations en 2002. Les tests miniers d'abattage hydraulique ont été faits aux abords du lac Cluff Lake. Les travaux comprenaient la réalisation d'une plate-forme de travail connue sous le nom de lentilles minéralisées DJ, qui empiétait sur le lac Cluff Lake, en bord de berge. Le test minier a été entrepris en 1996.

Afin de faciliter le traitement des minerais à faible concentration issus de la Phase II des activités minières, l'usine a subi quelques modifications/expansions en 1983-84. Une unité de récupération d'or a été ajoutée par la suite pour permettre le retraitement des résidus issus de la phase I qui avaient été entreposés sur le site dans des conteneurs en ciment.

Afin d'y disposer les résidus supplémentaires générés par la Phase II, l'AGR a été élargie par étapes. Deux barrages supplémentaires ont été érigés (1982) et une digue a été construite pour diviser le bassin à résidus en un bassin à résidus solides et un bassin pour les résidus liquides (1984). En 1986, une berme passant à travers le bassin à résidus solides a été construit afin de séparer les résidus de la Phase I.

Afin d'optimiser l'AGR, des bermes internes ont été construites au cours des années 1990 afin de poursuivre la séparation des résidus et d'améliorer les capacités de stockage existantes. Pour éviter que

les eaux superficielles propres ne pénètrent l'AGR, les fossés de diversion nord et sud ont été construits en 1999 et 2000.

2.5 Permis actuels et proposés

COGEMA détient actuellement un permis d'opérer le projet de Cluff Lake accordé par la Commission Canadienne de Sûreté Nucléaire (CCSN) (UMOL-MINEMILL-CLUFF.O4/2004) conformément à la section 24 de la *Loi sur la Sûreté et le Contrôle Nucléaire*. COGEMA possède également l'approbation d'Environnement Saskatchewan (ES) d'opérer des installations de contrôle de polluants (Approbation No. IO-176) conformément à plusieurs sections des *Règlements de protection de l'environnement pour l'industrie minière, de la Loi pour la gestion et la protection de l'environnement, des Règlements pour les substances, déchets dangereux, et de la Loi sur l'air pur*. Le permis de la CCSN et l'autorisation de ES sont tous les deux valides jusqu'au 30 avril 2004. Le permis de la CCSN autorise actuellement COGEMA à poursuivre des activités minières et de traitement de minerai et d'entretien des installations sur le site du projet sous réserve que toutes les modifications substantielles nécessitant l'approbation écrite de la CCSN. L'approbation d'ES autorise COGEMA à opérer plusieurs installations de contrôle de polluants liées au fonctionnement des installations, au traitement des eaux usées, aux décharges, à l'entreposage de substances et déchets dangereux, et aux systèmes de traitement des eaux potables.

Comme indiqué précédemment, COGEMA propose de déclasser le projet de Cluff Lake. Au titre de la Loi de Sûreté et Contrôle Nucléaire et des règlements qui s'y rapportent, les installations minières d'uranium ne peuvent être déclassées qu'en accord avec un permis de la CCSN. La délivrance d'un permis de déclasser par la CCSN représente une obligation réglementaire exercée par une autorité fédérale, au titre des *Règlements sur les dispositions législatives et réglementaires désignées dans la Loi Canadienne sur l'Évaluation Environnementale (LCÉE)* et de ce fait entraîne la mise en application de la LCÉE. Une étude approfondie est requise pour ce projet conformément aux *Règlements sur la liste d'étude approfondie*, section 19(b).

3 APPLICATION DE LA LOI CANADIENNE SUR L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE

Le personnel de la CCSN a déterminé que conformément au paragraphe 5(1)(d) de la LCÉE, l'approbation réglementaire de la proposition de projet de déclassement exigerait qu'une évaluation environnementale préalable en soit faite conformément aux dispositions de la LCÉE. En particulier, il a été déterminé que la CCSN, en tant qu'AR du projet, doit s'assurer qu'une étude approfondie soit menée et qu'un RÉA soit préparé et soumis au Ministre fédéral de l'environnement (le Ministre) et à l'Agence Canadienne d'Évaluation Environnementale (l'Agence), conformément à la section 21 de la LCÉE.

A cette fin, le personnel de la CCSN a par la suite établi et dirigé le processus d'évaluation environnementale. Conformément à la section 12 de la LCÉE, et aux *Règlements sur la coordination par les autorités fédérales des procédures et des exigences en matière d'évaluation environnementale*, les départements fédéraux suivants ont été identifiés comme Autorités fédérales expertes aptes à fournir l'assistance d'experts à la CCSN au cours de l'évaluation : Environnement Canada, Pêches et océans Canada, Santé Canada et Ressources naturelles Canada. Le personnel de la CCSN a par ailleurs établi, en collaboration avec Environnement Saskatchewan, que l'évaluation environnementale du projet n'était pas requise par la Loi sur l'évaluation environnementale de la Saskatchewan. Toutefois, ES a accepté de participer au processus d'évaluation en tant que réviseur technique au cours. ES examinera et approuvera également le plan de déclassement conformément au processus provincial. En préparation pour ce RÉA, COGEMA et la CCSN ont tenu compte des recommandations fournies dans le document guide réglementaire G-219, *les Plans de déclassement des activités autorisées*.

Conformément à la section 22 de la LCÉE, l'Agence doit mettre ce RÉA à la disposition du public pour qu'il puisse le revoir et faire ses commentaires. Après avoir revu le RÉA et tout commentaire reçu du public à son sujet, le Ministre doit prendre une décision sur les effets environnementaux du projet conformément à la section 23 de la LCÉE.

4 PORTÉE DU PROJET

La portée du projet de déclassement de Cluff Lake a été établie conformément à la section 15 de la LCÉE.

La portée du projet de déclassement de Cluff Lake comprend la fermeture, le démantèlement, la gestion des déchets, l'entretien, la réhabilitation du site, la poursuite du contrôle et de la surveillance des zones et installations suivantes :

- Les installations de l'Aire de Gestion des Résidus (AGR)
- Les systèmes de traitement des effluents
- Les systèmes de traitement des eaux usées
- La zone de l'usine, y compris les installations de support et les aires de stockage
- Les mines à ciel ouvert
- Les mines souterraines et les ouvertures en surface
- Les routes d'accès ou les installations proches des berges des lacs ou cours d'eau
- Les aires de stockage des stériles
- Les aires de stockage des résidus
- L'aire d'enfouissement des déchets domestiques
- Les autres décharges
- Les pompes, les pipelines, les puits, les piezomètres, les tubages d'accès
- Les systèmes de manutention, de confinement ou de diversion d'eau
- Les installations de stockage et de manutention (les réservoirs, entrepôts, bassins, bermes, plate-forme, membranes d'étanchéité)
- La centrale électrique
- Les lignes électriques
- Les routes d'accès et de transport, y compris les traversées de cours d'eau
- Le camp Germaine et les installations qui y sont liées
- Le Centre Cluff
- Les carrières d'emprunt de matériaux
- La centrale à béton et la région avoisinante
- La piste d'atterrissage et ses installations
- La barrière d'accès au site
- Le complexe pour l'exploration
- Les installations auxiliaires
- Les zones associées dont l'environnement a été affecté
- La zone du titre foncier.

5 PORTÉE DE L'ÉVALUATION

5.1 Les facteurs de l'évaluation environnementale

La portée de l'évaluation environnementale, y compris les facteurs pris en considération pour l'évaluation, a été établie conformément à la section 16 de la LCÉE. Ces facteurs comprennent:

- (i) les effets environnementaux du projet, y compris les effets environnementaux causés par des défaillances ou des accidents liés au projet et tous les effets cumulatifs potentiels issus de la combinaison du projet avec d'autres projets ou des activités préalables ou à venir ;
- (ii) la portée des effets mentionnés au paragraphe (i) ;
- (iii) les commentaires du public reçus conformément à la LCÉE et à ses règlements ;
- (iv) les mesures techniquement et économiquement acceptables et qui atténueraient les effets environnementaux négatifs potentiels du projet ;
- (v) l'objectif du projet ;
- (vi) les autres options possibles pour mener à bien le projet qui sont techniquement et économiquement acceptables ainsi que leurs effets environnementaux ;
- (vii) la nécessité, et les conditions requises pour tout programme de suivi lié au projet ; et
- (viii) l'aptitude des ressources naturelles, qui seront probablement affectées par le projet, à répondre aux besoins actuels et futurs.

5.2 Méthode de l'évaluation environnementale

Une ÉE offre une approche systématique pour identifier les effets environnementaux du projet proposé. En identifiant les effets environnementaux négatifs avant qu'ils ne surviennent, les ÉE permettent aux décideurs de modifier les plans afin que les effets puissent être minimisés ou éliminés. La sous-section 2(1) de la LCÉE définit l'environnement tel que:

« Ensemble des conditions et des éléments naturels de la Terre, notamment :

- (a) le sol, l'eau et l'air, y compris toutes les couches de l'atmosphère ;*
- (b) toutes les matières organiques et inorganiques ainsi que les êtres vivants ;*
- (c) les systèmes naturels en interaction qui comprennent les éléments visés aux alinéas (a) et (b)*

et les effets environnementaux, liés au projet, sont définis tel que :

Tant les changements que la réalisation d'un projet risque de causer à l'environnement que les changements susceptibles d'être apportés au projet du fait de l'environnement, que ce soit au Canada ou à l'étranger ; sont comprises parmi les changements à l'environnement les répercussions de ceux-ci soit en matière sanitaire et socio-économique, soit sur l'usage courant de terres et de ressources à des fins traditionnelles par les autochtones, soit sur une construction, un emplacement ou une chose d'importance en matière historique, archéologique, paléontologique ou architecturale. »

Tel que discuté à la section 2.0, le projet de Cluff Lake doit être déclassé conformément à un permis de la CCSN. De plus, la LCÉE et les règlements stipulent qu'une Étude Approfondie est requise avant qu'un permis puisse être délivré. En conséquence, cette ÉE a considéré les effets potentiels sur l'environnement d'un certain nombre d'activités et de scénarios, lors du processus de sélection des moyens convenables pour mener à bien le déclassement du projet de Cluff Lake.

Les effets sur l'environnement – la qualité de l'air, les niveaux radiologiques ambiants, l'hydrologie, la géologie, l'écologie terrestre, l'écologie aquatique, la santé humaine et l'utilisation des terres ont été considérés. Les conditions environnementales actuelles, qui ont été affectées par les opérations passées, ont tout d'abord été évaluées afin d'établir les données de base à partir desquelles les effets du projet de déclassement ont pu être mieux évalués. L'état environnemental actuel a été utilisé comme base pour la modélisation de la qualité de l'eau, des sédiments et de l'air après le projet.

Les objectifs du déclassement ont été établis afin de faciliter l'évaluation des méthodes alternatives pour mener à bien le projet de déclassement. Les qualités attendues de l'eau, des sédiments et de l'air ont ensuite contribué à l'évaluation des effets potentiels sur la santé humaine, le biote non humain, et l'utilisation des terres, pour les alternatives préférées.

Les objectifs du déclassement sont présentés à la section 7, et la description du projet comprenant une revue des différentes options est présentée en section 8. L'évaluation des effets environnementaux par rapport aux objectifs et aux effets potentiels sur les composantes valorisées de l'écosystème est présenté en section 9. Les méthodes utilisées lors de l'évaluation sont détaillées dans la sous section 5.2.3 ci-dessous.

5.2.1 Les limites spatiales de l'étude

5.2.1.1 Zone d'étude du site

La zone d'étude du site englobe les anciennes zones d'exploitations minières et de traitement telles que décrites dans la Figure 2.2. Celle-ci comprend la zone faisant actuellement partie du permis de la CCSN.

5.2.1.2 Zone d'étude locale

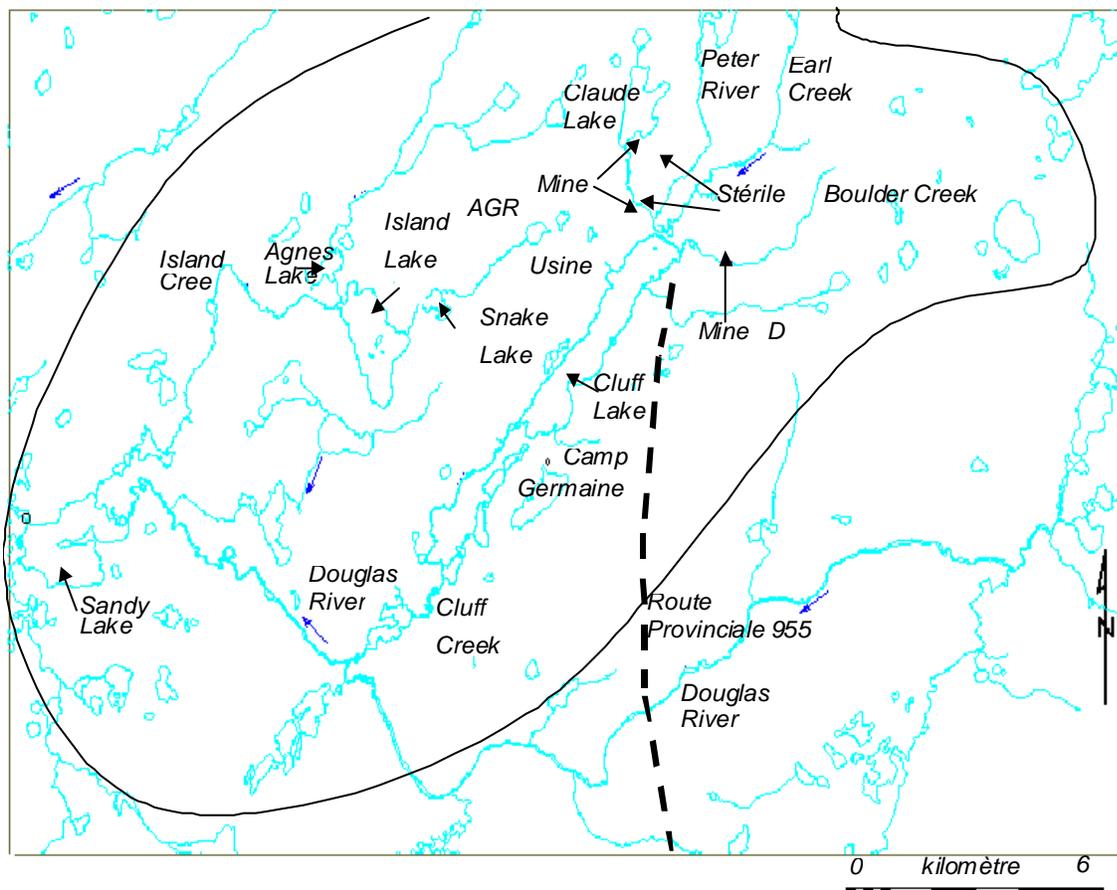
La zone limitrophe à l'usine et aux sites miniers, le lac de Cluff Lake et les bassins versants d'Island Creek, et de Sandy Lake, la confluence de ces deux systèmes de drainage, constituent la zone d'étude locale (Figure 5.1). Cette zone délimite l'étendue spatiale des effets potentiels du déclassement. Elle correspond aux zones où les effets potentiels des activités sur l'air, l'eau, les sédiments, la flore et la faune ont été analysés.

La portion de la route provinciale 955 qui passe au travers du bail de surface a également été incluse dans la zone d'étude. Étant donné qu'aucun autre développement ne contribue aux impacts sur le bassin versant, la zone présentée est suffisante pour évaluer tous les effets potentiels.

5.2.1.3 Zone d'étude régionale

La zone d'étude régionale comprend les communautés de l'ouest de la province en bordure de la route provinciale 955, de Green Lake à Cluff Lake, et qui sont affectées par les répercussions socio-économiques du projet. La Figure 5.2 identifie l'emplacement de chaque communauté. Chacune de ces communautés a un certain nombre d'interactions avec la mine, particulièrement sous la forme de liens socio-économiques. La plupart de ces communautés sont représentées au Comité de la qualité environnementale (CQE).

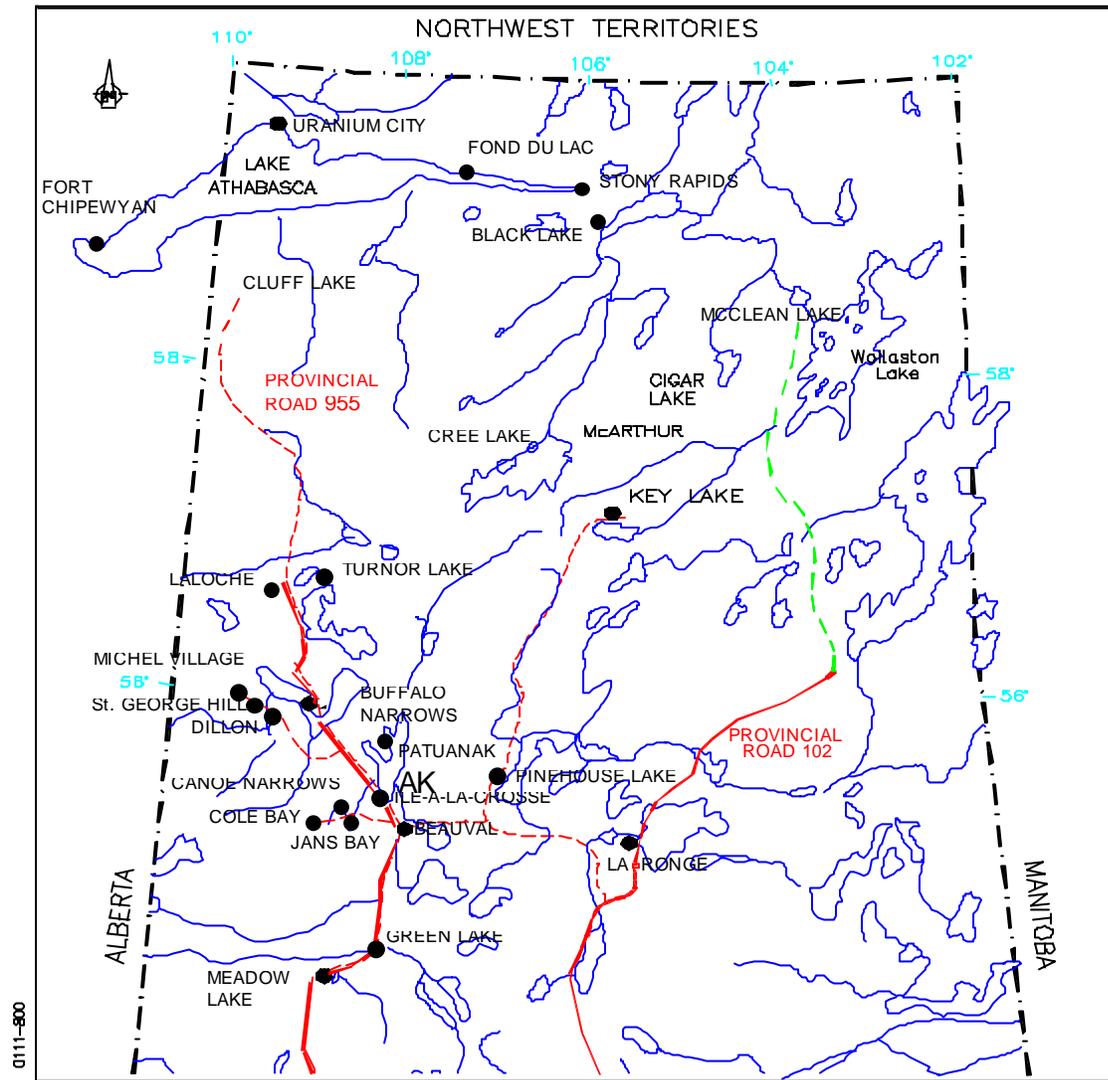
Figure 5.1
Zone d'étude locale



Les communautés de l'ouest, qui ont eu des liens les plus étroits avec le site minier, seront certainement celles le plus directement affectées (COGEMA, 2000e, Annexe E). Elles sont les suivantes :

Beauval	Dillon	Jans Bay	Patuanak
Buffalo Narrows	Green Lake	La Loche	St. George Hill
Canoe Narrows	Ile-a-la-Crosse	Michel Village	Turnor Lake

Figure 5.2
Localisation des communautés du nord de la Saskatchewan



De plus, en raison de l'activité des trappeurs locaux, les représentants de Fort Chipewyan ont également été inclus dans les discussions concernant l'utilisation future des terres.

5.2.2 Limites Temporelles de l'étude

Cette étude considère les informations de base recueillies au moment du lancement du projet de Cluff Lake dans les années 1970, et les conditions et les effets environnementaux existants résultant des opérations passées. L'étude examine les effets environnementaux potentiels (du projet et cumulatifs) à

long terme. La modélisation des impacts sur la qualité des eaux souterraines et des eaux de surface s'étend sur des centaines et même des milliers d'années futures de façon à comprendre l'influence des voies de transfert des contaminants à long terme et de la diminution des termes sources. En général, la majorité des effets du projet se seront dissipés au cours des 200 à 300 premières années après le déclassement. Cette période fait l'objet de l'analyse la plus détaillée.

5.2.3 Processus d'évaluation

La première étape de l'évaluation des impacts environnementaux du projet de déclassement de Cluff Lake présentée en section 6, a été l'identification de toutes les sources de contaminations sur le site et l'évaluation des effets environnementaux existants.

Ensuite, les Composantes Valorisées de l'Écosystème (CVÉ) et les objectifs du déclassement ont été établis.

Composantes valorisées de l'écosystème

Une CVÉ peut être définie comme un attribut ou un composant environnemental perçu comme étant important pour des raisons sociales, culturelles, économiques ou écologiques, et qui a été identifié au cours des consultations avec les populations affectées et en prenant en compte l'opinion des scientifiques. Les CVÉ utilisées dans cette évaluation sont les composants de l'environnement qui sont importants pour les résidents locaux du nord de la Saskatchewan, ainsi que les composants de l'environnement qui sont écologiquement significatifs.

L'identification des CVÉ a été développée au cours de consultations. Les communautés locales ont participé aux consultations sur les espèces valorisées au cours des discussions du Panel au début des années 1990 et jusqu'aux récentes rencontres spécifiques au projet de déclassement. Le Comité de la Qualité Environnementale et le Groupe de Travail de l'Athabasca ont été actifs durant la période opérationnelle et continuent d'être un forum pour les consultations en cours. Les CVÉ utilisées pour cette évaluation sont décrites plus en détail dans la section 6.2.14.

Objectifs du déclassement

Les objectifs des activités de déclassement qui doivent être menées à Cluff Lake ont pour objectif d'assurer que :

- l'environnement est sûr pour l'utilisation par le biote non humain et humain ;
- les effets indésirables à long terme sont minimisés ;
- toutes les structures qui ont été construites sont enlevées ou stabilisées ;
- les paysages réhabilités sont auto-entretenus; et
- les restrictions pour l'utilisation future des terres sont minimisées.

La réalisation de ces objectifs de déclassement qualitatifs a été définie en accord avec les objectifs de qualité environnementale établis par les gouvernements provincial et fédéral. Dans les cas où les objectifs de qualité environnementale n'étaient pas établis, des valeurs de référence spécifiques au site ont été déterminées (COGEMA 2000a, 2001, 2002a, 2002b). Toutes les restrictions sur l'utilisation des terrains sont liées aux activités de planification des terres et ne devraient pas limiter l'utilisation traditionnelle par des individus autochtones et non autochtones. La section 7 donne une description plus complète des objectifs du déclassement.

Ces objectifs, et les localisations et périodes appropriées pour atteindre ces objectifs, ont été établis en consultation avec les autorités provinciales et fédérales, en tenant compte des relations spatio-temporelles des sources de contaminants identifiées.

Revue des options

Le site a été divisé en zones discrètes logiques. Plusieurs méthodes alternatives (voir section 8.1) pour minimiser les effets environnementaux des sources potentielles de contaminants ont été identifiées pour chaque zone.

Une fois que les options initiales ont été identifiées, les sources de contaminants ont été quantifiées, et une structure de modélisation a été utilisée pour identifier les effets environnementaux potentiels. La modélisation de la qualité des eaux souterraines et de surface a été l'un des premiers objectifs à ce niveau de l'évaluation, puisque la qualité des eaux à long terme a été identifiée comme étant le composant environnemental qui risque d'être le plus affecté par ce projet. Les activités principales du déclassement comprennent le déplacement des stériles, le noyage ou le remblayage des mines, la récupération, la destruction et l'élimination des bâtiments et équipements ; le recouvrement et l'élimination des résidus et des terres contaminées, et la revégétalisation. La plupart de ces activités ne devraient avoir qu'un impact mineur et à court terme sur la qualité de l'air, les niveaux de radioactivité ambiante, la géologie et l'écologie terrestre. Toutefois, de telles activités peuvent avoir des effets à plus long terme sur la qualité des eaux souterraines et de surface, et par conséquent sur l'écologie aquatique, la faune terrestre, la santé humaine et l'utilisation potentielle des terres.

Sélection et évaluation des options préférées

Une fois que les alternatives et les mesures d'atténuation ont été modélisées et évaluées en tenant compte des objectifs du déclassement, une option préférée a été choisie pour chacune des zones et une modélisation plus détaillée ainsi qu'une évaluation des risques ont été faites afin de prédire les effets environnementaux à long terme. Les résultats du modèle ont été utilisés lors de l'analyse des voies de transfert pour évaluer les effets écologiques potentiels à long terme et les effets potentiels sur la santé des humains. La méthode utilisée pour la modélisation est décrite plus en détail dans la sous section 5.2.4.

Programme de surveillance de suivi

Finalement, les résultats de toutes ces analyses, et en particulier, les incertitudes sur les prédictions de la modélisation, ont été utilisés pour déterminer les besoins en programme de surveillance de suivi pour le projet et pour identifier les mesures d'urgences appropriées au cas où les résultats de la surveillance indiqueraient que les objectifs du déclassement ne sont pas atteints ou qu'il y a des effets environnementaux potentiellement significatifs.

5.2.4 Méthode de modélisation pour évaluer les effets post déclassement

Tel que décrit ci-dessus, l'environnement post déclassement a été modélisé sur la base de plusieurs options de déclassement, et les résultats ont été utilisés pour évaluer les effets de ces options. Afin d'évaluer les effets potentiels, plusieurs modèles ont été employés.

Le transport des contaminants de l'AGR a été modélisé avec et sans couverture en terre :

- L'infiltration à travers la couverture a été prédite avec le modèle utilisant une couverture en terre. Le modèle utilisé, appelé « soil cover » est décrit dans COGEMA 2000b, Annexe C.
- Les définitions des termes sources pour la modélisation du transport des substances dissoutes à long terme ont été déterminées à partir des données historiques de surveillance du bassin pour les résidus liquides, en partie basse du bassin à résidus solides, de Snake Lake, des puits de surveillance, ainsi que des programmes de tests en laboratoire des échantillons de résidus (COGEMA 2000b, Annexe B).
- La modélisation du transport des contaminants a été utilisée pour prévoir les mouvements des contaminants dans les eaux souterraines et les eaux de surface de l'environnement en aval (c.-à-d. le lac Snake Lake). MODFLOW (COGEMA 2000b, Annexe C) a été utilisé, en introduisant des paramètres des options préférées, pour développer un modèle régional du flux des eaux souterraines. Il a ensuite formé la base de l'évaluation du transport des substances dissoutes.
- Les résultats du modèle de transport des substances dissoutes ont été incorporés dans l'analyse des voies de transfert pour les comparer aux objectifs du déclassement et évaluer les risques pour les CVÉ.

Les sources potentielles de contaminants des zones minières de Cluff Lake comprennent les mines à ciel ouvert, les mines souterraines et les verses à stériles. Les options du déclassement comprenaient le noyage ou le remblayage des mines à ciel ouvert, le déplacement ou le recouvrement des verses et le noyage ou le pompage des mines souterraines. Ces options ont été modélisées comme suit :

- L'infiltration dans la verse à stériles Claude au travers d'une couverture en terre ouvragée a été calculée (COGEMA 2000c, section 4.2, Annexe D).
- La modélisation géochimique, en utilisant PHREEQC, développée à partir d'un programme intensif d'échantillonnage et d'analyse en laboratoire des échantillons de stériles, et des données historiques existantes, a été utilisée pour déterminer le terme source des stériles Claude (COGEMA 2000c, section 3.4, Annexe B).

- Les flux massiques des contaminants des mines D et DJ ont été calculés. La méthode utilisée pour calculer les masses est basée sur les données disponibles, et la nature de l'environnement du terme source. Le terme source de la fosse DJX noyée a été estimé sur la base des valeurs observées lorsque la mine DJN a été noyée (COGEMA 2000c section 3.2, Annexe B).
- Le terme source des stériles noyés a été estimé à partir des résultats des tests de lixiviation en colonne et d'oxydation en cellule (COGEMA 2000c section 3.4, Annexe B).
- Le terme source des mines souterraines noyées a été déterminé à partir des résultats de la mine D (COGEMA 2000c section 3.3, Annexe B).
- Le transport des contaminants par les eaux souterraines depuis toutes les sources vers les eaux de surface réceptrices a été modélisé pour le cas de base et pour les diverses options, la masse et les concentrations maximales des eaux de surface ont été calculés. Les codes numériques MODFLOW, MODPATH et ZONEBUDGET ont été utilisés pour simuler le flux des eaux souterraines (MODFLOW), pour déterminer les temps de déplacement et les trajectoires advectives pour le transport des constituants vers le récepteur le plus proche (MODPATH) et pour calculer le bilan des eaux dans certaines régions spécifiées de la grille numérique (ZONEBUDGET). Voir COGEMA 2000c, sections 4.0 et 5.0, Annexe C, pour les descriptions des modèles.
- Le système hydrographique entre tous les récepteurs des eaux de surface et le lac Cluff a été considéré, et les pics de concentration ont été calculés pour toutes les stations en aval. Voir COGEMA 2000c, sections 6.0 à 10.0, Annexe C, pour les résultats.
- Une revue approfondie des termes sources et des débits a été entreprise et les scénarios pour le remblayage comparativement au noyage de la fosse DJX ont été modélisés à nouveau en utilisant les paramètres mis à jour (COGEMA 2002a).
- Les résultats de ces modèles ont été utilisés pour l'analyse des voies d'exposition environnementale et l'évaluation des risques écologiques.

Analyses des voies d'exposition (COGEMA 2000d ; COGEMA 2001)

- La qualité de l'air, des eaux et des sédiments a été évaluée tel que décrit ci-dessus. La modélisation de la qualité de l'air à la fin des opérations et lors des scénarios de déclassement a fourni les estimations des niveaux de radon. Les émissions des sources et leurs caractéristiques et les données météorologiques ont contribué au modèle de dispersion *Industrial Source Complex* (ISCST3) de l'EPA des U.S.A.
- Concernant l'environnement aquatique, les deux types de contaminants, radioactifs et non radioactifs, ont été prédits par le modèle INTAKE, qui est en mesure de modéliser des bassins versant avec des caractéristiques variables. Il a été appliqué à la fois aux bassins de drainage de du ruisseau Island Creek et du lac Cluff Lake.
- La modélisation des eaux de surface a été faite sur 10,000 ans afin d'évaluer les mouvements des ions majeurs, des radionucléides, et des métaux du site de Cluff Lake dans l'environnement récepteur. Les termes source est les débits d'alimentation du lac Island Lake estimés ont été combinés dans le modèle INTAKE, afin de fournir une évaluation générale des impacts. Le modèle INTAKE s'inscrit dans une structure probabiliste.

Évaluation des risques écologiques (COGEMA 2000d)

- Les modèles de prédiction de la qualité de l'air, des eaux et des sédiments ont été considérés lors de l'évaluation des risques écologiques. Des simulations ont été faites pour une période de 10,000 ans couvrant les opérations, la période de déclassé, la période de surveillance post fermeture, et la période post déclassé. Le modèle a été utilisé de façon probabiliste.
- Le modèle a été testé 100 fois par pas de un an afin d'obtenir la distribution des concentrations prédites pour chaque contaminant modélisé. Au total, des prédictions ont été faites pour seize contaminants individuels y compris huit métaux, quatre radionucléides et quatre caractéristiques majeures de la qualité des eaux.
- La méthode d'évaluation des risques écologiques est décrite dans COGEMA 2000d, sous-annexe B3. Les concentrations prédites pour les eaux ont été comparées aux objectifs SSWQO pour la faune aquatique, et aux objectifs spécifiques du site. Les prédictions des concentrations des sédiments ont été comparées aux Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments (DCQS), et aux données de références basées sur la littérature. Les effets sur le biote ont été considérés en évaluant les récepteurs CVÉ sélectionnés. Les taux de doses absorbées par les espèces d'animaux et de plantes sélectionnés ont été estimés pour l'exposition aux rayons bêta et gamma issus de la radioactivité des eaux, et sédiments des environs, et pour l'exposition aux rayons alpha, bêta et gamma issus de la radioactivité présente dans les plantes ou les tissus des animaux. Les effets potentiels ont été évalués en obtenant les valeurs CE₂₀ pour les populations à reproduction rapide, et le niveau jusqu'auquel aucun effet négatif n'est observé pour les populations à reproduction plus lente. Les estimations d'exposition ont utilisé des hypothèses conservatrices basées sur le comportement des récepteurs spécifiques.

Évaluation de la santé humaine

Des récepteurs humains hypothétiques ont été sélectionnés dans le but d'estimer les doses naturelles de base et les doses de radiation incrémentales, provenant de déclassé du site sur les membres de groupes critiques potentiels vivant dans les environs du site de Cluff Lake. La sélection des groupes critiques a pris en compte l'utilisation des sols avant le début des opérations minières, y compris les activités traditionnelles des trappeurs, la chasse et la pêche.

Le modèle représentant un récepteur humain convertit en dose équivalente l'absorption des radionucléides par inhalation de l'air, ingestion d'eau potable, de légume, de fruit et de viande. Les facteurs de conversion de dose utilisés par ce modèle sont basés sur les valeurs fournies pour la Commission internationale de protection radiologique (CIPR 1996). Les prédictions des doses supplémentaires annuelles pour chacun des récepteurs ont été modélisées sur une période de 10,000 ans, par pas de un an.

Évaluation des effets cumulatifs

Les effets environnementaux cumulatifs sont définis comme :

“les effets sur l'environnement, au cours d'un certain temps et sur une certaine distance, issus des effets d'un projet lorsqu'ils sont accumulés avec ceux du passé, ceux actuels et ceux des projets et activités imminentes.”

Les seuls projets passés et actuels situés dans la même région de la province sont l'exploration, la construction et l'opération de la mine de Cluff Lake. Il n'y a pas de communauté permanente ou d'activités industrielles dans la zone d'étude locale et ni d'activités industrielles majeures dans la zone d'étude régionale qui pourraient avoir un impact sur le projet. De ce fait, les effets environnementaux cumulatifs sont associés aux effets environnementaux actuels résultant des opérations, et de tous les effets additionnels résultants du projet de déclassement proposé.

5.2.5 Suivi et surveillance

Dans le contexte de la LCÉE, les programmes de suivi ont pour objectif de vérifier l'exactitude de l'évaluation environnementale des projets, et de plus, de déterminer le niveau d'efficacité des mesures d'atténuation des effets négatifs. Le suivi devrait aider à déterminer si et quand les mesures d'atténuation ont besoin d'être ajustées.

Les programmes de suivi peuvent aussi être utilisés pour :

- répondre aux inquiétudes du public qui ont été exprimées lors du processus de consultation ;
- vérifier l'exactitude des modèles utilisés pour l'ÉE ;
- vérifier l'exactitude des prédictions des effets environnementaux et des conclusions faites dans l'ÉE ; et
- continuer une recherche fondamentale pertinente pour approfondir la compréhension des processus physiques et naturels en jeu.

Le programme de suivi du projet de déclassement de Cluff Lake sera conçu de façon à prendre en compte toutes ces considérations, y compris la poursuite de la communication avec le public et la participation des parties intéressées au cours du processus de déclassement ; les méthodes de comparaison des changements constatés avec ceux prédits ; la vérification de l'efficacité des activités de déclassement ; et le développement et/ou la continuation des programmes de recherche pour améliorer la compréhension des systèmes physiques et naturels. La section 10 présente le programme de suivi et offre le détail de chacun de ces composants.

6 DESCRIPTION DU SITE ET DE L'ENVIRONNEMENT EXISTANT

Cette section présente une description des installations actuelles et des composantes du site, des effets environnementaux résultant des opérations et une revue des conditions environnementales existantes sur le site avant la phase finale de déclassement. La section 6.1 présente une description des installations actuelles et des composantes du site, et une vue d'ensemble des effets environnementaux issus des opérations approuvées dans cette région. La section 6.2 décrit l'environnement existant et détaille les effets environnementaux issus des opérations. Enfin, la section 6.3 résume les effets environnementaux et les compare aux prédictions effectuées lors des évaluations environnementales préalables.

Les plans proposés pour la réhabilitation finale et le déclassement du site, et pour atteindre les objectifs du déclassement, sont résumés en section 8.

6.1 Description du site : composantes du site et état actuel

Un aperçu des principales composantes du site de Cluff Lake est présenté en Figure 2.2. Des détails sur la zone minière sont illustrés par la Figure 2.3. La Figure 2.4 présente des détails de l'usine et de l'Aire de Gestion des Résidus (AGR). Une description encore plus détaillée est offerte par ailleurs (COGEMA 2000a, 2000b et 2000c).

De façon générale, les collecteurs de surface étaient situés près des installations où il existait un risque de contamination radiologique en surface en raison des activités minières et de traitement. Les collecteurs récupéraient les eaux de ruissellement de surface, qui avant la cessation des opérations de traitement, étaient acheminées vers l'usine pour être utilisées au cours du processus de traitement. Toutes les eaux pompées dans les mines à ciel ouvert et souterraines étaient également récupérées et acheminées vers l'usine pour utilisation au cours du traitement. Toutes les eaux de traitement de l'usine étaient alors pompées vers l'AGR et traitées dans les systèmes de traitement primaire (STP) et secondaire (STS) avant leur rejet final dans l'environnement.

Depuis la cessation des activités de traitement, toutes les eaux potentiellement contaminées sont toujours récupérées et traitées, comme requis, avant d'être déversées dans l'environnement.

6.1.1 Zone de la mine D

Description

La mine D a été le premier gisement exploité à Cluff Lake. Les activités minières ont commencé en 1979 pour se terminer en 1981. Le gisement D contenait le minerai d'uranium de Cluff Lake à la plus forte teneur et des réserves d'or significatives.

La mine D et sa verse à stériles couvrent une surface d'environ 3.0 ha. Au cours du développement de la mine D, le ruisseau Boulder a été détourné bien au-delà de la mine à ciel ouvert à l'aide d'un barrage et d'un chenal de diversion placés en amont. A la fin des activités minières, la mine à ciel ouvert D avait

une profondeur maximale de 28m. Les activités de nettoyage et de réhabilitation de l'aire minière ont compris le démantèlement des installations de surface, la rupture du barrage de diversion du ruisseau Boulder, et l'élimination de la demi-buse de diversion. Le trajet du ruisseau Boulder a été établi à nouveau aux abords de la mine D.

Durant le dégel du printemps 1983, un barrage de glace s'est formé dans le ruisseau Boulder, entraînant le débordement du ruisseau et le noyage de la mine D. Pour pallier cet événement, une digue a été construite entre le ruisseau Boulder et la mine. La mine est restée noyée et isolée du ruisseau Boulder au cours des années suivantes.

La verse à stériles, placée immédiatement à côté de la mine, ne comprend que des stériles de la mine D et couvre une surface d'environ 2,3 ha pour un volume d'environ 150 000 m³. Après le démantèlement des installations de surface de la mine D, la verse à stériles D et la zone avoisinante, qui avait été affectée au cours du développement, ont été nivelées et revégétalisées entre 1983 et 1985. Des recherches menées par COGEMA sur la verse à stériles indiquent que le potentiel de production d'acide est minime et que seule une faible lixiviation des métaux est anticipée (COGEMA 2001, Réponses aux commentaires réglementaires).

Impacts des opérations

Les effets des opérations dans l'aire de la mine D comprennent la carrière noyée, la modification du trajet naturel du ruisseau Boulder, la verse à stériles et les perturbations de surface associées à ces activités.

La qualité de l'eau de la mine D est surveillée mensuellement depuis 1992 à proximité de la surface et à des profondeurs de 5 m, 10 m, 15 m et 20 m (COGEMA, 2000c, Annexe E). La colonne d'eau de la carrière noyée montre un chimiocline stable entre des profondeurs de 13 m et 17 m (la profondeur maximale de la fosse étant 22 m). La qualité de l'eau dans la partie supérieure de la colonne d'eau (au-dessus de 10 m) est conforme aux objectifs SSWQO (Saskatchewan Surface Water Quality Objectives) pour les paramètres surveillés à l'exception du fer. La mine D est alimentée par les eaux de ruissellement et les eaux souterraines et, au cours des périodes sèches, le taux de fer des eaux souterraines a entraîné l'augmentation des concentrations en fer de la partie supérieure de la colonne d'eau jusqu'à atteindre 7 mg/L. Les concentrations en uranium sont également variables et ces fluctuations sont liées à des précipitations et des ruissellements élevés qui mobilisent l'uranium, de la verse à stériles vers la carrière. En 1998, après deux années consécutives de fortes précipitations, les concentrations d'uranium près de la surface ont atteint 0.45 mg/L. En 2002, les concentrations étaient redescendues aux valeurs d'avant 1992, à moins de 0.1 mg/L.

Depuis le noyage de 1983, la mine D est restée isolée du ruisseau Boulder. De récents résultats de surveillance de Boulder indiquent que la mine D n'a eu qu'un impact négligeable sur la qualité de l'eau de Boulder. De même, la surveillance des eaux souterraines locales n'a pas détecté d'impact important de la mine D sur la qualité des eaux souterraines. Une évaluation du différentiel entre le niveau d'eau de la

fosse et le niveau minimal de la digue séparant la mine D du ruisseau Boulder indique que la probabilité que le ruisseau Boulder soit relié à la mine D est faible.

Les efforts de revégétalisation dans les aires de réhabilitation sont généralement considérés comme des succès puisque les plantes indigènes colonisent les zones où des espèces agronomiques ont été préalablement utilisées pour stabiliser les surfaces perturbées.

6.1.2 Zone de la mine Claude

Description

La zone de la mine de Claude comprend la mine à ciel ouvert Claude et les infrastructures qui y sont liées, ainsi que le stock de stériles (Figure 6.1). Les infrastructures de l'aire de la mine de Claude comprenaient un vestiaire (douches), un bâtiment administratif, une station de stockage de carburant, une aire à minerai, un bâtiment à scanner, le système de pompage de l'eau de la fosse de Claude, la fosse de récupération des eaux de ruissellement et l'atelier d'entretien. Des infrastructures initiales il ne reste plus que l'atelier d'entretien de Claude, la fosse de récupération des eaux de ruissellement et le système de pompage des eaux de la fosse Claude.

Les autres structures ont été enlevées en 2000 et 2001. Tout comme pour les autres zones exploitées du site, cette zone a été nivelée de façon à entraîner les eaux de ruissellement potentiellement contaminées vers une fosse de récupération qui est régulièrement vidée par pompage.

La mine à ciel ouvert Claude était la plus grande mine à ciel ouvert exploitée sur le site et a été exploitée de 1982 à 1989. Au cours des activités d'exploration dans les années 1970, le niveau d'eau du lac Claude a été rabattu afin de faciliter la délimitation des réserves en minerai de Claude. Pour permettre l'exploitation de la mine à ciel ouvert, deux petites digues ont été prolongées dans le lac Claude le long de sa bordure Est (Figure 2.3).

La verse à stériles de Claude adjacente à la carrière, comprenant le stérile de la fosse Claude a été construite entre 1982 et 1989. À l'époque du dépôt des stériles, aucun effort n'a été fait pour tenter de séparer les déchets de Claude en fonction de leur composition chimique. Le stock fait environ 30 m de haut, et couvre une surface de 29,5 ha. Il contient près de 8,59 Mt (millions de tonnes) de stériles et environ 4,91 Mm³ (million de mètres cube), en considérant une densité sèche de 1750 kg/m³.

Le stock a été créé en déposant les stériles en plusieurs couches. Il comprend des zones pour la circulation entre les couches de stériles. Il a été remodelé en 1993 afin de réduire la pente des versants pour atteindre un rapport de 2H/1V ou moins. En 2001 et 2002, des tests de nivellement et de compaction ont été conduits sur une partie du stock de stériles de Claude afin d'évaluer la faisabilité (construction et performance) d'une couverture des stériles dans le cadre du plan final de couverture.

Depuis 1989, la fosse de Claude a été utilisée comme site de décharge approuvée pour divers déchets du site, tels que des stériles, des ferrailles, des matériaux contaminés, des déchets de démolition et des matériaux non combustibles tels que des tuyaux en plastique et des pneus. Les stériles placés au milieu de la fosse de Claude comprennent les stériles miniers de DJX, et les stériles spéciaux de la mine DJX (matières classifiées comme ayant une concentration d'uranium entre minerai et déchet propre, 0.03% <uranium<0.1%). Les stériles de la mine souterraine DJ (<0.1% uranium) et les déchets de la mine souterraine OP/DP (déchets stockés en surface) ont également été déposés dans la fosse de Claude. Une faible quantité de minerai à faible teneur (environ 0.13% d'uranium) de la mine DJX a également été déposée dans la fosse de Claude après qu'il ait été établi que ce minerai ne pouvait pas être traité de façon économique et que son placement dans la fosse de Claude n'aurait qu'un impact négligeable sur les contaminants existants dans la mine.

Depuis la cessation des activités minières et la réduction de l'exhaure de la mine, la fosse de Claude est partiellement noyée en raison des arrivées d'eaux de ruissellement de surface et d'eaux souterraines. Un pompage intermittent a maintenu le niveau de l'eau de la fosse de Claude en dessous du niveau d'eau du lac Claude (339 mètres au-dessus du niveau de la mer).

Les activités les plus récentes dans la fosse Claude comprennent la poursuite de dépôt de matériaux usagés et le pompage de l'eau de la carrière afin d'offrir une plus grande capacité de stockage en prévision des activités futures de déclassement. L'eau est pompée vers la carrière DJX pour être repompée et traitée à l'usine et à l'AGR. L'atelier d'entretien reste disponible pour entreposer les équipements et pourra être opérationnel durant le déclassement.

Impacts des opérations

Les effets de l'exploitation sur l'aire de la mine Claude comprennent : la baisse du niveau d'eaux du Lac Claude, la prolongation de deux petites digues jusque dans le lac afin de faciliter l'exploitation du gisement, les perturbations de surface liées au développement de la mine, des infrastructures et de la verse à stériles, les poussières et émissions atmosphériques liées aux activités minières et aux zones perturbées. Les effets les plus importants sont le remblayage partiel de la fosse de Claude par des matériaux usagés et son noyage et la verse à stériles adjacente, la fosse et la verse contenant toutes les deux un certain nombre de contaminants radiologiques et non radiologiques.

Un programme approfondi de caractérisation des stériles a été lancé en 1999. Le programme a déterminé le potentiel de production d'acide par les stériles, et a évalué les caractéristiques de stabilité physique des stériles pour déterminer s'ils sont appropriés pour la construction d'une couverture (COGEMA 2000c). Les tests physiques ont indiqué un taux relativement élevé d'érosion mécanique et d'altération au sein des stériles. Les tests géochimiques ont démontré l'existence d'un potentiel de production d'acide par les stériles Claude avec de faibles ratios PN/PA pour plus de la moitié des échantillons prélevés dans la fosse Claude.

La surveillance de la qualité des eaux souterraines dans l'environnement immédiat du stock de stériles a identifié un panache acide à faible profondeur (pH<4), contenant des niveaux élevés de contaminants tels que le nickel (>10 mg/L) et l'uranium (>100 mg/L), s'écoulant vers le sud et l'est à partir de la verse à stériles. Le panache est concentré autour du périmètre de la verse à stériles. De plus amples détails sont fournis dans le document de référence, COGEMA 2000c.

La qualité de l'eau de la fosse de Claude est affectée par la présence de déchets dans la fosse, les eaux de ruissellement et peut-être par les eaux de lixiviation de la verse à stériles adjacente. En 2002, les concentrations moyennes en sulfate, solides dissous (TSD), uranium, nickel, arsenic et radium-226 (Ra²²⁶) étaient respectivement de 1126 mg/L, 1950 mg/L, 6,8 mg/L, 0,17 mg/L, 9,3 mg/L et 1,3 Bq/L. Comme indiqué précédemment, le niveau de l'eau de la fosse reste plus bas que celui du lac adjacent du fait du pompage intermittent, et la quantité d'eau dans la fosse continue d'être réduite pour préparer le remblayage final proposé. Le maintien de cette différence de niveau d'eau entraîne le mouvement continu des eaux souterraines vers la mine, et empêche actuellement le transport de contaminants vers l'environnement avoisinant.

6.1.3 Zone de la mine OP/DP

Description

La zone de la mine OP/DP est constituée d'une rampe d'accès souterraine, de la verse à stériles OP/DP et des installations de support y compris une aire d'entreposage de matériaux, un atelier d'entretien, un vestiaire, un bâtiment à scanner, un bâtiment administratif, un système d'égouts, une usine à béton, une aire à minerai et un collecteur des eaux de ruissellement (Figure 6.2). Le défrichage et la construction des rampes pour la mine DP ont commencé en 1983 et la production a commencé en 1985.

La méthode d'exploitation minière souterraine

L'extraction du minerai ou la méthode par tranches utilisée dans les opérations souterraines de Cluff Lake est connue sous le nom d'exploitation minière par tranches descendantes remblayées. Cette méthode a été utilisée en raison des mauvaises conditions du terrain dans la zone minéralisée, où les ouvertures créées durant l'activité minière ne pouvaient pas être laissées sans support, même en utilisant des systèmes de support tels que des boulons d'ancrage, des grillages et des courroies. La méthode reposait sur le remblayage des cavités laissées par l'exploitation minière avec une pâte de ciment qui était pompée directement dans les cavités. Les cavités étaient soit complètement remplies (remblayage intégral), ou partiellement remplies (remblayage par dalle). Une fois qu'une ouverture initiale était faite le long de la zone minéralisée, avec une section transversale nominale de 2,5 m de large par 3,5 m de haut, la cavité créée était partiellement remplie par une dalle de ciment de 1,5 m d'épaisseur. Après quelques jours, la dalle de ciment était suffisamment solide pour permettre à l'exploitation minière d'avancer sous la dalle. La résistance de la dalle de remblayage est d'environ 8 Mpa. La dalle apporte non seulement sa force aux murs, mais permet également aux mineurs de travailler en sécurité sous un plafond plus sûr (appelé toit). Des remblayages intégraux étaient utilisés lorsque plusieurs pans de la zone minéralisée étaient exploités

simultanément. La combinaison du remblayage en ciment et du cimentage projeté (ciment pulvérisé sur la roche), et de systèmes mécaniques de support du sol, ont produit des conditions de terrain stables et efficaces à long terme dans les parties adjacentes à et au-dessus de la zone d'exploitation.

État actuel

Avec la cessation des activités minières et la fermeture de la mine en 1999, la mine OP/DP a commencé à se noyer avec les venues d'eaux souterraines. Depuis août 2002, toutes les galeries souterraines ont été noyées. Les puits d'entrée et de sortie d'air OP/DP ont été partiellement remblayés en 2000. Le remblayage des puits a été terminé en 2002 et chaque puits a été couvert et renforcé avec du béton. La rampe d'accès souterraine a été remblayée jusqu'à environ 176 m de profondeur et un bouchon en béton a été coulé à l'entrée de la rampe.

Le haut du puits d'entrée d'air de DP est à la plus faible altitude parmi tous les puits. Dans le cas où le niveau final de l'eau serait à une altitude supérieure à celle du puits d'entrée d'air de DP, les eaux contaminées de la mine pourraient potentiellement faire surface à cet endroit. Par conséquent, ce puits a été équipé d'un système de récupération et de pompage des eaux pour que celles-ci puissent être traitées dans le cas où les eaux de la mine émergeraient à cet endroit.

La verse à stériles OP/DP a été transférée à la fosse de Claude entre 1998 et 2000. La plupart des installations de support de la mine ont été démantelées entre 2000 et le début de 2003. L'aire de stockage au nord de la mine OP/DP a été nettoyée et réhabilitée en 2001.

Au moment de la rédaction de ce rapport, la station de stockage des carburants et le collecteur d'eaux de ruissellement de surface étaient les seules installations de surface restantes. Le démantèlement de ces installations maintenant inutiles est inclus dans les plans opérationnels approuvés.

Impacts des opérations

Les effets des opérations sur la zone OP/DP comprennent les perturbations de surface dues à la construction des installations de surface, y compris toutes les installations proche de l'accès à la mine, plusieurs puits d'aération placés à divers endroits sur la propriété, l'aire de stockage des matériaux et équipements, et l'empreinte laissée à l'emplacement de l'ancienne verse à stériles OP/DP. Les poussières et les émissions atmosphériques liées aux activités minières ont eu des impacts mineurs localisés. Les travaux souterrains noyés sont une source potentielle de contamination des eaux souterraines et des eaux de surface.

Un système d'égout pour les eaux usées de l'atelier d'entretien de la mine et du vestiaire a déversé des eaux au travers d'une série de champs d'épuration adjacents à la mine. La station de stockage des carburants est une source potentielle de contamination des sols et des eaux souterraines, cette source sera surveillée et nettoyée si nécessaire une fois que la station de stockage aura été enlevée.

La mine est présentement noyée. La qualité de l'eau dans la mine présente des niveaux élevés de contaminants clés, l'uranium étant l'élément le plus sensible avec des concentrations d'environ 1.2 mg/L. Les capacités de pompage sont actuellement maintenues puisqu'elles offrent une solution d'intervention à court terme au cas où l'eau de la mine atteindrait la surface au niveau du puits d'entrée d'air DP.

6.1.4 La zone de la mine DJ

Description

La zone de la mine DJ comprend les mines à ciel ouvert DJN et DJX, la rampe d'accès à la mine souterraine DJ, le stockage de terrains de recouvrement DJN, les lentilles minéralisées DJ et les infrastructures associées y compris les aires à minerai DJ et les installations de support (Figure 6.3).

Mines

Les mines à ciel ouvert DJN et DJX se situent au sud de la zone de la fosse de Claude et sont adjacentes à la partie nord du lac Cluff. Il s'agit de deux mines côte à côte ; la mine DJN a commencé à produire en premier en 1989 et la production a continué jusqu'en 1991. L'activité minière de la mine DJX a eu lieu de 1994 à 1997.

Pour permettre le développement de la mine initiale DJN, il a fallu dévier le ruisseau Claude, qui débouchait naturellement dans le lac Cluff, en passant autour de la mine et dans la rivière Peter proche. Ce ruisseau a un écoulement intermittent, qui est plus élevé durant la période de dégel du printemps et après des périodes de fortes précipitations. Il est considéré que ce ruisseau ne comporte pas de poissons en raison de son débit intermittent et de sa faible profondeur. Ses abords sont stables et bien végétalisés grâce à l'implantation naturelle d'espèces indigènes.

Les terrains de recouvrement ont été enlevés de l'aire de la mine avant le développement de la carrière. Les terrains de recouvrement de DJN ont été stockés avec les stériles de DJN alors que les terrains de recouvrement DJX ont été stockés à l'ouest de la carrière comme indiqué par la Figure 6.3. Après l'exploitation, la carrière DJN a été partiellement noyée. Par la suite la carrière DJN a été vidée et utilisée comme stockage pour les stériles propres (<0.03% d'uranium) de la carrière DJX. Les autres stériles de DJX (0.03%<uranium<0.1%) ont été transportés et placés dans la fosse de Claude.

Au cours des activités minières souterraines, la fosse DJX a été régulièrement pompée afin de garder le niveau de l'eau très bas et éliminer tout risque de noyage des installations souterraines. Au cours des dernières années, la fosse a été utilisée comme puisard temporaire pour les eaux de la mine souterraine qui étaient ensuite utilisées dans l'usine comme eaux de traitement. Depuis l'arrêt des activités minières, la fosse DJX a commencé à être noyée par les eaux souterraines et les eaux de ruissellement. Elle est actuellement utilisée pour recevoir les eaux issues du dénoyage de la fosse de Claude, en attente de pompage et traitement de ces eaux à l'usine et à l'AGR.

Verse DJN

La verse à stériles DJN a été créée en déposant les stériles en plusieurs couches successives. Il en découle que la verse à stériles présente des zones de circulation bien définies entre les couches de stériles. Certains stériles spéciaux (0.03% < uranium < 0.1%) ont été séparés du reste du stock et enrobés par des stériles propres. Le stock de stériles DJN atteint 16 m de haut et couvre une surface de 14,1 ha. Il contient environ 1,846 Mt de stériles. Le volume estimé de stériles est d'environ 1,055 Mm³ en considérant une densité sèche de 1750 kg/m³.

Mine souterraine DJ

La mine souterraine DJ a été développée en 1994. Elle a produit jusqu'en mai 2002, après quoi la mine a commencé à être noyée. Le noyage de la mine a tout d'abord été accéléré avec les eaux pompées de la mine DJX. En 2002, les puits d'entrée et de sortie d'air, et la rampe d'accès souterraine ont été remblayés et scellés avec du béton armé. De plus, plusieurs bâtiments de support et l'aire à minerai DJ ont été enlevés. L'infrastructure de pompage des eaux et la station de stockage des carburants ont été conservées comme installations de support pour le projet de déclassement.

Les lentilles minéralisées DJ

Les lentilles minéralisées DJ ont été exploitées afin de tester la technique minière par attaque hydraulique. La plate-forme d'exploitation a été construite à l'intérieure et adjacente à la rive nord-ouest du lac Cluff (Figure 2.3). Les installations comprenaient une unité de congélation, une aire de stockage du minerai, une série de collecteurs situés près de la carrière DJX et une série de trous de forage dans le socle sous-jacent afin de permettre la congélation du sol et l'extraction du minerai par attaque hydraulique. La méthode minière a été testée en 1996. Le nettoyage et la revégétalisation de la région ont été entrepris en 2000 avec le démantèlement de l'unité de congélation, le nettoyage et le recouvrement de l'aire à minerai, le remblayage des fosses, et le colmatage et remblayage des trous de forage. La région a été scannée pour détecter une éventuelle contamination radiologique et elle a été revégétalisée avec des arbustes et arbres indigènes.

La perturbation du littoral fait l'objet d'un accord de compensation de l'habitat, conclu entre le promoteur et Pêches et Océans Canada. La compensation de l'habitat a consisté en l'amélioration du littoral et la construction de bassins peu profonds afin d'encourager la reproduction des poissons indigènes.

Les impacts des opérations

Les effets des opérations liés à la mine DJ comprennent la dérivation du ruisseau Claude, l'empiétement des lentilles minéralisées DJ sur la rive du lac Cluff, et les perturbations de surface liées aux fosses DJN/DJX, à la mine souterraine DJ et aux installations de support, un cas d'affaissement de surface, la verse à stériles DJN, et la poussière et les émissions atmosphériques associées aux activités minières et aux surfaces perturbées.

La mine souterraine DJ

Il y a eu un affaissement de surface attribuable aux activités minières qui s'est produit le 28 février 1999 sous la forme d'un affaissement de 10 m de diamètre et 5 m de profondeur dans la partie sub-affleurante de la mine souterraine DJ, entre la fosse DJX et le lac Cluff.

Il est estimé que la cause de l'affaissement est l'effondrement des piliers de soutien minéralisés dans la zone où le minerai avait déjà été extrait immédiatement sous le pilier de surface. Les piliers étaient composés de roches instables qui ont été fragilisées par les activités minières aux alentours. L'effondrement de l'un des piliers dans la galerie partiellement vide a fragilisé un pilier au-dessus, propageant l'effondrement initial jusqu'à la surface (effet dominos).

Le problème a été rectifié en versant une importante quantité de remblai cimenté dans, et autour, de cette zone minière, et en construisant des cloisons autour des ouvertures des galeries adjacentes. Cela a efficacement remblayé et scellé la zone de l'affaissement, et a réduit le risque d'infiltration des eaux de surface.

La mine souterraine est actuellement en phase de noyage et le niveau d'eau d'équilibre n'a pas encore été atteint. La qualité de l'eau de la mine présente des propriétés similaires à celles rencontrées dans les mines noyées OP/DP à l'exception de l'arsenic qui est plus élevé dans l'eau de la mine DJ (170 µg/L dans DJ contre 5 µg/L dans DP). Le puits d'évacuation d'air DJ est une source potentielle d'eau de mine contaminée arrivant en surface, toutefois, sa proximité de la fosse DJX et la topographie locale font que toute eau de mine qui pourrait émerger au puits d'évacuation d'air DJ s'écoulerait immédiatement vers la fosse isolée.

Fosses DJN/DJX et verse DJN

La récupération des eaux de la fosse DJX et l'utilisation du puisard de collecte des eaux de surface ont permis de contenir et d'empêcher le rejet des eaux contaminées de surface et souterraines dans l'environnement voisin. La qualité de l'eau de la fosse DJX est affectée par l'addition des eaux de la mine souterraine DJ et plus récemment par celles de la fosse Claude. Avant l'ajout de ces eaux, les eaux de la fosse DJX contenaient des concentrations d'uranium remarquablement moins élevées (moyenne de 0.7 mg/L) en 1999 en comparaison à la qualité de l'eau de la fosse Claude (moyenne de 6.6 mg/L en 1999). Toutefois, les concentrations de nickel étaient relativement plus élevées (moyenne de 0.38 en 1999) comparées à la qualité de l'eau de la fosse Claude (moyenne de 0.04 mg/L en 1999). La qualité actuelle de l'eau reflète maintenant celle de la fosse Claude en raison des récents ajouts à la fosse.

Un programme de tests de caractérisation approfondie des stériles a été mené sur la verse à stériles DJN et sur les stériles DJX placés dans la fosse DJN, qui a été remblayée, cela afin de déterminer le potentiel de création d'acide et la stabilité physique en vue d'évaluer leur adéquation pour la construction d'une couverture. Les stériles de la fosse DJN ont démontré un potentiel élevé de génération d'acide, toutefois,

la quantité de matériaux lixiviables reste faible. De plus amples détails sont disponibles dans COGEMA 2000c. Toute eau contaminée issue de cette verse est contenue dans les fosses DJN et DJX.

La verse DJN contient des concentrations plus élevées de contaminants que les stériles DJX mais à un potentiel de génération d'acide moindre. Les résultats de la surveillance indiquent que les eaux souterraines contiennent des niveaux élevés de certains contaminants, mais à des concentrations beaucoup moins élevées que celles rencontrées près de la verse à stériles Claude (COGEMA 2000c).

6.1.5 Le complexe de l'usine et les installations de support

Description

Le complexe de l'usine consiste en l'usine et les bureaux qui y sont liés, la centrale électrique, l'entrepôt, l'atelier d'entretiens d'équipements lourds, et bâtiments de supports et infrastructures associées au site (Figure 6.4).

L'usine, conçue avec une série de collecteurs en ciment créant un confinement secondaire, a vu deux phases principales d'opération. Les opérations de la Phase I, de 1980 à 1983, ont consisté au traitement du minerai issu du gisement D. Une méthode de séparation gravimétrique a été utilisée pour obtenir un concentré à taux élevé (moyenne de 29.3% U), qui a ensuite été traité par broyage et lixiviation à l'acide. Les rejets de la filtration ont été stockés dans des coffres cylindriques en béton. Les résidus neutralisés issus du traitement des filtrats ont été transférés à l'AGR. Les résidus de la séparation gravimétrique (1 à 3% U) issus de la Phase I ont par la suite été traités à nouveau de 1983 à 1984 au cours de la Phase II de l'usine, laquelle a été modifiée/agrandie afin de pouvoir recevoir les minerais à taux moins élevés des gisements Claude, OP et DP. De 1985 à 1986, une usine de traitement d'or a été ajoutée au complexe de l'usine. Cela a permis de traiter à nouveau environ 6500 tonnes de résidus de filtration de la Phase I pour en récupérer approximativement 58 g/t d'or. Par la suite en combinant à nouveau les résidus traités avec le minerai lixivié à faible concentration pour alimenter l'usine, cela a permis de récupérer de 0.3% à 1% d'uranium résiduel de la Phase I. La configuration du circuit de l'usine de la Phase II, qui comprenait un broyage primaire et un broyage secondaire, le concassage, la lixiviation acide, la décantation à contre-courant, l'extraction par solvant, la précipitation du concentré d'uranium et le séchage, a été maintenue jusqu'à la fin des activités de traitement en décembre 2002. Les opérations de traitement de la Phase II sont brièvement décrites ci-dessous.

Opérations de traitement – Phase II

Le minerai était livré depuis la mine par camions de 50 tonnes jusqu'à une aire à minerai située près du bâtiment de broyage. Le minerai alimentait une grille fixe pour un premier concassage du minerai. À l'aide d'une série de bandes transporteuses, le minerai était transporté vers une série de broyeurs et de concasseurs pour réduire le minerai à moins de 0.5mm de diamètre, produisant une pulpe à 58% de solides.

La pulpe était traitée dans une série de cuves, où de l'acide sulfurique, du chlorate de sodium, et de la vapeur étaient utilisés pour extraire l'uranium de la pulpe. L'efficacité moyenne de la lixiviation était de 98.5%.

La solution contenant l'uranium était ensuite dirigée du circuit de décantation à contre-courant (DCC) vers le circuit d'extraction par solvant (XS) pour la purification. Au cours de l'extraction, l'uranium dissout était transféré de la solution d'alimentation à la phase organique. Ensuite, l'étape de ré-extraction permettait de récupérer l'uranium dans une solution de chlorure de sodium après laquelle la solution organique stérile était recyclée dans les cellules d'extraction.

La solution organique était régulièrement régénérée à l'aide d'une solution de carbonate de sodium dans une cellule de régénération afin d'enlever toute trace d'impuretés. L'efficacité moyenne du circuit XS était de 99.9%.

La solution «chargée» du circuit XS passait au stade suivant durant lequel une pulpe de magnésium était ajoutée afin de précipiter le diuranate de magnésium. Le précipité de concentré d'uranium était épaissi dans une série de cuves de précipitation et envoyé sur un tapis de filtration pour extraction de l'eau. Le concentré d'uranium filtré qui en résultait était lavé avec une solution de sulfate d'ammonium pour enlever les impuretés, et ensuite placé dans une sécheuse maintenue à 200°C. Le concentré d'uranium sec passait alors dans un broyeur à rouleaux et était enfûté dans des fûts en acier de 220 litres pour l'expédition aux clients.

Les solides rejetés du DCC étaient traités avec de la chaux pour augmenter le pH. Du chlorure de baryum était ensuite ajouté pour en retirer la plupart du radium (Ra^{226}) par précipitation. Enfin, la pulpe passait par un épaisseur à "haute densité" pour augmenter la densité à plus de 50% de solides en poids. Les résidus de l'épaisseur étaient ensuite pompés vers l'AGR pour l'étape finale de décantation, alors que le raffinat était pompé vers l'AGR pour un traitement supplémentaire dans le STP et le STS avant d'être rejeté dans l'environnement.

Les systèmes de ventilation de l'usine, en particulier ceux liés au broyage, au concassage, au séchage du concentré d'uranium et au circuit d'enfûtage étaient équipés de dépoussiéreurs hydrauliques pour réduire les émissions de poussière.

De 1983 à 2002, l'usine a traité approximativement 3 Mt de minerai à une teneur moyenne de 0.6% U créant près de 2.4 Mm³ de résidus solides. Au cours des dernières années, près de 1.2 Mm³/an d'eau de traitement a été utilisée dans l'usine. Au moins 50% de ce volume provenait des eaux d'exhaure de la mine, qui étaient temporairement stockées dans un bassin étanchéifié de rétention des eaux de mines, et d'eaux de refroidissement de la centrale électrique. L'eau douce nécessaire au complexe de l'usine provenait du lac Cluff par le biais de la station de pompage du complexe.

Au cours des dernières années, les infrastructures du complexe de l'usine et des installations de support, qui n'étaient plus nécessaires au maintien des opérations à l'usine, ont été démantelées dans le cadre des plans opérationnels approuvés. En 1999, le nettoyage de la station de stockage des carburants, au nord de

l'usine, a été terminé. En 2000, l'usine de traitement de l'or, et les silos de stockage du minerai ont été démolis et le bassin de rétention des eaux de la mine a été enlevé. En 2002, la direction, l'administration et le personnel de support ont transféré leurs bureaux dans le bâtiment de l'usine et le bâtiment administratif principal a été mis hors service et démoli.

Mise sous cocon de l'usine

En janvier 2003, les activités de mise sous cocon de l'usine ont été entreprises par le personnel qualifié restant. Les objectifs étaient de minimiser les risques potentiels pour l'environnement, la santé et la sécurité, issus des réactifs chimiques et des sources potentielles de radioactivité, et de préparer les différents circuits de l'usine pour leur démolition future, qui pourra être entreprise après la revue et l'approbation réglementaires.

Les activités de mise sous cocon ont inclus en règle générale le démantèlement, le nettoyage et l'élimination des réservoirs qui présentaient un risque potentiellement significatif. Les matières radioactives contenues dans ces réservoirs ont été placées dans l'AGR ; les réservoirs ont été mis dans la fosse Claude. Les réservoirs restants dans l'usine ont été décontaminés pour enlever le gros de la contamination radiologique et laissés sur place. Les équipements ont été mis à l'arrêt ; les boîtes de vitesse et les réservoirs ont été vidés de leur huile, et ont été nettoyés sur place ou ont été éliminés.

Les systèmes de récupération des poussières et de ventilation ont été nettoyés et les murs, les piliers de soutien et les renforts ont été lavés. Tous les sols ont été lavés et les tuyauteries d'eau ont été purgées. Toutes les fosses ont été pompées et nettoyées.

Les chaudières ont été mises à l'arrêt et les conduites d'alimentation en propane ont été fermées au niveau de la valve pour chaque chaudière. Les ponts roulants ont été garés sur les plates-formes de service. Les Centres de Contrôle Moteurs (CCM) ont été désactivés et l'électricité coupée de façon à éviter leur fonctionnement par inadvertance. Les salles de contrôle ont été nettoyées et les données clés ont été archivées pour référence future. Les entrées et ouvertures des bâtiments ont été scellées pour éviter tout accès par inadvertance.

Les huiles usagées ont été expédiées hors du site afin d'être recyclées. Les densimètres à sources scellés Cs¹³⁷ ont été enlevés des différentes tuyauteries et stockés de façon sûre en attendant d'être recyclés ou stockés à l'extérieur du site dans un centre agréé. Les objets stockés comprenant l'acétylène-oxygène, les tiges de soudage, les soudeuses, les peintures, les feuilles de rapport, les boulons, les graisses, les pelles, les élingues, les échelles et les brouettes, ont tous été enlevés.

Une contamination résiduelle existe dans les réservoirs et les équipements laissés sur place, et dans tous les sols en ciment, les murs avec couverture en métal, et tous les sols en bois des galeries. À l'exception des réservoirs de filtration et de quelques pièces d'équipement, les sources majeures de radiation gamma et de gaz radon ont été enlevées. Les conduites d'eau ont été purgées, mais restent disponibles pour servir si nécessaire. Les ventilateurs aux plafonds et aux murs restent prêts à redémarrer si nécessaire.

Les circuits de neutralisation des résidus et d'ajout de chaux de l'ancienne usine ont été conservés et sont actuellement utilisés pour le traitement des eaux de mine contaminées pompées des fosses Claude et DJX. L'entrepôt continue à être utilisé pour recevoir et expédier tous les matériaux et équipements. L'atelier d'entretien de l'équipement lourd est utilisé pour l'entretien et le service des véhicules et de la plupart des équipements lourds du site. La centrale électrique, lieu primaire de fabrication d'électricité sur le site, continue à fournir l'électricité requise pour le site en utilisant une série de générateurs au diesel. Une source d'électricité de secours consistant en des générateurs au diesel reste disponible pour les activités de l'AGR (i.e. STP et/ou STS), et du camp Germaine. Une série d'appentis, qui peuvent être utilisés comme support du projet de déclassement, ont également été conservés.

Impacts des opérations

Les effets des opérations liés au développement et à l'opération du complexe de l'usine et aux infrastructures liées comprennent les perturbations de surface associées au développement du site et des infrastructures, les émissions aériennes liées au stockage et au traitement du minerai, la consommation de quantités significatives de réactifs de traitement. Les productions de résidus et d'eaux contaminées, qui peuvent également être attribuées aux opérations de traitement font l'objet de la section qui suit.

Les émissions aériennes des bouches d'échappement des circuits de broyage et concassage, des cheminées du circuit de séchage et d'enfûtage du concentré d'uranium ont eu des impacts localisés dans l'environnement immédiat du complexe de l'usine. La contamination de surface est notable dans l'environnement immédiat de l'usine en raison des émissions aériennes et, plus significativement, en raison de la propagation de la contamination via le transport du minerai et à utilisation d'équipement de surface sur ou près de l'aire à minerai.

Dans l'état actuel de mise sous cocon, certaines des sections de l'usine (principalement le circuit de lixiviation) restent des sources de radon, de descendants du radon, de poussières radioactives à vie longue et de radiations gamma. Celles-ci ne posent pas de risque immédiat puisque l'usine est scellée et l'accès y est contrôlé. La gestion de ces risques radiologiques résiduels sera un aspect important lors de la démolition de l'usine.

Il se peut qu'il y ait une contamination du sol et des eaux souterraines par les hydrocarbures de la station de stockage des carburants et de l'atelier d'entretien des équipements lourds. Des recommandations provinciales et fédérales sont en place pour assurer un nettoyage efficace au cours de la réhabilitation finale.

Les impacts opérationnels les plus importants sont ceux liés aux quantités importantes de résidus et d'eaux contaminées qui ont été produites en raison des activités de traitement. Ceux-ci sont revus plus en détail dans la section qui suit.

6.1.6 L'Aire de Gestion des Résidus et le Système de Traitement des Effluents

Description

Durant la vie opérationnelle des mines et de l'usine de Cluff Lake, tous les résidus et les eaux contaminées produits sur le site ont été transférés à l'AGR pour être stockés et traités. L'AGR est située au sud-ouest de l'usine et en amont du lac Snake et du bassin versant du lac Island. L'AGR est formée des composantes majeures suivantes : une aire de confinement des solides, une aire de décantation des eaux résiduelles, les systèmes de traitement des eaux primaire et secondaire, et les fosses de diversion des eaux douces (Figure 6.5).

Les aires de confinement et de décantation sont situées dans un secteur topographiquement bas, où les solides et les liquides sont retenus derrière un barrage principal. Le barrage principal, qui fait approximativement 1,24 km de long et un maximum de 6.5 mètres de hauteur, coupe la vallée Mill Creek et définit l'extrémité sud de l'AGR. Les évaluations géotechniques du barrage, réalisées dans le passé, ont déterminé que celui-ci est stable, structurellement sain et répond complètement à toutes les spécifications de conception.

Les aires de confinement et de décantation ont été divisées en plusieurs bassins en utilisant des merlons internes et des digues. Ces bassins ont été utilisés pour séparer les résidus grossiers des résidus fins, pour augmenter la capacité de stockage et faciliter la décantation. De plus amples détails sur ces structures sont donnés dans COGEMA 2000a.

Au cours des activités de l'usine, les résidus étaient déchargés dans le bassin à solides supérieur, le bassin à solides inférieur et l'aire inférieure de décantation des solides. Les liquides de décantation des résidus, le raffinat de l'épaississeur de résidus de l'usine, et les eaux des mines alimentaient la Station de Traitement Primaire (STP) pour la précipitation du Ra²²⁶, en ajoutant du chlorure de baryum et du sulfate ferrique, et étaient retenues dans deux bassins de sédimentation avant de décanter dans le Bassin à Liquides. Lorsque cela était nécessaire, le pH était ajusté en ajoutant de la soude dans le déversoir entre le dernier bassin de sédimentation et le Bassin à Liquides. La STP continue d'être utilisée pour le traitement des eaux radiologiquement contaminées.

Le Bassin à Liquides offre un moyen de rétention pour permettre d'augmenter la sédimentation du précipitât avant la dernière étape dans la STS. Le Bassin à Liquides offre également une capacité de stockage suffisante pour les eaux de ruissellement de l'aire de stockage des résidus lors des périodes de précipitations. L'eau traitée du Bassin à Liquides est acheminée à l'usine de traitement STS pour le traitement final, et rejetée dans des bassins de sédimentation étanches avant le rejet final dans le ruisseau Snake en aval du lac Snake. Le lac Snake est situé en amont du point de rejet de la STS, et ne reçoit pas de rejet direct d'effluent. Il est susceptible de recevoir des eaux de résidus partiellement traitées issues du bassin à liquides et il est sujet à l'infiltration, sous le barrage principal, des eaux interstitielles des résidus.

L'aire de stockage des résidus contient approximativement 2,6 Mm³ de résidus.

En 1999, deux des quatre bassins STS ont été mis hors-service et ont été partiellement réhabilités. La fosse de diversion sud et la fosse de diversion nord ont été construites respectivement en 1999 et 2000 pour détourner les eaux non contaminées autour de l'AGR jusqu'au lac Snake, et minimiser les arrivées d'eaux dans l'AGR. Les fosses de diversion ont été conçues pour assurer que les eaux de ruissellement issues d'importantes précipitations sur la région [i.e. un cas de Précipitation Maximale Probable (PMP)] seraient détournées en toute sécurité autour de l'AGR.

En 2001 et 2003, 1 m de terre de recouvrement initial a été placé sur les aires de stockage des résidus pour minimiser les risques radiologiques, les émissions de poussières, et pour promouvoir la consolidation des résidus.

Impacts opérationnels

L'AGR est un dépôt significatif à la fois quantitativement et qualitativement pour le site de Cluff Lake. Il existe un volume considérable d'informations sur les caractéristiques géochimiques et physiques des résidus de Cluff Lake, disponibles dans les documents de support (COGEMA 1998b, 2000a et 2000b).

Les concentrations moyennes des contaminants clés des résidus de 1993 à 1999 étaient : 42 µg/g d'arsenic, 76 µg/g de molybdène, 53 µg/g de nickel, 82 Bq/g de Ra²²⁶, 68 Bq/g de Th²³⁰ et 136 µg/g d'uranium. Des échantillons plus récents de résidus pris en 2001 et 2002 indiquent des concentrations accrues de tous les contaminants en raison du traitement de minerai à une teneur plus élevée (approximativement 2.3% ou quatre fois plus que la teneur moyenne). Ces résidus récents représentent environ 4% du volume total de résidus de l'AGR.

En 1990, des mesures du Ra²²⁶ ont été effectuées sur plus de 100 échantillons solides, comprenant des résidus épaissis de la Phase 2, d'autres non épaissis de la Phase 2 et des résidus de la Phase 1. Les échantillons de résidus de la Phase 2 obtenus *in situ* contenaient entre 20 et 140 Bq/g de Ra²²⁶, la valeur moyenne étant de 65 Bq/g, et les valeurs les plus basses provenant des "résidus non épaissis sablonneux". Les données empiriques rassemblées à partir des valeurs disponibles dans les rapports annuels, indiquent pour le Ra²²⁶ des valeurs entre 6 Bq/g et 450 Bq/g. La plupart du temps les valeurs rapportées étaient autour de 100 Bq/g pour tous les solides compris dans l'AGR.

Les résidus du deuxième traitement des résidus gravimétrique de la Phase 1 (voir la section 6.1.5), généralement appelés "résidus enrichis en Ra²²⁶", sont considérés comme contenant des concentrations plus élevées de Ra²²⁶ en raison de la teneur élevée du minerai au départ. Ces résidus sont issus du traitement des résidus gravimétrique (teneur du minerai original jusqu'à 30% d'U) de la Phase 1 combinés avec les minerais à teneur moins élevée du début de la Phase 2 pour une teneur d'alimentation résultante d'environ 1%. Depuis, en mesure générale, les teneurs d'alimentation de l'usine ont été moins d'1%, les concentrations en Ra²²⁶ des "résidus enrichis en Ra²²⁶" sont supposées être légèrement plus élevées que la concentration moyenne de tous les résidus de l'AGR. Les analyses chimiques des résidus

collectés au cours de la surveillance de routine et les enquêtes sur le terrain confirment que la concentration en Ra²²⁶ de ces résidus n'est pas significativement plus élevée que celle des autres résidus de l'AGR de Cluff Lake (COGEMA 2000b).

Les solides limoneux contiennent des concentrations plus élevées en métaux que l'ensemble des résidus car les résidus limoneux sont composés principalement de fins précipités minéraux. Il a été déterminé que la fraction fine de la masse des résidus contenait la majorité de la masse totale de métaux, tandis que les parties les plus grossières contenaient presque exclusivement du quartz.

Chimie des eaux interstitielles des résidus

En plus de la surveillance interne de routine, des données analytiques sur la chimie des eaux interstitielles des résidus ont été accumulées au cours des ans par des consultants et des chercheurs. Les analyses chimiques des piezomètres installés dans les résidus, du drainage en pied du barrage, et des liquides du bassin inférieur à solides ont été revues afin d'aider à établir les termes sources pour les différents paramètres qui ont été utilisés pour la modélisation du transport des contaminants.

Les eaux du pied du barrage, les eaux des piezomètres à la base des résidus et les eaux des piezomètres immédiatement en aval des résidus sont considérés comme étant les plus représentatives des caractéristiques des eaux interstitielles des résidus *in situ*. Plusieurs piézomètres ont été choisis afin d'offrir des qualités représentatives des eaux interstitielles des résidus qui puissent être utilisées dans la modélisation du transport des contaminants (COGEMA 2000b). Les eaux interstitielles des résidus peuvent généralement être caractérisées comme suit : Ra226 = 2,0 Bq/L, uranium = 0,02 mg/L, sulfate = 2,000 mg/L, chlorure = 1,250 mg/L, arsenic = 0,019 mg/L et nickel = 0,002 mg/L.

En 2000, l'échantillonnage des eaux interstitielles dans le bassin à liquides a identifié une concentration en Ra²²⁶ de 0,2 Bq/L. Cette faible concentration peut être attribuée à la disponibilité limitée du Ra²²⁶ en solution du fait de l'ajout de BaCl₂ et Fe₂(SO₄)₃ dans le Système de Traitement Primaire (STP) et de la précipitation ultérieure du Ra²²⁶ dans les fosses de sédimentation du STP et dans le bassin à liquides. Par conséquent le terme source pour l'aire du bassin à liquides présume une concentration de Ra²²⁶ de 0,2 Bq/L. Les concentrations pour tous les autres paramètres sont considérées comme étant les mêmes que celles présentées ci-dessus.

Les autres effets opérationnels associés à l'AGR comprennent la perturbation de surface liée au développement de l'AGR et des infrastructures de support, les installations de traitement des eaux et les fosses de diversion et les émissions aériennes. Des effets opérationnels additionnels sont liés aux changements du régime hydrologique dans l'environnement immédiat de l'AGR suite au rejet d'effluents traités dans le ruisseau Snake, à un afflux de contaminants dans le lac Snake en raison d'infiltrations issues de l'aire des résidus et de la fosse à liquides, et à un afflux de contaminants dans le ruisseau Snake et le lac Island dû à 20 ans de rejet d'effluents traités.

L'eau souterraine entre l'AGR et le lac Snake a été affectée par les infiltrations issues de l'aire de stockage des résidus et la fosse à liquides. Une augmentation des concentrations en ions majeurs, en métaux trace, et en radionucléides a été observée, dans les limites des valeurs prévues lors de la conception de la structure construite. Une comparaison récente de la qualité de l'eau avec les données pré-opérationnelles montre une augmentation des concentrations en ions majeurs dans l'eau du lac Snake. Les modifications de la qualité de l'eau souterraine et de l'eau de surface en aval de l'AGR sont présentées plus en détail à la section 6.2.

Alors que le lac Snake a subi une augmentation de la concentration en Ra^{226} en raison des infiltrations depuis l'AGR, une augmentation plus marquée a été observée en 1997 et 1998. Cette augmentation était due à l'utilisation par inadvertance d'une conduite contaminée pour le détournement de l'eau douce autour de l'AGR, ce qui a par la suite été corrigée. Depuis, les concentrations en Ra^{226} sont graduellement revenues aux conditions d'avant 1997.

Les 20 ans de rejet d'effluents traités et les réactifs associés, et l'afflux de contaminants dans le lac Island ont entraîné des effets négatifs sur la qualité de l'eau et des sédiments, et sur l'écologie aquatique. Des modifications du zooplancton, des macro-invertébrés benthiques et des populations de poissons ont été observées dans le lac Island. Cela est présenté plus en détail à la section 6.2.

6.1.7 Bâtiments et services auxiliaires

Zone du camp Germaine

Le camp permanent des opérations de Cluff Lake est situé à côté du lac Germaine proche de la pointe sud-ouest du lac Cluff (Figure 6.6). Il comprend les bâtiments de résidence, les dortoirs, une cuisine/réfectoire, un gymnase, un centre de loisirs, un bar, une glace de curling, une station de pompage avec des installations pour le traitement des eaux domestiques, un bâtiment de traitement des égouts, et un générateur de secours. Suite à la réduction de personnel, les dortoirs et les résidences superflus ont été fermés et/ou démantelés en 2001 et 2002.

Les impacts opérationnels comprennent les perturbations de surface et des impacts mineurs sur le lac Germaine dus aux infiltrations de l'installation de traitement des égouts.

Centre Cluff

Le Centre Cluff était l'aire originale d'entretien et de support de la mine lorsque le gisement D était exploité. Il consistait en un atelier d'entretien de la mine et plusieurs bâtiments d'entreposage. Plus récemment, le Département d'Exploration de COGEMA utilisait l'aire du Centre Cluff pour répertorier et stocker les carottes de forage. Il consiste en deux remorques utilisées par le personnel de l'exploration pour répertorier les carottes et quelques bâtiments de plus grandes dimensions pour le stockage du matériel, des équipements et des carottes de forage. De plus, le bâtiment d'entretien de la mine et les quelques bâtiments d'entreposage continuent d'être utilisés pour le stockage des matériels et équipements nécessaires aux opérations.

Avec la réduction du programme d'exploration et la décision de déclasser le site, plusieurs de ces bâtiments sont devenus inutiles et ont été démantelés en 2002. Un bureau d'exploration a été établi dans le complexe de l'usine pour répondre aux besoins futurs. Toutes les carottes de forage sont encore stockées au Centre Cluff.

Les impacts opérationnels dans cette région sont généralement limités aux perturbations de surface. Les carottes de forage restantes posent un risque radiologique mineur puisque certaines de ces carottes contiennent des concentrations élevées d'uranium.

Barrière d'entrée sud

La barrière d'entrée sud consiste en un bâtiment et une barrière de sécurité situés au sud de la propriété du site sur la route d'accès principale. C'est le lieu principal de contrôle de l'accès au site. En décembre 2002, une caméra a été installée à la barrière d'entrée sud afin de permettre la surveillance à distance et l'enregistrement des activités ; l'écran de surveillance est placé dans la centrale électrique de l'usine.

Les impacts opérationnels sont limités aux perturbations du terrain.

Centrale à béton

Cette zone comprenait la centrale à béton qui produisait le béton pour les opérations minières, le cadre en A, la station de pompage au ruisseau Earl, les silos à ciment et à cendres volantes, et les aires des carrières d'emprunt. Une partie des aires des carrières d'emprunt ont été remodelées en 2002. Toutes les installations de surface ont été enlevées en 2003 ne laissant que la fondation en ciment. La dernière étape de la réhabilitation comprend l'enlèvement ou la couverture de la fondation en ciment, le remodelage de la zone et la revégétalisation.

Les impacts opérationnels sont limités aux perturbations du terrain.

La station de pompage du lac Cluff

La station de pompage du lac Cluff, et les conduites vers l'usine qui y sont liées, est utilisée pour subvenir aux besoins en eau du complexe de l'usine. Cela inclut l'eau domestique, l'eau de traitement (lorsque l'eau de la mine n'est pas suffisante), l'eau de protection contre les incendies et l'eau de refroidissement pour les générateurs au diesel. Avec l'arrêt des opérations de traitement, la demande d'eau et la consommation en eau ont été significativement réduites.

La station de pompage, en tant que source principale d'eau pour les opérations du site, a détourné environ 1 Mm³ d'eau du lac Cluff vers l'usine durant les opérations de traitement. Cela représente moins de 1% débit estimé passant par le lac Cluff. Ce volume a été grandement réduit depuis la fermeture de l'usine.

L'aérodrome

L'aérodrome consiste en une piste d'atterrissage, une cuve surélevée de stockage des carburants pour avion, et deux petits bâtiments. Les impacts dans cette région sont généralement limités aux perturbations de surface dues à la construction de la piste d'atterrissage.

Routes du site

Plusieurs routes ont été construites afin de transporter le personnel, les matériaux et équipements et pour accéder aux différentes installations du site. Cela comprend plusieurs routes pour les opérations minières et de traitement sur le site, la route allant au camp Germaine, et la route provinciale 955 qui permet l'accès au site de Cluff Lake.

Les impacts de ces routes sont généralement liés aux perturbations de surface. Il existe quelques zones ayant été contaminées en surface à cause du débordement involontaire du minerai sur les routes de transport. Celles-ci sont généralement très limitées et localisées et sont facilement identifiées en utilisant des plans compteurs gamma. La route de transport du minerai de l'aire minière Claude est nivelée de façon à ce que toutes les eaux de ruissellement soient collectées et coulent en direction de la carrière DJX.

Il existe quelques ponts traversant des cours d'eau, les plus importants étant ceux traversant la rivière Peter, le ruisseau Boulder, et l'embouchure du lac Cluff. Les passages des cours d'eau sont bien établis et stables et ne présentent aucun signe d'érosion excessive ou d'apport de matériaux fins dans les lits des cours d'eau.

Installations de stockage des carburants

Les installations de stockage des carburants comprennent les installations de stockage de gazoline et de diesel et les cuves à propane. Les cuves de stockage des carburants sont en surface et sont placées dans des fosses étanches afin de pallier toute fuite potentielle. Des dalles en ciment et des collecteurs ont récemment été construits pour toutes les installations de stockage des carburants afin de récupérer le carburant déversé involontairement aux stations de remblayage.

Dans le cadre de la réhabilitation du site, les cuves et les installations de stockage des carburants superflus ont été enlevées. Il existe des indications de contamination des sols sous-jacents aux stations de remblayage en carburants en raison des pratiques utilisées avant la mise en place des dalles de confinement et des collecteurs. L'enlèvement et le nettoyage des installations et des sols contaminés sont effectués selon les règlements fédéraux et provinciaux applicables.

Conduites d'effluents contaminés et traités

Les conduites de surface, qui transportaient l'eau des mines, les résidus en pulpe ou le raffinat, sont situées en bordure des routes du site. Une série de conduites entre la fosse Claude, la fosse DJX, l'usine et l'AGR continue d'être utilisée pour gérer les eaux des fosses Claude et DJX.

Les impacts opérationnels de ces conduites sont liés aux quelques fuites et débordements involontaires mineurs qui ont eu lieu durant l'histoire opérationnelle du site. Les volumes, concentrations et impacts de ces débordements et fuites ont été limités. La réponse en cas de débordements et fuites était une mesure corrective immédiate, et les zones où des débordements et des fuites radioactives ont eu lieu, ont été scannées après le nettoyage pour confirmer l'efficacité du nettoyage.

Les carrières d'emprunt

Il y a plusieurs carrières d'emprunt sur le site de Cluff Lake. Les plus importantes sont la carrière d'emprunt proche de l'usine à béton et la carrière d'emprunt au sud-ouest de l'AGR. La carrière d'emprunt adjacente à l'usine à béton est en cours de réhabilitation alors que toutes les autres carrières d'emprunt non opérationnelles ont déjà été réhabilitées. La réhabilitation consiste au reprofilage et remodelage des pentes afin de minimiser l'érosion et la stagnation des eaux. Là où cela est possible, la végétation de surface enlevée lors de la construction de la carrière d'emprunt est répandue sur la surface réhabilitée afin de fournir une base organique et une source de graines pour faciliter la revégétalisation. Lorsque cela n'est pas possible, la revégétalisation avec des arbustes et des arbres indigènes est entreprise. La carrière d'emprunt de l'AGR est la seule carrière d'emprunt active en ce moment.

Décharges à solides

Il y a actuellement trois décharges actives : la fosse Claude, la décharge industrielle, et la décharge domestique. Il y a également plusieurs anciennes décharges qui ont déjà été précédemment réhabilitées.

La décharge industrielle est située sur le côté est du bassin à solides supérieur. Cette décharge est l'aire de dépôt pour les déchets industriels qui sont potentiellement radioactifs. Les matériaux placés dans la décharge industrielle comprennent des objets tels que des tuyaux, des palettes en bois, des déchets en bois en provenance des mines, des déchets d'emballage, des sacs à réactifs et des tubes de ventilation.

La décharge domestique est située entre le complexe de l'usine et le camp Germaine. La décharge domestique a été utilisée pour déposer les déchets domestiques issus des aires du camp et des bureaux administratifs. Ces déchets consistent généralement en matériaux très biodégradables qui n'auront qu'un effet négligeable sur le sol et les eaux souterraines.

Il existe trois autres décharges historiques connues sur le site de Cluff Lake. Il s'agit de l'ancienne décharge près du Centre Cluff, une vieille décharge juste au sud de l'usine et une aire de dépôt des vieux

fûts au sud de l'AGR. Ces décharges étaient utilisées pour des déchets industriels non dangereux (bois, métaux, ciment) et des déchets domestiques.

Une série de puits de surveillance a été installée autour des différentes décharges en 2001. Ces puits seront utilisés pour aider à vérifier et confirmer que les décharges n'ont pas d'impacts en aval.

6.2 Description de l'environnement existant

6.2.1 Introduction

Cette section présente une description de l'environnement tel qu'il existait avant les opérations minières et vers la fin de la phase opérationnelle du projet de Cluff Lake, et fournit une évaluation de l'ensemble des impacts environnementaux au cours de la phase opérationnelle.

Pour évaluer l'importance des modifications des composantes environnementales surveillées au cours de la phase opérationnelle, les prédictions d'impacts environnementaux faites lors des différentes évaluations environnementales conduites lors du développement du projet de Cluff Lake ont été utilisées comme cadre de comparaison. Trois évaluations environnementales ont été entreprises au cours du développement du projet de Cluff Lake, l'évaluation initiale (Bayda 1978), l'évaluation de la Phase II (Cluff Mining 1982) et l'évaluation DJX (Amok 1992). L'évaluation environnementale DJX offre les prédictions quantitatives des impacts les plus récentes, qui ont été soumises à la revue réglementaire et du public, et font de fait l'objet principal de cette évaluation des modifications surveillées de l'environnement dues au développement du projet. La signification environnementale des effets des opérations a également été évaluée en comparaison avec les objectifs provinciaux ou fédéraux de qualité environnementale applicables ou avec les valeurs de référence spécifiques au site.

Les valeurs de référence environnementales et les données de surveillance décrivant l'environnement du site de Cluff Lake ont été compilées au long des 25 dernières années. Les composantes environnementales qui ont été caractérisées et surveillées, telles que le climat et les émissions atmosphériques, la géologie, l'hydrogéologie et l'hydrologie des eaux de surface, et l'écologie aquatique et terrestre, sont décrites ci-dessous. Un résumé des composantes valorisées de l'écosystème qui ont été identifiées et forment partie intégrante du cadre de l'étude environnementale, est également proposée.

Les discussions détaillées concernant l'environnement existant, ainsi que les données de support, sont contenues dans COGEMA 2000d, Annexe A.

6.2.2 Général

Le projet de Cluff Lake est situé à approximativement 55 km au sud du lac Athabasca, au centre d'une formation géologique en forme d'anneau connue comme la structure Carswell. Le projet repose au centre de l'écorégion des Plaines de l'Athabasca au sein de l'écozone du bouclier boréal. Cette écorégion s'étend du sud du lac Athabasca au lac Cree, au nord-ouest de la Saskatchewan, et coïncide grossièrement avec la zone des grès protérozoïques, quasi tabulaires.

L'écorégion fait partie de la forêt boréale à conifères qui s'étend du Nord-Ouest de l'Ontario au Grand Lac des Esclaves des Territoires du nord-ouest. Les colonies de pins gris avec des sous bois d'arbustes et de lichen sont dominantes. Quelques bouleaux à papier, épinettes blanches, épinettes noires, sapins baumiers, et peupliers faux-tremble poussent dans les zones plus chaudes faisant face au sud. Les feux de forêt sont communs dans cette écorégion, et la plupart des colonies de conifères sont généralement jeunes et rabougries. Les roches du substratum rocheux affleurant ont peu d'arbres et sont couvertes de lichens.

Des zones de pergélisol apparaissent sporadiquement dans l'écorégion. La plaine est couverte de dépôts fluvio-glaciaires ondulants ou même en crête et de terrain sablonneux acides. La faune comprend des orignaux, des ours noirs, des caribous des bois, des lynx, des loups, des castors, des rats musqués, des lièvres à pattes blanches, des gibiers d'eau (canards, oies, pélicans, et grues des sables inclus), des gélinottes, et autres oiseaux.

Dans l'aire du projet de Cluff Lake, le lac Cluff forme un plan d'eau en tête du système hydraulique, recevant au nord les écoulements provenant des ruisseaux Beaver, Boulder, Earl, Claude et la rivière Peter. Le lac Cluff se déverse au sud dans la rivière Douglas qui s'écoule dans le lac Sandy, et finalement dans le lac Athabasca. Le lac Sandy est également à la confluence du bassin du ruisseau Island, un système hydrologique relativement petit, qui se divise au niveau du lac Agnes en deux systèmes, celui du ruisseau Bridle et celui du lac Snake-Island.

6.2.3 Le climat

Les conditions climatiques du site de Cluff Lake sont enregistrées depuis 1981. Jusqu'en 1999, les données sur la température, la direction des vents et leurs vitesse, l'épaisseur de neige, les précipitations et l'évaporation, ont été enregistrées à partir d'un anémomètre à vent, une station d'observation météorologique, une station d'évaporation, et une station de surveillance des neiges. En janvier 1999, ces stations ont été remplacées par une station météorologique unique, située près de la piste d'atterrissage, qui enregistre électroniquement les observations météorologiques et l'évaporation.

Le climat de la région du lac Cluff consiste en des étés courts et frais avec une période moyenne sans gel de moins de 90 jours et une température journalière moyenne oscillant entre 14,7°C et 17,0°C. Les températures hivernales moyennes varient entre -17,5°C et -20,3°C. Les températures extrêmes sont de l'ordre de 36°C au maximum pendant l'été et descendent jusqu'à -49°C en hiver.

Les précipitations annuelles totales sont en moyenne de l'ordre de 451 mm, dont plus de la moitié tombent entre juin et septembre. La neige tombe généralement entre octobre et mai, les plus grosses quantités étant entre janvier et avril. L'évaporation annuelle dépasse les précipitations annuelles. La direction dominante des vents du site de Cluff Lake vient du sud-est (COGEMA 2000d, section 2.0).

6.2.4 Qualité de l'air

Le programme de surveillance de la qualité de l'air ambiant à Cluff Lake comprend la mesure des particules totales en suspension (PTS), les niveaux de radon, et les métaux et radionucléides dans les lichens.

Les niveaux de référence des particules en suspension totales dans la région du lac Cluff ont été mesurés en 1975 (Stearns-Roger Incorporated 1976). Les niveaux allaient de 1 à 27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, avec une moyenne de 12,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et une moyenne géométrique de 10,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Concernant le contenu radiologique, les seules données pertinentes mesurées avant le début des activités minières ont été les activités alpha total et bêta total des PST. Le niveau alpha total des PST mesuré à Cluff Lake pour les conditions antérieures à l'exploitation minière allait de 5×10^{-5} à 6×10^{-4} Bq/m^3 , avec une moyenne de $3,2 \times 10^{-4}$ Bq/m^3 . Le niveau bêta total des PST mesuré avant l'exploitation minière à Cluff Lake allaient de $1,2 \times 10^{-3}$ Bq/m^3 à 5×10^{-3} Bq/m^3 , avec une moyenne de $3,2 \times 10^{-3}$ Bq/m^3 .

Les PST sont actuellement surveillées à trois stations d'échantillonnage en continu de grand débits d'air (ÉGDA) situées dans l'usine, au lac Germaine et au Centre Cluff. La composition chimique des particules est déterminée deux fois par an à partir des données des échantillons PST mensuels pour chacune de ces stations. La médiane des concentrations de PST en 1999 était de l'ordre de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au lac Germaine, 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au Centre Cluff, et 19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à l'usine du site, alors que les données plus récentes pour 2002 indiquent une médiane respectivement de 14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour ces stations respectives. Ces médianes sont similaires aux valeurs préopérationnelles et sont bien en deçà de la moyenne géométrique (la médiane approche la moyenne géométrique pour une distribution lognormale des données) de 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en valeur annuelle spécifiée dans les Règlements de la Saskatchewan sur l'Air Propre.

Une revue des concentrations médianes annuelles de radioactivité pour 2002 dans les poussières en suspension montre que la concentration la plus élevée en uranium de 0,024 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été mesurée à la station de l'usine. Cela est relativement plus élevé que les niveaux de référence régionaux de 0,001 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 0,005 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les concentrations les plus élevées de Th^{230} et Ra^{226} ont également été mesurées à cette station et ces niveaux sont relativement cohérents avec les concentrations d'uranium puisque l'équilibre avec l'uranium prédirait des concentrations en Th^{230} et Ra^{226} de l'ordre de 0,1 mBq/m^3 soit environ le double des valeurs mesurées pour l'uranium.

Les concentrations en Pb^{210} et Po^{210} , (maximum 2,3 mBq/m^3) (maximum 0,6 mBq/m^3) sont quelque peu plus élevées que les concentrations en Ra^{226} en raison de la contribution apportée par la dégradation du Rn^{222} de l'air ambiant et localement par les particules en suspension.

Les niveaux de radon ambiants sont mesurés en utilisant les détecteurs de type «track-etch» mis en place chaque trimestre. Un résumé des statistiques sur les mesures de radon ambiant entre 1994 et 2002 indique des niveaux (i.e. valeurs médianes) typiquement entre 15 et 160 Bq/m^3 avec une médiane pour la plupart des stations inférieure à 40 Bq/m^3 . Bien qu'il n'y ait pas de données disponibles pour la période antérieure à l'activité minière, ces valeurs sont du même ordre que celles de référence régionale mesurées dans la région du lac Wollaston du côté Est de la province, où de l'exploitation minière de l'uranium a également eu lieu.

Lorsque les activités minières et de traitement étaient toujours en cours et avant le placement de la couverture sur l'AGR, les concentrations les plus élevées en radon ont été mesurées dans les environs du stock de résidus et près de l'usine. Les concentrations les plus faibles ont été mesurées au sud et à l'est du stock de résidus et des installations de l'usine; particulièrement au Camp Germain où les niveaux typiques (moyens) étaient de l'ordre de 15 Bq/m³. Les concentrations relativement plus élevées près de l'AGR sont certainement liées aux émissions de radon issues des résidus et du précipitât de radium dans la fosse à liquides. Les niveaux près de l'usine sont certainement liés aux émissions dues au traitement du minerai dans l'usine et au radon des stocks de minerai avoisinants. Les autres concentrations de radon relativement élevées pourraient être liées au radon issu des activités souterraines.

Les concentrations aériennes de gaz radon mentionnées ci-dessus peuvent être converties de façon conservatrice en concentrations aériennes des produits de filiation du radon en tenant compte du facteur d'équilibre de 0,1 ou moins entre le radon et ses produits de filiation. [Pour une vitesse du vent typiquement lente de 3 m/s, il faut environ 2,8 minutes pour que le radon migre sur une distance de 500 m, arrivant ainsi à un facteur d'équilibre d'environ $0,06 \approx 0,023 (2,8)^{0,85}$ basé sur la formule Evans (1969)]. Sur cette base, les concentrations de radon de 15 et 160 Bq/m³ peuvent être converties pour les produits de filiation du radon en des concentrations de l'ordre de 0,0002 et 0,0024 WL. Les mesures des produits de filiation du radon prises à l'AGR à l'automne 2000, avant le placement de la couverture, étaient de l'ordre de 0,0005 à 0,0032 WL.

Avec l'arrêt des activités minières et le remblayage et l'obstruction des accès aux mines souterraines, les concentrations aériennes en contaminants radiologiques dans les zones minières sont retournées à des niveaux proches de ceux de référence. De même, l'arrêt des opérations de traitement et le placement d'une couverture sur la surface affleurant des résidus ont vraisemblablement réduit significativement les concentrations aériennes des contaminants radiologiques près de l'usine et de l'AGR.

En 1990, Cluff Lake a mis en place un programme de surveillance pour l'analyse chimique et radiologique des lichens. Le tableau 6.1 résume les niveaux moyens en radionucléides et métaux lourds dans les lichens sur la base des données de 1991, 1995 et 1999. La prochaine campagne d'échantillonnage est prévue pour 2004.

Il existe une tendance à la diminution des concentrations en s'éloignant de l'usine. La station la plus proche de l'usine (LCH1000T) a typiquement des concentrations plus élevées que celles de la station suivante (LCH2000T), et les concentrations de Centre Cluff (LCH4000T) sont les plus basses. La dernière colonne du Tableau 6.1 montre le ratio entre la concentration moyenne pour les données des stations proches de l'usine (LCH1000T et LCH2000T) et les stations de référence (LCH3000T et LCH3100T). Les niveaux d'uranium, Th²³⁰ et Ra²²⁶ autour de l'aire de l'usine présentent les plus fortes augmentations par rapport aux niveaux de référence (29,4 ; 4,7 et 7,4 fois plus, respectivement). Les niveaux de Pb²¹⁰, Po²¹⁰, et métaux autour de l'usine étaient de l'ordre des niveaux de référence et jusqu'à deux fois ces niveaux.

Tableau 6.1
Concentrations moyennes (basées sur le poids sec) dans les lichens de Cluff Lake*

Éléments Analysés	Unités	Stations proches de l'usine			Stations de référence		Ratio entre l'usine et les valeurs de référence
		LCH1000T 300 m à l'est de l'usine	LCH2000T 1000 m au sud-est de l'usine	LCH4000T Centre Cluff	LCH3000T Lac Saskatoon	LCH3100T Lac Agnes	
U	µg/g	4.9	3.627	1.23	0.095	0.244	29.4
Th ²³⁰	Bq/g	<0.019	<0.008	0.017	0.002	0.004	4.7
Ra ²²⁶	Bq/g	0.057	0.017	0.015	0.006	0.004	7.4
Po ²¹⁰	Bq/g	0.183	0.223	0.24	0.165	0.17	1.2
Pb ²¹⁰	Bq/g	0.21	0.303	0.34	0.275	0.18	1.1
As	µg/g	0.2	<0.167	< 0.1	< 0.1		1.8
Cd	µg/g	0.05	< 0.05	< 0.05		< 0.05	1.0
Cu	µg/g	1.3	0.8	0.9		0.6	1.8
Ni	µg/g	<0.433	<0.367	0.4	< 0.4	0.2	1.2
Pb	µg/g	2.533	<0.967	0.8	< 1.1	0.3	2.1
Zn	µg/g	10	12	9.8		10	1.1

- Les valeurs indiquées correspondent à la moyenne des doses de 1991, 1995 et 1999.

Les données annuelles sur les radionucléides et les métaux résumées dans le Tableau 6.2, ne montrent pas de variations notables d'une année à l'autre, sauf pour l'uranium, le Ra226, et peut-être le plomb. Pour ces éléments, les niveaux autour de l'usine en 1991 étaient plus élevés que ceux reportés les années suivantes.

Tableau 6.2
Tableau des concentrations mesurées dans les lichens (sur la base des poids secs)

Éléments Analysés	Unités	Usine (1) 1991	Usine (1) 1995	Usine (1) 1999	Usine (2) 1991	Usine (2) 1995	Usine (2) 1999	Valeurs de référence 1991	Valeurs de référence 1995	Valeurs de référence (Nouvelles) 1999
U	µg/g	8.3	3.4	3	7.5	1.4	1.98	0.1	0.09	0.244
Th ²³⁰	Bq/g	<0.001	0.025	0.03	<0.001	0.01	0.014	8.00E-04	0.003	0.004
Ra ²²⁶	Bq/g	0.075	0.05	0.046	0.03	0.015	0.006	0.001	0.011	0.004
Po ²¹⁰	Bq/g	0.12	0.2	0.23	0.2	0.3	0.17	0.13	0.2	0.17
Pb ²¹⁰	Bq/g	0.3	0.04	0.29	0.3	0.4	0.21	0.3	0.25	0.18
As	µg/g	0.2	0.3	0.1	0.1	0.3	<0.1	<0.1	0.1	
Cd	µg/g			0.05			<0.05			<0.05
Cu	µg/g			1.3			0.8			0.6
Ni	µg/g	<0.5	0.4	0.4	<0.5	0.4	0.2	<0.5	0.3	0.2
Pb	µg/g	6	0.6	1	<2	0.5	0.4	<2	0.2	0.3
Zn	µg/g			10			12			10

Notes:

Usine (1) est la station LCH1000T - Usine (2) est la station LCH2000T.

Les valeurs de référence sont celles de la station LCH3000T - Les valeurs de référence (nouvelles) pour 1999 sont celles de la station LCH3100T au lac Agnes.

Résumé de l'impact de la qualité de l'air

L'Étude d'Impact Environnemental pour l'Extension Dominique-Janine (Amok 1992) prédisait les modifications de la qualité de l'air en raison des émissions de Particules Totales en Suspension (PTS), des polluants standards, des poussières radioactives et du radon. L'impact des modifications prédites avait été évalué comme étant mineur, caractérisé par une détérioration temporaire de la qualité de l'air mais le maintien de la conformité avec les normes environnementales.

La comparaison des données de surveillance préopérationnelles avec celles prélevées au cours des opérations montre que l'impact de la qualité de l'air au cours des opérations a été mineur. À l'exception de quelques valeurs élevées pour les paramètres de qualité de l'air près de l'usine, des mines et du stock de résidus, la qualité de l'air à proximité du projet de Cluff Lake reflète les conditions de référence. Les impacts actuels sur la qualité de l'air sont par conséquent en accord avec les prédictions d'impact présentées lors du développement du projet de Cluff Lake. Bien qu'il y ait eu quelques modifications négatives de la qualité de l'air, la conformité avec les normes environnementales permet d'assurer que ces effets négatifs ne sont pas significatifs.

6.2.5 Niveaux de radiation gamma

Les études des radiations gamma du sol de Cluff Lake, avant le commencement des activités minières, ont été utilisées pour identifier des gisements potentiels et ont un intérêt limité pour déterminer la limite inférieure des valeurs de référence

En 1999, une étude environnementale approfondie des radiations gamma a été réalisée dans les environs du site de Cluff Lake en utilisant une combinaison de techniques d'études aéroportées et au sol. L'étude aéroportée a fourni des niveaux moyens de radiations gamma avec une résolution spatiale de l'ordre de 50 m par 50 m. Cette information a été complétée par une étude au sol dans les zones accessibles (principalement les routes et les aires développées) où les mesures reflètent une résolution spatiale de quelques mètres.

Les niveaux naturels d'exposition gamma de référence, dans les zones non affectées par les opérations, mesurés à 1 m au-dessus du sol, sont de l'ordre de 0,01 à 0,5 $\mu\text{Sv/h}$ sur la majeure partie du site. Les faibles niveaux naturels de radiations de référence correspondent essentiellement aux zones d'eau et de faible élévation, probablement saturées en eau, ou les zones avec un épais recouvrement non minéralisé. Dans les zones plus sèches, ou les zones où le socle affleure et présente une faible minéralisation, les niveaux naturels de référence sont généralement de l'ordre d'environ 0,1 à 0,5 $\mu\text{Sv/h}$. Des valeurs proches de 1 $\mu\text{Sv/h}$ ont été observées au sud de la fosse D là où la présence naturelle de roches minéralisées génère des niveaux gamma plus élevés.

Les niveaux les plus élevés de radiations gamma, certains excédant 5 $\mu\text{Sv/h}$, ont été observés à l'AGR avec des niveaux supérieurs à ceux de référence également observés près de l'usine et des aires de stockage des résidus.

Résumé de l'impact sur la surface des radiations gamma

Les études gamma conduites en 1999 indiquent que les radiations gamma du site de Cluff Lake étaient sensiblement plus élevées que les niveaux de référence, à proximité de l'AGR, de l'usine et des aires de stockage des résidus. Bien que des études plus récentes des radiations gamma au sol n'aient pas encore été conduites pour le confirmer, le placement de couverture de mise à niveau sur l'AGR ainsi que le nettoyage du site et les activités de réhabilitation autour des aires des mines devraient réduire significativement ces niveaux. Les effets environnementaux actuels peuvent être classés comme étant négatifs, toutefois, en raison de l'étendue spatiale limitée et des contrôles opérationnels destinés à minimiser l'exposition humaine, l'effet n'est pas classé comme étant significatif. Toutefois, quelques mesures correctives supplémentaires sont requises pour assurer la protection à long terme des humains et du biote non humain.

6.2.6 Géologie

Il y a eu des investigations intensives pour caractériser la géologie de Cluff Lake comme support à la fois des activités d'exploration et des opérations. Ces études sont décrites dans COGEMA, 2000b; COGEMA, 2000c.

La zone de Cluff Lake a été sujète à plusieurs périodes de glaciation continentale qui ont toutes été caractérisées par la prédominance de l'érosion glaciaire du substratum sur lequel la glace avançait. L'érosion glaciaire a sculpté les principaux éléments du paysage.

Les paragraphes qui suivent résument la géologie du site de Cluff Lake.

La zone des mines

Les gisements d'uranium de Cluff Lake sont rassemblés au sein de la structure Carswell située sur le côté ouest du bassin sédimentaire de l'Athabasca. La structure Carswell est probablement l'une des plus grande et plus remarquable structures géologiques en forme d'anneau au Canada. Le bassin de l'Athabasca recouvre le socle du Bouclier canadien du Nord de la Saskatchewan. Dans la structure Carswell, la géologie locale est fortement perturbée par ce qui semble être une poussée verticale, qui a entraîné le délogement et le renversement des grès de couverture par le socle Aphébien. L'impact d'un météore qui aurait eu lieu au cours de l'ère Ordovicienne est présumé être à l'origine de cette structure.

Le socle local est composée de deux gneiss différents. Le lien entre les deux types de gneiss n'était pas vraiment compris jusqu'à la découverte du gisement Dominique-Peter en 1980. La présence de minéralisation d'uranium dans le socle semble être liée au contact stratigraphique entre les gneiss alumineux et quartzo-feldspathique autour du dôme Dominique-Peter. La plupart des gisements d'uranium de Cluff Lake sont intimement liés au socle et à son histoire tectonique passée.

Le grès de l'Athabasca entoure la structure Carswell. Il y a très peu de blocs sédimentaires au sein de la structure puisque l'érosion a enlevé la plupart d'entre eux. Une zone circulaire majeure complexe et faillée encercle la structure Carswell. D'autres minéralisations d'uranium similaires à celles découvertes à l'Est du bassin de l'Athabasca sont de type discordance. Seuls de petites zones minéralisées ont été découvertes proche de la zone faillée de la structure et sont interprétées comme étant des vestiges d'anciennes accumulations d'uranium importantes. Au-delà de la limite de la structure, il est considéré que des gisements d'uranium importants de type discordance pourraient encore être découverts. Le gisement Dominique-Janine était situé sur le flanc sud-ouest du dôme Dominique-Peter, proche du bord sud de la structure Carswell.

La géologie de surface de la zone des stocks de stérile du projet de Cluff Lake consiste en une couverture continue, d'un till sableux et perméable sous forme de drumlin de 2 à 7 m d'épaisseur et entrecoupé de dépôts fluvio-glaciaires et galciolacustres. Les dépôts de surface atteignent jusqu'à 20 m d'épaisseur dans la vallée de la rivière Peter.

Sous le recouvrement reposent les gneiss du socle à faible perméabilité ; gneiss de la rivière Peter, gneiss du ruisseau Earl et les gneiss des zones de transition. Les 10 mètres supérieurs du socle sont considérés comme étant altérés et ont donc une perméabilité quelque peu plus élevée que le socle plus profond, non altéré. La perméabilité plus élevée est attribuée en partie à une paléo-altération avant le dépôt des sédiments du Bassin de l'Athabasca, avec une paléo-altération avant le Quaternaire et à l'altération et fracturation au cours de la glaciation pléistocène.

Aire de gestion des résidus

La stratigraphie du recouvrement des reliefs adjacents à l'AGR consiste typiquement en till glaciaire sablonneux recouvrant directement le socle. Dans l'AGR la stratigraphie de la couche supérieure reflète son origine fluvio-glaciaire, avec des dépôts de tourbe d'une épaisseur allant de 0,1 m à 3 m, reposant sur un dépôt de sable d'une épaisseur de 0,5 m à 10m, lesquels reposent sur un till glaciaire sablonneux d'une épaisseur de 0,4 m à 9 m. Le till sablonneux repose directement sur le socle. Les dépôts de sable les plus épais se trouvent le long d'une bande étroite d'environ 300 m de large qui s'étend de la fosse à liquides au lac Snake.

Il existe deux caractéristiques lithologiques significatives associées à l'AGR; les grès fracturés et les grès pélitiques.

Une couche de grès se trouve à la base de la majeure partie de la zone en aval du Barrage Principal. Les grès recoupés par forage sont généralement à grains moyens avec des lits moins grossiers et plus fins. Les grès sont invariablement fracturés dans la région immédiatement adjacente au Barrage Principal. La fracturation est définie par le développement d'une brèche tectonique modérée à intense. Pratiquement tous les sondages entre le Barrage Principal et le lac Snake mettent en évidence un certain degré de fracturation.

Une hématisation secondaire et un blanchiment accompagnent généralement la fracturation. Une hématisation violet foncé est typique de l'hématisation précoce rencontrée dans le bassin de l'Athabasca. Elle n'est pas liée aux brèches tectoniques. Une hématisation rouge-brun, concentrée à la fois le long des plans de fractures et pénétrant certaines sections centrales semble être liée aux brèches tectoniques et à l'emplacement de la "Brèche Cluff" rencontré dans toute la région du lac Cluff. Dans le cas où l'hématisation n'est pas liée aux brèches tectoniques, le blanchiment et la kaolinisation des brèches sont fréquents. Ils résultent en une coloration blanche. La bréchification entraîne souvent un faible taux de récupération des carottes et une médiocre qualité de roche; toutefois, la présence en abondance de particules de la taille de limons et d'argiles associées aux altérations induisent généralement des systèmes de fractures peu perméables au sein de la roche fracturée.

Un assemblage entrelacé, comprenant des grès à grains fins, des aleuronites et des pélites, a été observé dans plusieurs forages en amont du Barrage Principal. Ces unités ont été regroupées à l'intérieur de l'assemblage des grès pélitiques. Les grès fins varient de rougeâtre-brun à blanc alors que les aleuronites sont généralement d'une coloration rougeâtre-brun ou vert clair et comprennent de l'argile et du limon. La stratigraphie est généralement bien définie au sein de l'assemblage. Une bréchification tectonique peut être présente, mais elle n'est typiquement pas aussi intense ou répandue que dans l'unité de grès.

Le carottage et la qualité de roche de l'unité des grès pélitiques sont typiquement meilleures que pour les grès fracturés. Les fractures sont fermées et souvent remplies d'argile et de limon.

6.2.7 Hydrogéologie

De nombreuses études de terrain ont été menées sur le site de Cluff Lake afin de caractériser les propriétés hydrauliques des différentes couches géologiques (COGEMA 2000d, section 6.0 et COGEMA, 1998a). Ces données ont été utilisées pour développer un modèle régional des eaux souterraines pour la région du lac Cluff afin de faciliter la modélisation du transport de contaminants.

Les paragraphes suivant résument les caractéristiques hydrogéologiques du site de Cluff Lake.

Hydrogéologie régionale

L'écoulement en profondeur des eaux souterraines à travers le bassin de l'Athabasca s'effectue généralement vers le nord en direction du lac Athabasca de moindre altitude. Autour de la structure Carswell, l'écoulement régional est perturbé en raison de la faible perméabilité du noyau archéen de la structure et des nombreuses discontinuités structurales entourant le noyau. De fait, l'écoulement souterrain des eaux dans la région de l'AGR est dirigé vers le sud-ouest et dans la région des mines les écoulements sont généralement du nord vers le sud pour se déverser dans le lac Cluff.

Des reliefs se trouvent dans la région Nord-Est de l'AGR alors que les zones de plus faible altitude coïncident avec les failles du lac Cluff et du ruisseau Bridle, respectivement au sud-est et au nord-ouest de l'AGR. Ces plaines littorales mènent à une vaste plaine liée à la vallée de la rivière Douglas au sud-est de

l'AGR. Les reliefs sont des aires de recharge des eaux souterraines et les plaines sont des aires de décharge des eaux souterraines. L'AGR est située en bordure de la plaine régionale dans l'aire de décharge des eaux souterraines.

Des contrastes de conductivité hydraulique sont escomptés entre le socle Archéen, les grès, les grès des failles régionales et les formations Douglas-Carswell. Le socle Archéen et la formation Douglas (grès pélitiques) sont considérés comme ayant les conductivités hydrauliques les plus basses sur la base de leur lithologie. Les grès sont considérés comme ayant une conductivité hydraulique plus élevée et les zones faillées des lacs Cluff et Bridle sont considérées comme ayant la conductivité hydraulique la plus élevée en raison de l'abondance de discontinuités structurales tardives parmi ces entités. La conductivité hydraulique de la zone de contact entre le socle Archéen et les grès est considérée comme étant variable en raison d'une intense silicification le long de certaines parties du contact et de l'absence de silicification secondaire dans d'autres parties du contact.

Conditions piézométriques

Une étude numérique à l'échelle régionale a été réalisée afin d'estimer le débit régional des eaux souterraines sur le site de Cluff Lake. La surface phréatique régionale varie entre près de 350 masl (mètres au-dessus du niveau de la mer) dans les reliefs au Nord du lac Claude, et un minimum de 313 masl dans les environs du lac Island.

Unités hydrostratigraphiques majeures

De nombreuses études de terrain ont été faites sur le site de Cluff Lake afin de caractériser les propriétés hydrauliques des couches géologiques. L'étude principale comptait plus de 137 tests de conductivité hydraulique réalisés sur 66 piézomètres et 71 « packer » tests réalisés sur huit trous de sondage profonds. Les piézomètres ont été installés dans les terrains de recouvrement ou dans le socle peu profond (<30 m de profondeur). Le système « packer » a été utilisé pour les tests dans le socle jusqu'à une profondeur de 200 m.

Tous les tests ont été regroupés en fonction de la profondeur et de la lithologie afin de déterminer les variations statistiques de la conductivité hydraulique de chaque groupe. Les unités lithologiques et les paramètres de conductivité hydraulique sont présentés dans le Tableau 6.3.

Tableau 6.3
Résumé des unités hydrostratigraphiques majeures

MATÉRIEL	PROFONDEUR (M)	STATISTIQUES DES CONDUCTIVITÉS HYDRAULIQUES MESURÉES (M/S)		
		Minimales	Moyennes	Maximales
Couverture		8.1×10^{-8}	4.0×10^{-6}	6.5×10^{-5}
Grès	0-5	1.7×10^{-7}	3.2×10^{-7}	8.4×10^{-6}
Grès	5-15	4.5×10^{-8}	2.9×10^{-7}	1.1×10^{-6}
Grès	15-65	4.3×10^{-9}	5.2×10^{-8}	4.2×10^{-6}
Grès	>65	3.6×10^{-9}	3.8×10^{-8}	3.6×10^{-7}
Pélite	0-15	Non testé		
Pélite	>15	2.7×10^{-9}	3.0×10^{-8}	2.9×10^{-7}

Hydrogéologie de l'AGR

Les grès pélitiques, qui sont présents sur 2/3 de la surface à la base de l'AGR, servent de barrière à faible perméabilité pour la circulation des eaux souterraines. Par conséquent, les eaux souterraines au travers des grès pélitiques s'écoulent sous des conditions subartésiennes ou artésiennes. La décharge d'eaux souterraines se produit dans les zones topographiques basses au sein des grès pélitiques. La recharge en eaux souterraines se produit dans les reliefs proches de l'AGR et également immédiatement au sud de la zone de contact avec les grès pélitiques et dans la région de la fosse à liquides. La recharge en aval de la zone de contact est due en partie à la différence de conductivité hydraulique entre les grès pélitiques et les grès tectoniques et en partie à la présence du mur d'étanchéité du Barrage Principal et de la fosse à liquides. Les conditions requises pour la décharge des eaux se trouvent plus au sud de la zone de contact avec les grès pélitiques et du Barrage Principal adjacent à la fosse à liquides et à la fosse à solides inférieure.

La nature bien cimentée de la roche et la faible porosité matricielle suggèrent que l'écoulement dans les fractures domine dans la majorité des zones les plus profondes du système de circulation des eaux souterraines (i.e. >5 m dans le socle), alors que l'écoulement dans la couverture et les 5 m supérieurs du grès se rapproche d'un écoulement de type milieu poreux.

Conditions piézométriques

Le lac Snake et l'AGR reposent à l'intérieur du bassin versant du lac Island. Le lac Snake est un lieu majeur de décharge des eaux souterraines pour le bassin hydrographique. L'écoulement des eaux souterraines dans le bassin est radial vers l'AGR et le lac Snake. Les gradients hydrauliques horizontaux sont généralement inférieurs à 1 m sur 50 m sur les reliefs et dans les plaines au bas de l'AGR. Les gradients hydrauliques horizontaux sur les pentes vers l'AGR sont typiquement de 2 à 3 m sur 50 m. Les gradients hydrauliques horizontaux entre le Barrage Principal et les piézomètres immédiatement en aval du barrage sont élevés. Le plus élevé des gradients hydrauliques était de 4,5 m sur 50 m au travers du Barrage Principal entre la fosse à liquides et la région en aval.

Des gradients hydrauliques verticaux ascendants comme descendants sont présents. En aval du Barrage Principal, les gradients hydrauliques verticaux sont généralement ascendant et des conditions artésiennes existent en plusieurs endroits. Des conditions artésiennes sont également présentes en dessous de la moitié ouest de l'AGR. A l'extrémité sud-est du Barrage Principal et le long du côté est de l'AGR, le gradient vertical est descendant.

Hydrostratigraphie

Sur la base de tests de conductivité hydraulique, cinq unités hydrostratigraphiques sont définies pour l'AGR. Elles comprennent :

- le recouvrement ;
- les 15 m supérieurs de grès tectoniques qui sont typiquement plus altérés ;
- les grès tectoniques à des profondeurs situées entre 15 et 65 m ;
- les grès tectoniques à des profondeurs situées à plus de 65 m ; et,
- les grès pélitiques.

Les piézomètres installés dans la couverture en aval du Barrage Principal et qui ont été testés présentaient des conductivités hydrauliques plus élevées que 1×10^{-7} m/s. La valeur minimale de $8,1 \times 10^{-8}$ m/s provient du piézomètre HYD98-36a, situé sur la berme entre les fosses à solides supérieure et inférieure. Tous les grès testés étaient fracturés à des degrés variables. La conductivité hydraulique au sein des grès fracturés diminue généralement avec la profondeur.

L'assemblage des grès pélitiques a une conductivité hydraulique particulièrement plus faible que celle des grès tectoniques et la conductivité ne diminue pas avec la profondeur. Les grès pélitiques n'ont pas été testés pour une profondeur située entre 0 et 15 m, les résultats des tests les moins profonds étaient de 5×10^{-9} et $2,8 \times 10^{-8}$ m/s à des profondeurs respectives de 25 et 20 m. 90% des tests dans les grès pélitiques ont donné des valeurs comprises entre 10×10^{-8} m/s et 10×10^{-9} m/s.

La conductivité hydraulique des résidus a été définie par des études préalables comme se situant entre 1×10^{-9} et 2×10^{-4} m/s.

Hydrogéologie de la zone minière

Les écoulements souterrains, régionaux et locaux, dans les environs du lac Cluff sont gouvernés par la topographie. La majeure partie du bassin versant qui n'est pas occupée par des lacs plus larges et plus profonds, est une zone de recharge pour le système des eaux souterraines. Les eaux souterraines coulent vers le bas et latéralement au travers de la couverture et le socle peu profond, pour finalement se déverser

localement dans les zones de faible altitude ou à la base et sur les bords des lacs et cours d'eaux principaux de la région.

Le Tableau 6.4 donne les gammes de conductivités hydrauliques (à saturation) pour chacune des unités hydrostratigraphiques dans la zone minière (COGEMA, 2000c, Annexe C).

Tableau 6.4 :
Gamme estimée de la conductivité hydraulique saturée

Unité hydrostratigraphique	Conductivité hydraulique saturée (m/s)
Stérile	$1 \times 10^{-2} - 4 \times 10^{-7}$
Remblai	$1 \times 10^{-5} - 2 \times 10^{-7}$
Till sableux	$3 \times 10^{-4} - 3 \times 10^{-7}$
Zone de transition	$1 \times 10^{-5} - 5 \times 10^{-8}$
Régolithe	$1.1 \times 10^{-6} - 4.3 \times 10^{-9}$
Gneiss de la rivière Peter	$5 \times 10^{-6} - 1 \times 10^{-8}$
Complexe du ruisseau Earl	$5 \times 10^{-6} - 1 \times 10^{-8}$

Les caractéristiques de l'écoulement de surface, la topographie, et la structure socle contrôlent l'écoulement des eaux souterraines peu profondes dans l'aire d'étude. La surface d'eau la plus importante, le lac Cluff, est le récepteur final pour toutes les eaux souterraines et les eaux de surface de la région en question. Les lacs importants de la zone comprennent les lacs Claude et Cluff. Les eaux souterraines peu profondes se déchargent dans les différents cours d'eaux de la zone, tel que les ruisseaux Beaver, Boulder et Claude, ainsi qu'Earl et la rivière Peter.

6.2.8 Chimie des eaux souterraines

Cette section présente les caractéristiques chimiques de référence des eaux souterraines ainsi que les impacts opérationnels sur la qualité des eaux souterraines de la zone de l'AGR, et des mines Claude et DJ. De plus amples détails sont fournis dans COGEMA, 2000a et COGEMA 2000b.

Méthodologie

La chimie des échantillons d'eaux souterraines récupérés aux stations de contrôle (en amont de l'AGR pour l'écoulement des eaux souterraines) et aux stations d'exposition (en aval de l'AGR pour les eaux souterraines) aux alentours de l'AGR a été évaluée, pour une série de 30 paramètres analytiques, en utilisant la méthode d'analyse en composante principale (ACP) (COGEMA 2000d). C'était là l'examen initial pour déterminer, parmi l'ensemble des données, quels paramètres montraient les changements les plus importants et quelles zones géographiques présentaient des résultats chimiques similaires.

Sur la base des résultats de l'ACP, les paramètres des stations d'exposition présentant des variations significatives, concernant l'ensemble des données, ont été comparés graphiquement aux concentrations de référence. Les variations observées par rapport aux conditions de référence sont discutées dans les sections qui suivent.

Dans la zone des mines Claude et DJ, un examen initial n'était pas nécessaire, en raison du faible nombre de stations de surveillance disponibles. Toutes les données historiques disponibles ont été comparées avec les concentrations de référence. Les variations observées par rapport aux conditions de référence sont discutées dans les sections qui suivent.

Zone de l'AGR

Les puits de surveillance situés dans plusieurs zones en amont de l'AGR ont été utilisés afin d'établir les conditions de référence. Les zones comprennent la zone immédiatement au nord nord-est de l'AGR ; les reliefs au nord nord-est de l'AGR ; les zones à l'est et au sud-est de l'AGR; et la zone nord-ouest de la STS.

Sur la base des résultats de l'analyse en composante principale, les zones les plus affectées par les opérations de l'AGR sont présentées dans les sections suivantes. Les valeurs d'impacts représentent les impacts maximums observés, sur la base d'une tendance à la hausse des concentrations, en aval de l'AGR. Bien qu'il n'existe pas d'objectifs de qualité pour les eaux souterraines de la Saskatchewan, les concentrations des eaux souterraines ont été comparées aux valeurs d'irrigation des objectifs SSWQO et aux Objectifs et Normes de Qualité des Eaux Potables de la Saskatchewan (SDWQSO) afin d'aider à qualifier les impacts sur les eaux souterraines.

pH et ions majeurs

Les variations les plus importantes du pH des eaux souterraines ont été observées dans la zone en aval de la fosse à liquides. Les pH mesurés dans les échantillons collectés aux différentes stations de cette zone sont inférieurs aux conditions de référence (dont le 5ème centile est de 5,36 unités) et atteignent environ 3,5 unités.

Les concentrations les plus fortes des ions majeurs correspondent à des stations de surveillance situées en aval de la fosse à solides inférieure. Les concentrations des ions majeurs rencontrées dans cette zone sont résumées dans le Tableau 6.5, ci-dessous.

Tableau 6.5
Concentrations dans les eaux souterraines en aval de l'AGR
Données de référence vs. Exposition – Ions majeurs

Paramètres	Concentration de référence	Concentration des zones exposées	SDWQSO
bicarbonate (mg/L)	116.5	3000	nd
magnésium (mg/L)	12.5	250	200
potassium (mg/L)	4.0	40	nd
sodium (mg/L)	11.6	1000	300
calcium (mg/L)	21.2	600	nd
chlorure (mg/L)	38.5	1000	250
sulfate (mg/L)	9.9	2000	500

nd = Non disponible

Les valeurs SSWQO pour l'irrigation applicable au sodium et au chlorure sont de 100 mg/L chacune. Les valeurs SDWQSO pour les paramètres notés ne sont pas des normes mais des objectifs qui sont généralement liés à des critères organoleptiques. Ainsi que l'on peut le voir les concentrations des zones exposées sont élevées lorsque comparées aux SSWQO et SDWQSO.

Métaux trace et radionucléides

Les différences les plus importantes par rapport aux données de référence pour les concentrations en arsenic, cobalt, manganèse et molybdène correspondent aux stations de surveillance situées en aval de la fosse à solides inférieure, alors que celles pour le fer, le plomb et le vanadium correspondent aux stations de surveillance situées en aval de la fosse à liquides.

Les différences les plus importantes par rapport aux concentrations de référence pour le nickel sont observées en aval du STS, et les concentrations observées sont légèrement supérieures aux concentrations de référence. Les concentrations en métaux trace détectées dans ces zones sont résumées dans le Tableau 6.6, ci-dessous. La valeur présentée pour l'arsenic pour les zones exposées est basée sur les tendances observées dans la chimie de l'eau en aval de la fosse à solides inférieure.

Tableau 6.6
Concentrations dans les eaux souterraines en aval de l'AGR
Données de référence vs. Exposition – Métaux trace

Paramètre	Concentration de référence	Concentration des zones exposées	SSWQO pour irrigation	SDWQSO (Note 1)
arsenic (mg/L)	0.0016	0.003	0.1	0.025
cobalt (mg/L)	0.003	0.020	0.05	nd
fer (mg/L)	136.1	200	5	0.3
Plomb (mg/L)	0.017	0.070	0.2	0.01
manganèse (mg/L)	1.057	2	0.2	0.05
Molybdène (mg/L)	0.017	1	0.01	nd
nickel (mg/L)	0.011	0.020	0.2	nd
Pb ²¹⁰ (Bq/L)	0.037	0.300	nd	0.1
Po ²¹⁰ (Bq/L)	0.034	0.080	nd	0.11
Ra ²²⁶ (Bq/L)	0.086	0.2	nd	0.1
uranium (µg/L)	13.6	30	10	20
vanadium (mg/L)	0.044	0.1	0.1	nd

Note 1: Le SDWQSO pour le fer et le manganèse sont des objectifs alors que les autres valeurs sont des normes. Les normes sont établies pour préserver la santé sur la base d'une consommation au long d'une vie entière. Les objectifs sont généralement liés aux attentes esthétiques, toutefois, des concentrations plus élevées que ces niveaux peuvent poser des risques pour la santé de certaines personnes. Le SDWQSO des radio-isotopes est 0,1 Bq/L pour les alpha brut et 0,11 Bq/L pour les bêta brut.

Ces résultats montrent que le fer, le manganèse et le molybdène sont élevés en comparaison avec le SSWQO pour l'irrigation. Ces mêmes éléments avec en plus le plomb dépassent le SDWQSO. A noter toutefois que les concentrations de référence pour ces mêmes éléments sont également élevées en comparaison aux objectifs et aux normes.

Les concentrations les plus élevées en radionucléides correspondent aux stations de surveillance situées immédiatement à côté ou dans la fosse à solides inférieure. Ces concentrations sont considérées comme étant indicatrices de la chimie des eaux interstitielles des résidus en raison de leur proximité de l'AGR, et non pas de la qualité des eaux souterraines en aval. Ces valeurs ont été utilisées pour valider les concentrations de source terme obtenues pour l'AGR, mais n'ont pas été prises en compte pour évaluer l'impact des radionucléides sur les eaux souterraines en aval de l'AGR.

Les valeurs présentées au Tableau 6.6 représentent les valeurs maximum pour les concentrations observées des paramètres des eaux souterraines dans les zones représentatives en aval de l'AGR.

Ces résultats montrent que toutes les concentrations d'exposition sont élevées en comparaison avec le SSWQO pour irrigation et le SDWQSO.

Zones de Claude et DJ

Conditions de référence

Les stations de surveillance des eaux souterraines dans les zones Claude et DJ sont relativement limitées et visent principalement des zones immédiatement en aval des verses à stériles et de minerais. D'après l'examen des données disponibles sur la chimie des eaux souterraines pour les zones de Claude et DJ, il a été déterminé qu'une station de surveillance, située à l'est de la verse à stériles de Claude, proche de la rivière Peter, n'a pas été affectée par les activités minières, et est ainsi indicatrice des conditions de référence des eaux souterraines en amont de la zone des mines.

Les zones, autour des verses à stériles de Claude et DJ, présentant les effets les plus notables sur la qualité des eaux souterraines sont discutées aux sections suivantes. Les valeurs des impacts présentés représentent les impacts maximums observés, sur la base des tendances émergentes des concentrations des paramètres, dans les zones des mines Claude et DJ.

pH et ions majeurs

Les modifications les plus importantes du pH des eaux souterraines sont observées dans la zone immédiatement à l'est de la verse à stérile de Claude. Les valeurs des échantillons récoltés aux stations de cette zone sont en déclin comparées aux conditions de référence (5ème centile – pH = 6,80) et atteignent un pH d'environ 3,8.

Les concentrations de bicarbonate sont plus faibles aux stations d'exposition, comparées aux conditions de référence. Toutes les autres concentrations en ions majeurs sont élevées comparativement aux conditions de référence. Les plus fortes concentrations correspondent aux stations de surveillance situées immédiatement à l'est et au sud de la verse à stériles de Claude.

Les concentrations des ions majeurs rencontrées dans ces zones, démontrant l'impact le plus important, sont résumées dans le Tableau 6.7, ci-dessous.

Tableau 6.7
Concentrations dans les eaux souterraines en aval des versés à stériles de Claude
Données de référence vs. Exposition – Ions majeurs

Paramètres	Concentration de référence	Concentration des zones exposées	SDWQSO
bicarbonate (mg/L)	156.8	1	nd
magnésium (mg/L)	14.8	2 000	200
potassium (mg/L)	1.6	20	nd
sodium (mg/L)	5.4	500	300
calcium (mg/L)	30.2	600	nd
chlorure (mg/L)	6.4	30	250
sulfate (mg/L)	4.1	6 000	500

Les valeurs SDWQSO citées dans ce tableau sont toutes des objectifs et non pas des normes.

La concentration en sodium pour les zones exposées est élevée lorsque comparée au SSWQO pour irrigation de 100 mg/L. Les concentrations de magnésium, sodium et sulfate sont élevées lorsque comparées au SDWQSO.

Métaux trace

A l'exception du fer, les concentrations les plus fortes des métaux trace correspondent aux stations de surveillance situées immédiatement à l'est et au sud de la versé à stériles de Claude.

Les concentrations de fer sont les plus élevées, et ont augmenté au cours du temps, dans les eaux souterraines collectées entre les versés à stériles de Claude et DJ. Cette zone semble n'être que marginalement affectée par les autres métaux. Les concentrations en fer sont généralement moindres que celles des niveaux de référence aux endroits présentant un impact plus important sur la chimie des eaux souterraines pour les autres métaux.

Les concentrations des métaux traces ci-dessus détectées dans ces zones sont résumées au Tableau 6.8, ci-dessous.

Tableau 6.8
Concentrations dans les eaux souterraines en aval des versés à stériles de Claude
Données de référence vs. Exposition – Métaux trace

Paramètres	Concentration de référence	Concentration des zones exposées	SSWQO pour Irrigation	SDWQSO (Note 1)
arsenic (mg/L)	0.0015	0.100	0.1	0.025
cuivre (mg/L)	0.017	1	0.2	nd
fer (mg/L)	9.5	30 ¹ / 0.2 ²	5	0.3
Plomb (mg/L)	0.008	0.1	0.2	0.01
manganèse (mg/L)	0.272	300	0.2	0.05
molybdène (mg/L)	0.003	0.04	0.01	Nd
nickel (mg/L)	0.024	30	0.2	Nd
zinc (mg/L)	0.128	6	1	5

1. Données de la station HYD321

2. Données des autres stations

Ces résultats montrent que les concentrations de référence et celles des zones exposées sont toutes les deux élevées en comparaison avec le SSWQO pour irrigation et le SDWQSO en ce qui concerne le fer et le manganèse. Les concentrations pour le manganèse sont considérablement plus élevées pour les zones exposées. Les concentrations dans les zones exposées à l'arsenic, plomb et zinc sont plus élevées par rapport aux objectifs SDWQSO, alors que l'arsenic, le cuivre, le molybdène, le nickel et le zinc sont égaux ou supérieurs au SSWQO pour irrigation.

Radionucléides

Les concentrations les plus élevées en Ra²²⁶ et uranium correspondent aux stations de surveillance situées immédiatement à l'est et au sud de la versé à stériles de Claude. Les concentrations de Ra²²⁶ sont d'environ 0,2 Bq/L par comparaison à la concentration de référence de 0,025 Bq/L. L'uranium est détecté, aux stations situées en aval de la versé à stériles de Claude, à des concentrations atteignant environ 150 mg/L; à comparer aux concentrations de référence de 0,055 mg/L. Ces deux valeurs sont élevées lorsque comparées au SSWQO pour irrigation et au SDWQSO.

Résumé des impacts sur les eaux souterraines

Des impacts localisés sur les eaux souterraines ont été observés à la fois à l'AGR et aux versés à stériles adjacentes.

Les impacts sur les eaux souterraines de l'AGR sont concentrés en aval entre le barrage principal et le lac Snake. En raison de la proximité de l'AGR et du lac Snake, l'étendue en est très limitée.

Comme indiqué précédemment, la surveillance des eaux souterraines a confirmé des impacts sur les eaux souterraines sur le périmètre de la versé à stériles de Claude. Bien qu'il existe des concentrations élevées à la fois en nickel et en uranium, leur étendue est également actuellement limitée. La contamination des

eaux souterraines des autres zones du site a été limitée en raison du maintien du pompage à la fois dans les mines à ciel ouvert et les mines souterraines.

Les eaux souterraines peuvent présenter des risques pour les humains et le biote non humain si elles sont accessibles pour la consommation et l'utilisation. L'installation et l'utilisation de puits pour l'eau potable, l'irrigation et l'abreuvement du bétail sont improbables étant donné l'abondance d'eaux de surface dans la région locale de l'étude et l'isolation relative du site. Les contrôles actuels du site et les contrôles institutionnels proposés pour éviter l'utilisation inappropriée des eaux souterraines contaminées dans les zones d'impact, permettront de pallier ces risques.

Sur cette base, les effets environnementaux sur les eaux souterraines dus aux opérations sont classés comme négatifs mais pas significatifs.

6.2.9 Morphologie, hydrologie et limnologie

L'Étude d'Impact Environnemental pour l'Extension Dominique-Janine (Amok 1992) n'a pas prédit spécifiquement les impacts du projet sur l'hydrologie de surface de l'aire du projet de Cluff Lake. Elle a, toutefois, reconnu que les décharges d'effluents traités résulteraient en un écoulement accru dans le bassin versant du lac Island, principalement dans les sections supérieures du bassin versant.

Les débits journaliers moyens annuels issus du STS avaient été estimés à environ 3500 m³/jour. Il a été reconnu que de tels débits entraîneraient un hydrographe annuel plus uniforme du bassin versant comparé aux conditions naturelles de débit. Il a été estimé que ces débits auraient peu d'influence sur l'élévation des lacs dont l'augmentation a été estimée à moins de 2 cm pour les deux lacs Island et Sandy.

Les écoulements réels issus du STS vers le ruisseau Snake au-dessus du lac Island ont été en moyenne inférieurs à 3500 m³/jour au cours de la période opérationnelle. Toutefois, il a été noté qu'au cours des années précédant 1992, l'altitude du plan d'eau du lac Island avait semblé augmenter d'environ 20 cm en raison d'une augmentation apparente de la végétation des terres inondables dans certaines zones marécageuses immédiatement en aval du lac Island. Cela a mené au développement d'un deuxième canal entre les lacs Island et Agnes, situé immédiatement en aval du marécage.

Les sections qui suivent offrent une vue d'ensemble de la morphologie et de la limnologie des lacs et de l'hydrologie de surface dans l'aire du projet de Cluff Lake. Les données détaillées sont présentées dans COGEMA 2000d, section 7.0.

Morphologie des lacs

Les caractéristiques morphologiques d'un lac ont une influence significative sur ses paramètres physiques, chimiques et biologiques. Ceux-ci comprennent la qualité et la quantité de l'habitat disponible pour les populations de poissons.

Bassin versant du lac Cluff

Le lac Cluff est le lac le plus large qui ait été étudié dans la zone d'étude (341 ha) et a les profondeurs maximales et moyennes les plus élevées avec des valeurs respectives de 52 m et 19,9 m. L'importante profondeur moyenne du lac Cluff indique qu'il est profond sur une large portion du lac.

En comparaison, les quatre lacs « First, Second, Third et Fourth » sont beaucoup plus petits, avec des tailles allant de 18,2 ha (Lac Second) à 42,2 ha (Lac Fourth). Le lac First est le plus profond de cette série de lacs (21 m), suivi du lac Third (20 m). Les profondeurs moyennes de ces lacs sont comparables, variant de 4,92 m pour le lac Second à 6,74 m pour le lac Third.

Bassin versant du Lac Island

Le Lac Snake est le plus petit des lacs pour lesquels les données morphométriques sont disponibles (19,6 ha). Le lac Snake a des profondeurs maximales et moyennes respectivement de 2 et 1,8 m, indiquant qu'il a un fond peu profond, uniforme et relativement plat.

Le Lac Island est le deuxième lac en terme de surface (181 ha) qui ait été étudié. Il a des profondeurs maximales et moyennes respectives de 2,2 et 1,5 m, indiquant que son fond est peu profond, uniforme et plat.

Limnologie

Les mesures limnologiques ont été effectuées dans des lacs sélectionnés de la région du lac de Cluff à des périodes différentes entre 1978 et 1999 (Tones 1979; Amok 1992; TAEM 1993; TAEM 1994; Annexe A).

Dans le bassin versant du lac Cluff, le lac de Cluff maintient des niveaux d'oxygène élevés sur toute sa profondeur. Les lacs First, Third et Fourth ont tous des niveaux d'oxygène faibles voir des conditions anoxiques dans leurs parties les plus profondes durant les mois d'été. La conductivité spécifique des lacs du bassin versant du lac Cluff a été faible (comme c'est généralement le cas dans la région) aux cours des périodes précédant les opérations et au cours des opérations.

Le bassin versant du lac Island, celui-ci étant le récepteur principal des effluents déchargés, a subi les variations de conductivité les plus importantes entre la phase antérieure aux opérations et celle des opérations. Il y a eu une augmentation marquée de la conductivité spécifique à la fois dans le lac Snake (facteur 6,8) et dans le lac Island (facteur 28). Alors que les niveaux d'oxygène sont généralement élevés au cours de la période où les lacs ne sont pas gelés, et diminuent durant la période où les lacs sont couverts par la glace, les niveaux d'oxygène hivernaux sont considérés comme étant restés relativement élevés jusqu'à récemment en raison des décharges continues d'effluents du STS.

Hydrologie

Un programme de surveillance des débits des cours d'eau a été lancé en août 1997 afin de compléter l'information hydrologique du site. La zone d'étude comprenait les écoulements des ruisseaux Cluff et Island. Les stations de surveillance des débits des cours d'eau ont été placées au niveau des bassins versants des ruisseaux Island et Cluff. Des stations de jaugeage ont également été installées dans plusieurs lacs des deux bassins versants. Des courbes de tarage du débit d'eau ont été établies et, de façon à comprendre la structure des écoulements à long terme, les données de débits des cours d'eau ont été extrapolées en utilisant les archives de la station de surveillance des débits de la rivière Douglas gérées par « Etudes des Eaux du Canada » (*Water Survey of Canada*). Un résumé des débits des cours d'eau dans la région du lac Cluff est présenté ci-dessous.

Débits des cours d'eau

Une revue des données de surveillance des débits des cours d'eau montre une différence pour le pic et la durée lorsque l'on compare les bassins versants des lacs Cluff et Island. Les débits maximums du ruisseau de Cluff en aval du lac Cluff sont légèrement décalés dans le temps et la décrue n'est pas aussi rapide que pour le ruisseau Island en aval du lac Island. C'est là certainement une conséquence d'un plus grand bassin versant pour le ruisseau Cluff, et également l'effet atténuant du lac Cluff. Une fois normalisés par rapport à la surface, les débits maximums sont similaires pour la rivière Douglas et les ruisseaux Cluff et Island. Une fois que toute la capacité de stockage disponible des bassins hydrographiques a été remplie, les débits deviennent davantage fonction des précipitations et des surfaces des bassins versants.

Le débit moyen annuel à long terme pour le ruisseau Island est estimé à $0,235 \text{ m}^3/\text{s}$, alors que les données indiquent que le débit moyen annuel à long terme pour le ruisseau Cluff en aval du lac Cluff est $0,612 \text{ m}^3/\text{s}$. Par unité de surface, cela revient à $0,0028 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$ et $0,0035 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$ respectivement pour les ruisseaux Island et Cluff. Les différents débits pour les deux bassins versants adjacents sont résumés dans le Tableau 6.9, ci-dessous.

Tableau 6.9
Estimations des débits par unité de surface pour plusieurs emplacements
de l'aire du projet de Cluff Lake

Description de la branche	Débits par unité de surface (m ³ /s/km ²)	Débits par unité de surface en équivalent de précipitations (mm/yr)
Bassin versant du ruisseau Island Creek		
Embouchure du lac Snake Lake	0.0028	88
Entrée du lac Island Lake	0.0028	88
Embouchure du lac Island Lake	0.0028	88
Entrée du lac Agnes Lake	0.0016	51
Embouchure du lac Agnes Lake	0.0023	74
Embouchure du ruisseau Island Creek au lac Sandy Lake	0.0028	88
Bassin versant du ruisseau Cluff Creek		
Embouchure du lac Claude Lake	0.0031	98
Ruisseau Claude Creek en amont de la confluence avec la rivière Peter River	0.0031	98
Rivière Peter River au ruisseau Claude Creek	0.0031	98
Ruisseau Earl Creek en amont de la rivière Peter River	0.0025	79
Ruisseau Boulder Creek à la crique du lac Cluff Lake	0.0019	59
Ruisseau Cluff Creek à l'embouchure du lac Cluff Lake	0.0035	110
Embouchure du ruisseau Cluff Creek à la rivière Douglas River	0.0035	110
Bassin versant de la rivière Douglas River		
Entrée du lac Sandy Lake depuis la rivière Douglas River	0.0059	186
Embouchure du lac Sandy Lake	0.0059	186

Résumé des impacts hydrologiques

L'étude environnementale DJX (Amok 1992) n'a pas prédit spécifiquement les impacts du projet sur l'hydrologie de surface de l'aire du projet de Cluff Lake. Elle a cependant reconnu que les décharges d'effluents traités pourraient entraîner une augmentation du débit dans le bassin versant du lac Island, qui serait particulièrement notable dans les sections supérieures du bassin. Les débits moyens journaliers annuels du STS étaient estimés à environ 3500 m³/jour. Il a été reconnu que de tels débits pourraient entraîner une hydrographie annuelle plus uniforme le long du bassin, comparativement aux conditions naturelles, et une légère augmentation du niveau des eaux.

Le rejet moyen du STS sur la période de 1993 à 1999 était de 3190 m³/jour. Le rejet moyen a diminué depuis cette période. Les rejets d'effluents sont légèrement plus faibles que les 3500 m³/jour prédits dans l'étude environnementale DJX. Un hydrographe plus uniforme a été observé dans le bassin versant du ruisseau Island jusqu'à très récemment lorsque la diminution progressive des opérations a entraîné des

réductions de consommation d'eau et le fonctionnement plus intermittent de la STS. Cela a eu un effet à la fois sur les niveaux d'eau et sur les concentrations en oxygène dissout. Comme indiqué précédemment, le niveau d'eau dans le lac Island a augmenté au-delà de l'élévation prédite certainement en raison de l'augmentation de la végétation des marais à l'exutoire du lac entraînant quelques restrictions du débit et par conséquent une augmentation de la hauteur d'eau. Le rejet en continu a également aidé à maintenir des concentrations en oxygène élevées au cours des mois d'hiver. Cela a contribué à maintenir davantage de poissons pendant l'hiver et a réduit le risque de mortalité de poissons par manque d'oxygène durant l'hiver pendant la majeure partie des opérations et jusqu'à récemment.

Dans le bassin hydrographique du lac Cluff, les perturbations physiques du régime hydrologique sont associées aux détournement des ruisseaux Boulder et Claude et à la diminution des écoulements de surface en raison du pompage dans la zone minière et à l'utilisation d'eau du lac pour l'usine. Ces perturbations du régime hydrologique sont mineures en comparaison avec les variations du régime du débit naturel. Elles sont généralement réversibles avec l'arrêt des opérations incluant le noyage des mines et des fosses pour rétablir le niveau de la nappe phréatique et réduire (et éventuellement arrêter) l'utilisation d'eau douce pour l'usine.

Les modifications hydrologiques des deux bassins versants des lacs de Cluff et Island ont une ampleur et une étendue limitées. Ces modifications sont généralement réversibles avec l'arrêt des opérations, l'arrêt des pompages dans la zone des mines et l'arrêt des pompages dans le lac Cluff pour les besoins des opérations et des activités de déclassement. En appliquant les critères recommandés dans les guides de procédures de l'*Agence canadienne d'évaluation environnementale*, les effets environnementaux sur l'hydrologie au cours de la période des opérations devraient être considérés comme négatifs mais non significatifs.

6.2.10 Qualité des eaux de surface

Des eaux de surface ont été échantillonnées à plusieurs stations de surveillance recevant des eaux potentiellement affectées par les opérations minières de Cluff Lake et le noyage des fosses. La qualité des eaux des fosses a déjà été présentée à la section 6.1.1 et plus en détail dans COGEMA 2000e, Annexe E.

Les modifications de la qualité des eaux de surface sur le projet Cluff Lake ont été évaluées périodiquement dans les rapports sur l'État de l'Environnement (EDE). Trois rapports de ce type ont été complétés pour le projet de Cluff Lake (Swanson 1991; TAEM and Senes 1995; COGEMA 2000f). Cette section s'appuie sur l'évaluation des données récentes présentées dans COGEMA 2000a et COGEMA 2000d, en présentant des comparaisons avec les données de référence préopérationnelles, lorsque disponibles, et les prédictions de qualité des eaux faites dans l'étude d'impact environnemental du développement du projet Cluff Lake. Les objectifs de qualité des eaux de surface de la Saskatchewan (SSWQO) sont également utilisés pour évaluer la qualité actuelle des eaux pour le projet.

Bassin versant du lac Cluff

L'étude environnementale DJX (Amok 1992) prédisait des impacts modérés sur la qualité des eaux du lac Cluff. La proposition de développement de DJX comprenait la construction d'un barrage dans le lac Cluff afin de faciliter l'accès au gisement. Les problèmes de qualité des eaux liés à la proposition de développement comprenaient le dépôt de limons et la lixiviation des contaminants issus des matériaux de construction du barrage. Au cours de la phase d'approbation, le plan de développement proposé a été modifié, approuvé, et il n'a plus été nécessaire d'envisager de construire un barrage dans le lac Cluff.

Dans le bassin versant du lac Cluff, les cours d'eaux potentiellement affectés incluent le ruisseau Claude, la rivière Peter et le ruisseau Boulder qui se déversent tous les trois dans le lac Cluff. Ces cours d'eaux ne reçoivent aucun effluent ou rejets miniers directs. Toutefois, ils sont proches à la fois des mines à ciel ouvert et des mines souterraines, des verses à stériles et des routes d'accès. Une surveillance de la qualité des eaux de ces lacs et cours d'eau est menée à bien afin d'identifier les impacts potentiels d'eaux souterraines ou d'infiltration issues des opérations minières. La fosse de la mine D est située en amont du lac Cluff et à côté du ruisseau Boulder. La fosse D est noyée, mais n'est pas connectée au ruisseau Boulder.

Ruisseau Boulder

La surveillance de la qualité de l'eau du ruisseau Boulder a été faite en amont et en aval du développement de la fosse D. La comparaison de la qualité de l'eau en amont et en aval, et avec celle des données de référence préopérationnelles, indique que l'influence actuelle des activités minières est négligeable dans le bassin versant, et que la qualité actuelle de l'eau est semblable à celle de l'environnement non impacté. Des dépassements des SSWQO pour le fer ont été observés à la fois aux stations de surveillance en amont et en aval, indiquant que les concentrations en fer tendent à être naturellement élevées, et que les dépassements ne sont pas liés à l'activité minière. À l'exception de dépassements occasionnels des concentrations en fer, la qualité de l'eau du ruisseau Boulder est bien dans les limites des objectifs SSWQO et est similaire à la qualité préopérationnelle de l'eau.

Rivière Peter

La surveillance de la qualité de l'eau de la rivière Peter a été faite en amont et en aval des activités liées à la mine, comprenant les mines souterraines D-P et les verses à stériles. La comparaison de la qualité de l'eau en amont et en aval, et avec celles des données de référence préopérationnelles, indique que l'influence des activités minières sur cet écoulement est mineure, et la qualité actuelle de l'eau est généralement semblable aux conditions naturelles (c. à d. pré-opérationnelles). Il n'y a pas eu de dépassement des objectifs SSWQO pour la période de 1995 à 2002. En comparaison avec la qualité de l'eau en amont et celle de référence, des concentrations élevées de sulfate étaient évidentes à la station de surveillance située en aval dans la rivière Peter. Il a été précédemment considéré que cette différence était une indication d'un drainage acide, sans doute des verses à stériles, vers la rivière Peter (TAEM et Senes

1995). L'influence actuelle sur la qualité de l'eau, bien que négative, n'est pas considérée comme étant significative.

Ruisseau Earl

La surveillance de la qualité de l'eau du ruisseau Earl a été faite en amont et en aval des activités minières, y compris la centrale à béton. La comparaison de la qualité de l'eau en amont et en aval, et avec celle des données de référence préopérationnelles, indique que l'influence des activités minières au sein du bassin versant est négligeable, avec une qualité actuelle de l'eau généralement similaire à l'environnement non impacté. Quelques augmentations des concentrations en calcium, en bicarbonate, en magnésium, et en conséquence de l'alcalinité, ainsi que quelques augmentations de la dureté totale, des solides dissous totaux et de la conductivité spécifique ont été notées entre les stations de surveillance en amont et en aval. Les concentrations en fer ont occasionnellement dépassé les objectifs SSWQO pour le fer de 1 mg/L, toutefois, de tels dépassements surviennent typiquement en amont de la zone affectée par le projet et semblent représentatifs des conditions naturelles.

Les différences notées entre l'amont et l'aval sont similaires à celles reportées dans les études de Swanson (1991) et TAEM et Senes (1995), avec les perturbations dues à l'opération de la centrale à béton et aux eaux de ruissellement du site de l'usine ont été citées comme facteurs possibles de différence de qualité des eaux. En dépit des différences notées entre la qualité de l'eau en amont et en aval, les concentrations sont encore généralement dans la limite des données de référence de la zone.

Ruisseau Claude

La surveillance de la qualité de l'eau du ruisseau Claude a été menée à l'embouchure du lac Claude. La qualité de l'eau du ruisseau Claude est similaire à celle antérieure aux opérations et atteint les objectifs SSWQO à l'exception du fer qui est naturellement élevé. Ceci est en accord avec les conclusions antérieures de Swanson (1991) et TAEM et Senes (1995) qui indiquaient qu'il n'y avait dans le ruisseau Claude aucune indication d'un changement de la qualité de l'eau antérieure aux opérations.

Lac Cluff

La surveillance de la qualité de l'eau du lac Cluff a été menée à l'embouchure du lac Cluff. Les analyses statistiques ont identifié une augmentation légère des sulfates au cours de la période de surveillance entre 1990 et 1999. Des résultats plus récents indiquent des concentrations stables similaires à celles observées en 1999. Les niveaux de sulfate sont encore considérés comme faibles et bien qu'ils représentent un effet négatif, cet effet n'est pas significatif.

Résumé des impacts sur la qualité de l'eau de surface dans le bassin versant du lac Cluff

En raison de la modification du projet de développement DJX, les impacts réels sur la qualité de l'eau dans le bassin versant du lac Cluff sont considérablement moindres que ceux prédits dans l'Étude d'Impact Environnemental DJX. Cela est dû en grande partie à la modification du plan de développement du projet qui a annulé la nécessité d'un barrage sur le lac Cluff. Les changements de la qualité de l'eau qui ont été notés ne représentent pas des effets significatifs des opérations minières sur la qualité de l'eau dans le bassin versant du lac Cluff. Les impacts modérés prédits dans l'étude environnementale DJX ne se sont pas matérialisés au cours de la phase opérationnelle.

Les augmentations des concentrations en sulfates à la fois dans la rivière Peter et dans le lac Cluff sont bien en deçà de tout niveau inquiétant. Ces effets opérationnels sont donc considérés comme négatifs mais non significatifs.

Bassin versant du ruisseau Island

Dans l'étude environnementale du projet de développement DJX les impacts prédits sur la qualité de l'eau du ruisseau Island étaient caractérisés comme étant modérés. Dans le lac Snake, le TSD moyen annuel, les niveaux de sulfate et de chlorure ont été prédits comme atteignant respectivement 3 610 mg/L, 1 560 mg/L et 820 mg/L. Dans le lac Island, le TSD moyen annuel, les niveaux de sulfate et de chlorure étaient supposés atteindre respectivement 5470 mg/L, 2380 mg/L et 1250 mg/L. Les concentrations en métaux lourds et radionucléides étaient supposées être moindre que les limites MMLER réglementaires applicables au rejet d'effluents (Swanson, 1991). Les changements de la qualité de l'eau du lac Sandy ont été prédits comme étant mineurs. Dans la rivière Douglas en aval du lac Sandy, les prédictions des concentrations moyennes annuelles de TDS, sulfate et chlorure étaient respectivement de 135 mg/L, 10 mg/L et 40 mg/L.

Lac Snake

Le lac Snake est situé en amont du rejet des eaux du système de traitement secondaire (STS) et ne reçoit aucun rejet direct d'effluent. Il est sujet à l'infiltration des eaux de résidus partiellement traités en provenance de la fosse à liquides et à l'infiltration des eaux interstitielles des résidus sous le barrage principal. Ces deux sources d'infiltration avaient été prédites et évaluées dans le cadre des conditions opérationnelles établies lors de la conception.

Une comparaison entre la qualité récente des eaux (1994-1999) et les données antérieures aux opérations indique une augmentation des concentrations en ions majeures dans l'eau du lac Snake. Au cours de la période de 1995 à 1999, il y a eu une légère augmentation de la concentration moyenne annuelle pour la plupart des ions majeurs, des TDS, et de la conductivité. Une tendance similaire a été observée pour les données couvrant la période de 1989 à 1994 (TAEM et Senes 1995). Les concentrations moyennes annuelles pour ces paramètres en 1999 étaient similaires aux niveaux de 1995, avec les années 1996 à 1998 montrant des concentrations moyennes annuelles légèrement plus faibles. En 1999, les

concentrations moyennes annuelles en TDS, sulfate et chlorure étaient respectivement de 718 mg/L, 235 mg/L et 174 mg/L. Les données plus récentes pour 2002 montrent des concentrations moyennes similaires pour les TDS, les sulfates et les chlorures étant respectivement de 691 mg/L, 243 mg/L et 168 mg/L.

Le lac Snake a également subi une augmentation temporaire de la concentration en Ra^{226} à cause de l'utilisation par inadvertance en 1997 et 1998, d'une conduite contaminée pour le détournement des eaux douces autour de l'AGR. La concentration totale en Ra^{226} a commencé à augmenter à l'embouchure du lac Snake (Station ISL2000S) en mai 1997, atteignant une valeur maximale de 0,15 Bq/L en février 1998. Historiquement les concentrations en Ra^{226} à l'embouchure étaient de l'ordre de 0,02 à 0,04 Bq/L. L'objectif de qualité des eaux de surface de la Saskatchewan (SSWQO) pour le Ra^{226} est de 0,11 Bq/L.

Dans le cadre du suivi de cet incident, les impacts potentiels du Ra^{226} sur le biote des bassins versants des lacs Snake et Island ont été évalués en calculant les doses données d'une part au Ra^{226} seul et d'autre part au Ra^{226} en conjonction avec le Pb^{210} et le Po^{210} . Ces estimations ont été comparées au niveau de dose en deçà duquel des effets sur la population du biote aquatique sont peu probables. Il en a été conclu que les niveaux élevés de Ra^{226} dans le lac Snake n'entraîneraient pas d'impacts négatifs sur le biote aquatique du lac Snake ou dans le bassin versant du lac Island.

La source extérieure de Ra^{226} ayant été enlevée, la qualité de l'eau du lac Snake est retournée à des niveaux proches de ceux antérieurs à 1997 avec une concentration moyenne en Ra^{226} en 2002 de 0,05 Bq/L.

Lac Island

Le lac Island est le premier lac en aval du point de rejet des effluents du STS. Les effluents ultimes du STS sont rejetés dans le ruisseau Snake, qui se déverse dans le lac Island. Ainsi, le lac Island est le lac le plus négativement affecté à Cluff Lake.

Comme prédit, les concentrations en contaminants dans le lac Island ont augmenté considérablement par rapport aux conditions préopérationnelles. Les sulfates, chlorures, le calcium, le sodium, l'uranium et les TDS, ont tous augmenté comparativement aux conditions préopérationnelles. Les concentrations de référence pour les TDS, les sulfates et les chlorures étaient respectivement de 77 mg/L, 1,2 mg/L et 5 mg/L. En 1999, les concentrations moyennes annuelles en TDS, sulfate et chlorure dans le lac Island étaient respectivement de 2868 mg/L, 1157 mg/L et 641 mg/L. En 2002, les valeurs des TDS, sulfate et chlorure avaient augmenté pour atteindre respectivement 3333 mg/L, 1289 mg/L et 875 mg/L. Les rejets d'effluents du STS ont entraîné une charge considérable en sel du ruisseau Snake et en aval du lac Island. Ces changements ont entraîné des augmentations notables de la salinité du lac, ce qui a pu affecter son écologie.

L'uranium a augmenté d'une valeur de référence de <1 µg/L à une concentration moyenne de 248 µg/L en 2002. Toutefois, la dureté de l'eau a également augmenté considérablement (référence de 34 mg/L

contre une moyenne de 1207 mg/L en 2002), ce qui est considéré comme un facteur réduisant la toxicité de l'uranium. Cette relation a été utilisée pour établir les objectifs de déclassement de qualité de l'eau, discutés à la section 7, et est également une composante clé du programme de surveillance présenté en section 10.

L'élément le plus préoccupant est le molybdène qui a augmenté d'une valeur de référence de 0,005 mg/L à la valeur actuelle de 1,2 mg/L. Quoiqu'il n'y ait pas de valeur SSWQO pour le molybdène ni de limites de rejet pour le molybdène, les recherches les plus récentes suggèrent que les concentrations actuelles mesurées pour le molybdène ont peut-être contribué à certains des changements observés dans le biote aquatique du lac Island. Ce point est discuté plus en détail à la section 5.2.14 et comme indiqué à la section 7 a été pris en considération lors de la formulation des objectifs à long terme de qualité des eaux.

Il y a eu également de légères augmentations en Azote Kjeldahl Total (AKT), en azote total calculé et en phosphore total. Ces augmentations ne sont pas statistiquement significatives et sont indicatrices des conditions du lac Island au cours des 15 années passées (TAEM et Senes 1995).

Lac Sandy

Le lac Sandy est à la confluence du bassin versant du ruisseau Island et de la rivière Douglas. Des échantillons d'eaux sont collectés à l'entrée du lac Sandy, là où la rivière Douglas entre, et à l'exutoire du lac Sandy, là où la rivière Douglas ressort. En comparant la qualité de l'eau en amont de la rivière Douglas et en aval du lac Sandy, il est possible d'évaluer tout changement lié aux eaux provenant du bassin versant du ruisseau Island.

Aucune différence statistiquement significative de la qualité de l'eau n'a été apparente entre les stations en amont et celle en aval de la rivière Douglas. Les différences entre la qualité actuelle et celle préopérationnelle de l'eau ont généralement tendance à être dans les limites des variations du bruit de fond. En comparaison avec la qualité préopérationnelle des eaux, des concentrations légèrement élevées en TDS (113 mg/L), sulfate (6,2 mg/L), et chlorure (31 mg/L) ont été apparentes à l'exutoire du lac Sandy en 2002. Tous les paramètres mesurés, à la fois en amont et en aval, étaient en deçà de leurs objectifs SSWQO respectifs.

Résumé des impacts sur la qualité des eaux de surface pour le bassin versant du ruisseau Island

Dans le bassin versant du ruisseau Island, les impacts sur la qualité des eaux ont été prédits comme étant modérés, consistant en des concentrations accrues en ions majeurs et en éléments trace. Les concentrations actuelles en TDS, sulfate et chlorure sont plus faibles que les concentrations prédites, alors que les concentrations en éléments trace sont bien en dessous des recommandations MMLER historiques applicables aux effluents, qui ont été présentées comme les concentrations prédites maximales au sein du bassin versant. Ainsi, les impacts sur la qualité des eaux observés dans le bassin versant du ruisseau Island au cours de la phase opérationnelle, sont comparables à, ou plus faibles, que les impacts prédits durant l'étude environnementale du développement du projet supervisée par les agences réglementaires.

Les impacts sur la qualité des eaux de surface sont concentrés dans le lac Island avec une migration en aval limitée. Avec l'arrêt à terme des rejets d'effluents, la qualité de l'eau devrait s'améliorer. Les concentrations sont dans les limites des valeurs SSWQO avec quelques inquiétudes dues aux concentrations élevées d'uranium et de molybdène. En raison de l'étendue et de l'ampleur limitées, les effets environnementaux, dus aux opérations, sur la qualité des eaux du lac Island sont considérés comme étant négatifs mais non significatifs.

6.2.11 Qualité des sédiments

Un certain nombre de programmes d'échantillonnage des sédiments ont été menés dans l'aire du projet Cluff Lake au cours de la phase antérieure aux opérations et durant la phase opérationnelle. Le document de support technique (COGEMA 2000) peut être consulté pour une revue en détail des résultats obtenus par localisation et par période d'échantillonnage. Les informations présentées ici se limiteront aux lacs présentant le plus d'intérêt : Cluff, Snake, Island et Sandy.

Le programme approfondi d'échantillonnage des sédiments le plus récent a été achevé en 1998. Ces données sont considérées comme reflétant de manière adéquate les conditions actuelles du bassin versant du lac Cluff en raison du faible taux de sédimentation et de l'absence, en phase opérationnelle, de rejet significatif de contaminants dans cet écoulement. Les données de 1998 n'étaient pas considérées comme adéquates pour le bassin versant du lac Island puisqu'un volume substantiel d'effluents traités de l'usine a été rejeté depuis 1998. Afin de prendre ce fait en compte, l'accumulation supplémentaire de sédiments a été modélisée (voir COGEMA 2001). Ainsi, les concentrations des sédiments du bassin du lac Island présentées dans cette section du RÉA sont les pics de concentrations prédits jusqu'à la fin de la phase opérationnelle des installations (i.e. 2002).

L'importance environnementale des changements de qualité des sédiments sera évaluée en utilisant les recommandations disponibles. De cette façon, les sédiments peuvent être classés en fonction des contaminants spécifiques et de leurs effets potentiels sur les organismes benthiques. Ces recommandations générales fournissent des gammes de concentrations des contaminants allant de faibles à élevées (Tableau 7.2). Les sédiments aux concentrations inférieures aux valeurs basses des critères des recommandations (ex., CEF, CSE, FEF, CSEC) sont considérés comme ne nécessitant pas d'évaluation plus approfondie. Des sédiments avec des concentrations excédant les limites supérieures des recommandations seraient considérés comme étant très contaminés.

Il n'est pas inhabituel pour les sédiments naturels du Bouclier canadien, en particulier ceux liés à des minéralisations économiques, d'excéder les niveaux inférieurs des recommandations. Ainsi, les sédiments dépassant les valeurs les plus faibles des recommandations sont comparés aux données de référence régionales disponibles et aux limites inférieures et supérieures des recommandations. Actuellement, il n'existe pas de recommandations pour le molybdène ou l'uranium; toutefois, des études récentes (Thompson et al., 2003; Long et al., 1995) offrent des références de toxicité qui peuvent être utilisées pour évaluer ces métaux. Les radionucléides ne sont pas discutés dans cette section puisque la qualité des sédiments est mieux évaluée en calculant la dose globale de radiation due à l'exposition

combinée à de multiples radionucléides plutôt qu'en utilisant les recommandations de qualité des sédiments pour chaque contaminant. Cette évaluation a été finalisée pour le stade de post déclassement et est présentée aux sections 9.2.5 et 9.2.6.

Lac Cluff

Les sédiments du lac Cluff ont des concentrations élevées en arsenic, plomb, nickel, zinc, uranium et Ra226 lorsqu'on les compare aux stations de référence locales et régionales. Une comparaison avec les concentrations préopérationnelles indique que les concentrations en nickel, en Ra226 et uranium sont naturelles. (Dunn 1980). Les concentrations documentées pour le plomb et le nickel étaient proches ou inférieures aux recommandations disponibles pour les plus faibles effets et par conséquent, ne sont pas préoccupantes.

Les concentrations en arsenic de 1998 sont légèrement supérieures aux concentrations de référence locales. Elles dépassent le seuil supérieur (PEL) des recommandations CCME et sont similaires au seuil supérieur MOE de l'Ontario. Toutefois, les valeurs supérieures des concentrations naturelles régionales en arsenic dépassent également ces seuils supérieurs des recommandations indiquant qu'elles ne sont peut-être pas applicables à cette région. Les pics enregistrés pour les concentrations en arsenic se situent dans la gamme inférieure des concentrations proposées pour les régions uranifères (Thompson et al. 2003), indiquant qu'il n'y a certainement pas de préoccupation majeure. De plus, l'absence d'activité dans le bassin versant du lac Cluff qui serait capable d'entraîner l'augmentation substantielle des concentrations en arsenic suggère que les concentrations mesurées sont représentatives d'une hétérogénéité naturelle plutôt que de l'influence du développement du projet de Cluff Lake. Par conséquent, les données disponibles montrent que les sédiments du lac Cluff n'ont pas été affectés par les activités opérationnelles.

Bassin versant du lac Island

Lac Snake

Les seuls contaminants des sédiments qui ont augmenté au cours de la période opérationnelle dans ce lac sont l'uranium et le Ra²²⁶. Les analyses les plus récentes (1998) documentaient des concentrations moyennes d'uranium et de Ra²²⁶ respectivement de 36 µg/g (SD=14,5) et 0,608 Bq/g (SD=0,3). Alors que l'uranium a pu augmenter dans les sédiments, les valeurs sont bien inférieures aux recommandations pour les faibles effets (Tableau 7.2) et ne risquent pas de présenter un danger pour les organismes benthiques. Les concentrations en Ra²²⁶ sont restées relativement constantes jusqu'à la période d'échantillonnage de 1993. Les niveaux élevés actuels de Ra²²⁶ sont principalement dus au "rejet" accidentel au cours duquel une conduite contaminée par les résidus a été utilisée au cours des années précédant l'échantillonnage de 1998. Les enquêtes de suivi incluant les calculs des doses de radiation ont indiqué que les niveaux accrus de radionucléides ne posaient aucun risque pour les invertébrés benthiques (COGEMA 2000a).

Lac Island

Comme indiqué précédemment, l'échantillonnage de 1998 n'a pas été considéré comme étant représentatif de la qualité des sédiments immédiatement avant le déclassement en raison de la poursuite des opérations entre 1998 et 2002. L'accumulation supplémentaire de contaminants a été modélisée afin d'inclure les effets des rejets d'effluent pendant le reste de la période opérationnelle et le retour aux conditions antérieures après le déclassement et l'arrêt des rejets d'effluents. Puisque la plus grande partie de cette modélisation implique la période post déclassement, les chiffres et les tableaux qui s'y rapportent sont fournis à la section 9. Dans le lac Island, les pics de concentrations en contaminants sont prédits pour la fin de la période opérationnelle (avant le déclassement) et décroissent après le déclassement, comme présenté en Figure 9.3. L'état environnemental présenté dans les paragraphes qui suivent couvre la période antérieure au déclassement.

Comme prévu dans l'ÉIE originale, les rejets opérationnels dans le lac Island ont entraîné l'accumulation de contaminants dans les sédiments. A la fin de la période opérationnelle, les niveaux prédits d'arsenic, de cuivre, de plomb et de zinc sont proches ou inférieurs aux seuils bas des recommandations correspondantes (Tableau 7.2) à la fois le 50ème et le 95ème centile. De fait, ces contaminants ne sont pas considérés comme des contaminants problématiques (COPC) dans le lac Island.

Par contraste, les niveaux prédits de molybdène, nickel, sélénium et uranium dépassent les valeurs repères. De ces trois contaminants, le 50ème centile des concentrations prédites, à l'exception du sélénium est bien inférieur au seuil haut des recommandations. Sur la base de ces résultats, on peut s'attendre à certains effets sur la communauté benthique mais ils ne devraient pas être significatifs. Cette conclusion est supportée par les données sur les macroinvertébrés benthiques du lac Island (COGEMA 2000f). Ces données indiquent une abondance proche de la normale; toutefois, il y a eu une évolution significative parmi les espèces benthiques avec une dominance des chironomides plus tolérants envers les métaux. Les discussions liées à la toxicité du sélénium dans les sédiments sont présentées à la section 6.2.14 puisque les préoccupations liées au sélénium sont principalement associées aux poissons et sont mieux évaluées en utilisant les valeurs des recommandations pour les tissus des poissons plutôt que pour les sédiments.

Lac Sandy

Des métaux et radionucléides surveillés, seuls l'uranium et le Ra²²⁶ présentent des accumulations mesurables dans les sédiments. La concentration moyenne en uranium (9,5 µg/g) est légèrement plus élevée que celle du niveau antérieur aux opérations (0,96 µg/g), mais reste dans la limite des valeurs mesurées dans les quatre lacs First, Second, Third et Fourth. Elle est bien inférieure à la valeur de la recommandation correspondante pour faibles effets qui s'élève à 104 µg/g (voir Tableau 7.2) et ne devrait pas nuire au biote ambiant. Les niveaux de Ra²²⁶ dans les sédiments étaient légèrement élevés en 1998 (0,46 µg/g) en comparaison avec la période antérieure aux opérations (0,36 µg/g). Étant donné qu'il n'y a eu aucun changement mesurable de la qualité des eaux de surface du lac Sandy au cours de la période

opérationnelle, les résultats de qualité des sédiments pour le lac Sandy sont certainement représentatifs de l'hétérogénéité spatiale naturelle. Ces niveaux ne posent pas de risque de radiation pour le biote ambiant (voir section 9.2.6).

Résumé des impacts sur la qualité des sédiments

Sur la base des données de surveillance, des changements de qualité des sédiments sont visibles dans le bassin versant du lac Island. Ces changements négatifs sont particulièrement évidents dans les lacs d'Island et Snake. La qualité des sédiments est généralement dans les limites de la qualité des sédiments prédites dans l'ÉE de Dominique-Janine Extension (TAEM et Senes 1995) à l'exception des concentrations en arsenic et en nickel des sédiments du lac Island, qui sont quelques peu élevées en comparaison des prévisions. L'importance de ces effets est présentée plus en détail à la section 6.2.14 et à la section 9.

6.2.12 Études écologiques sur le terrain

Populations aquatiques

Au cours de l'histoire opérationnelle des installations, plusieurs aspects de l'écologie aquatique ont été étudiés y compris le phytoplancton, les macrophytes aquatiques, le zooplancton, les macroinvertébrés et les ressources en poissons et leur habitat. Les résultats de ces études sur le terrain sont résumés dans les paragraphes qui suivent. D'autres détails peuvent être obtenus dans Swanson 1991; TAEM et Senes 1995; COGEMA 2000f.

Les communautés de poissons et d'invertébrés benthiques des lacs Island et Cluff ont été les cibles principales des activités de surveillance. Les lacs Island et Agnes abritent une communauté de poissons très simple consistant en des grands brochets et des meuniers noirs. La communauté de poissons du lac Cluff est quelque peu plus diversifiée consistant en dix espèces. La communauté de poissons du lac Sandy comprend huit espèces. Les grands brochets et les meuniers noirs sont les espèces communes à tous ces lacs et dans tout le nord de la Saskatchewan. Les grandes corégones sont rencontrées dans les lacs Cluff et Sandy.

La surveillance indique que les communautés macrophytes aquatiques du bassin versant du lac Island ont été modérément affectées au cours de la phase opérationnelle, comme démontré par les changements de composition des espèces et la présence de bioaccumulation d'uranium, de Se et de Ra²²⁶. La composition des espèces des communautés du zooplancton du lac Island n'a pas changé. Les communautés benthiques du lac Island, bien qu'elles maintiennent une abondance totale similaire aux aires d'étude de référence, présentent un changement substantiel de la composition de la communauté avec moins de taxons et une dominance d'espèces plus tolérantes aux métaux. Les communautés d'invertébrés benthiques du lac Snake ont également présenté quelques changements dans la composition des espèces. Les tests de toxicité des sédiments indiquent une faible toxicité. Les niveaux de métaux trace et de radionucléides

dans les invertébrés n'ont pas démontré de bioaccumulation significative. Dans le lac Cluff, les communautés de macroinvertébrés benthiques ne semblent pas avoir été affectées par les activités minières. Ces effets sont cohérents avec les prédictions d'impact de l'étude environnementale.

La surveillance des communautés de poissons a consisté à la mesure de l'abondance, de la composition de la communauté et de la biomasse relative, et de l'accumulation de métaux trace et de radionucléides dans les muscles et les os. Les résultats de la surveillance suggèrent un changement dans la composition de la communauté des poissons du lac Island, avec le passage d'une communauté dominée par les grands brochets à une communauté dominée par les meuniers noirs. La surveillance a également mis en évidence la bioaccumulation de certains éléments trace, en particulier le sélénium, dans les tissus des poissons du lac Island.

Écologie terrestre

Le développement du projet Cluff Lake a entraîné la perturbation d'environ 418 ha de terre, mais les habitats identifiés comme sensibles car abritant des plantes rares n'ont pas été perturbés. L'utilisation par la faune en dehors de la zone immédiate de développement semble être similaire à celle qui existait avant le développement du projet.

La surveillance du sol a indiqué une certaine bioaccumulation de radionucléides et de métaux trace dans le sol à l'est et au sud-est de l'usine, mais les niveaux dans les échantillons de végétation sont du même ordre de grandeur que pour les plantes récupérées dans des zones non affectées du nord de la Saskatchewan. Aucune bioaccumulation n'était apparente dans les études limitées concernant les petits mammifères.

Résumé des impacts écologiques

Les impacts écologiques sont limités aux lacs Island et Snake où les effets négatifs sur la distribution des espèces et des signes de bioaccumulation ont été observés. L'importance de ces effets est présentée plus en détail à la section 6.2.14 et à la section 9.

6.2.13 Composantes Valorisées de l'Écosystème

Une Composante Valorisée de l'Écosystème (CVÉ) est définie comme "un attribut environnemental ou composante perçue comme importante pour des raisons sociales, culturelles, économiques ou écologiques, et identifié par des consultations avec les personnes affectées et par l'opinion des scientifiques" (Lee et al., 1992). Dans le cadre de cette ÉE les CVÉ ont été choisies en fonction de leur présence présumée dans les environs de Cluff Lake, et de leur importance écologique et culturelle dans la région.

Ces composantes valorisées de l'écosystème ont été utilisées dans l'évaluation des risques pour caractériser les effets potentiels des opérations actuelles et du projet de déclassement. Les Tableaux 6.10

et 6.11 présentent les CVÉ aquatiques et terrestres utilisées dans l'évaluation des risques. Les détails de l'évaluation des risques sont présentés dans la section qui suit et à la section 9.

Tableau 6.10
Résumé des CVÉ pour les habitats aquatiques spécifiques

LAC	CVÉ de l'environnement aquatique						
	Plantes aquatiques	Phyto-planctons	Invertébrés benthiques	Zoo-planctons	Grands brochets	Grandes corégones	Meuniers noirs
Lac Snake	X	X	X	X	X		X
Lac Island	X	X	X	X	X		X
Marécage	X	X	X				
Lac Agnes	X	X	X	X	X		X
Lac Sandy	X	X	X	X	X	X	X
Lac Cluff	X	X	X	X	X	X	X

Tableau 6.11
Résumé des CVÉ sélectionnées pour l'environnement terrestre

HERBIVORE	<ul style="list-style-type: none"> • Caribou • Orignal • Lagopède • Lièvre à pattes blanches
OMNIVORE	<ul style="list-style-type: none"> • Ours noir • Rat musqué • Canards <ul style="list-style-type: none"> - Fuligule - Colvert - Grand Harle
CARNIVORE	<ul style="list-style-type: none"> • Loup • Aigle Chauve • Loutre

6.2.14 Utilisation traditionnelle et récente des terres

En raison de son éloignement des centres urbains, le site de Cluff Lake est d'accès limité. L'installation du site minier, la construction d'une piste d'atterrissage sur le site et les améliorations apportées à la route 955, quoi qu'ayant amélioré l'accès au site, n'ont pas entraîné d'augmentation majeure de l'accès au site pour le public.

Traditionnellement, le site était utilisé de façon saisonnière par un trappeur autochtone qui avait des trappes commerciales sur la zone d'étude locale. Ce trappeur chassait et pêchait également pour sa consommation personnelle. Il n'y a aucune preuve d'autres activités sur le site par des personnes autochtones ou non avant le développement du site. Au cours de l'histoire du projet de Cluff Lake, ce

même trappeur a continué à poser des trappes sur le site. Le trappeur a conservé ses chalets respectivement proches des lacs Cluff et Sandy. De plus, récemment, un camp de pêche et chasse s'est établi au bord du lac Carswell, à environ 20 km au nord du site. Bien qu'il y ait eu un peu de pêche dans le lac Cluff, le nombre limité des espèces et des quantités de poissons ont eu pour conséquence que la majeure partie des activités de pêche se sont concentrées sur les lacs proches Sandy et Carswell. La cueillette et la consommation des canneberges de buissons bas, des bleuets et des champignons locaux se sont également maintenues tout au long de l'histoire du projet.

Bien que la chasse ne soit pas autorisée sur le site, l'accès au site a été autorisé aux visiteurs désirant accéder à la région du lac Sandy en automne, pendant la saison de chasse à l'original.

6.2.15 Évaluation des risques post opérations pour le lac Island

De tous les plans d'eau associés aux installations de Cluff Lake, le lac Island ainsi que les marécages et les habitats riverains associés sont les seuls zones qui ont accumulé des contaminants au cours de la période opérationnelle à des niveaux potentiellement problématiques pour le biote aquatique et terrestre. Pour cette raison une évaluation des risques pour l'écologie (ÉRE) a été faite pour le lac Island afin d'évaluer les risques existants pour le biote aquatique et terrestre à la fin des opérations (avant le déclassement). Celle-ci établit les conditions de référence par rapport auxquelles sont mesurés les impacts du déclassement, qu'il s'agisse d'impacts positifs ou négatifs supplémentaires. L'ÉRE globale pour évaluer les options potentielles du déclassement et la réhabilitation à long terme de l'environnement est documentée à la section 9. Plutôt que de dupliquer les tableaux et les figures, cette section fait référence aux tableaux et figures de la section 9.

Pour interpréter la façon dont les risques diminuent avec le temps, des indices de risques ont été calculés pour les conditions actuelles dues aux opérations (approximativement l'année 2000), et pour les conditions post déclassement à deux périodes (2009, 2050) pour les CVÉ aquatiques et terrestres. Une série supplémentaire d'indices de risque (année 2100) a été calculée pour les CVÉ terrestres. Cette section présente les conditions actuelles à la fin des opérations et avant le déclassement. Les résultats de l'évaluation après le déclassement sont présentés à la section 9. L'évaluation a été réalisée en utilisant une méthode probabiliste, de ce fait les 50ème et 95ème centiles sont utilisés pour présenter les risques prédits. Le chapitre 9 de ce document et les documents de support technique (COGEMA, 2000d, Annexe B, et COGEMA, 2002b) présentent des détails supplémentaires sur la modélisation et une discussion plus approfondie sur les paramètres les plus sensibles du modèle.

Biote aquatique

Les CVÉ aquatiques de cette évaluation ont consisté en des représentants simplifiés de plusieurs niveaux trophiques pour l'écosystème typique d'un lac. Ils ont inclus les producteurs primaires (algues et macrophytes aquatiques), les consommateurs primaires (zooplancton), les détritivores (invertébrés benthiques), les consommateurs secondaires (grand brochet et meunier noir). Les risques pour le biote aquatique dus aux contaminants contenus dans l'eau sont abordés dans cette section. Les risques pour le biote dus à l'exposition à des contaminants liés aux sédiments ont été présentés à la section 6.2.11. Les mammifères aquatiques et les oiseaux sont compris dans l'évaluation du biote terrestre.

Les résultats des calculs pour le lac Island sont présentés dans le Tableau 9.7 sous la forme d'indices de risques correspondants au pic de concentration d'exposition prédit (c.-à-d., l'eau) rapporté à la valeur repère. Des indices de risques supérieurs à 1 indiquent la possibilité d'un impact pour un individu ou une population. Aucun quotient de risque n'a dépassé 1 pour les contaminants suivants: ammoniacque, arsenic, cobalt, plomb, sélénium et zinc. Ainsi ces contaminants dans l'eau sont considérés comme ne posant aucun risque pour les organismes aquatiques du lac Island. Veuillez voir la section 9.2.6.1 pour des informations complémentaires sur le calcul de la dose radiologique.

Les indices de risques pour le 95^{ème} centile de la concentration en cuivre indiquent la possibilité d'impacts pour les producteurs primaires et les poissons. Toutefois, il est évident d'après les indices calculés pour les concentrations en cuivre de référence pour la région, que les niveaux de cuivre dans ces lacs sont naturellement au-dessus des valeurs repères de toxicité pour ces CVÉ. Cette conclusion est supportée par la collection de données de référence dans la région des mines de Cigar Lake et McArthur River où les concentrations naturelles de cuivre atteignaient respectivement 0,005 et 0,008 mg/L (CLMC 1995). Ces concentrations dépassent substantiellement la moyenne des concentrations maximales modélisées (50^{ème} centile) et la valeur de McArthur excède l'évaluation de l'exposition (95^{ème} centile) (0,0074 mg/L). Par conséquent, il est peu probable que les expositions au cuivre constituent une menace pour le biote aquatique indigène.

L'évaluation des risques indique que les concentrations en nickel du lac Island posent un risque pour le phytoplancton. Toutefois, le quotient de risque est essentiellement le résultat de l'utilisation de valeurs repères de toxicité conservatrices (0,005 mg/L). La similarité entre les quotients de risques pour les lacs de référence et ceux ayant été exposés et le fait que les concentrations d'exposition modélisées sont inférieures aux recommandations de qualité des eaux CCME de 0,025 mg/L (les recommandations CCME sont considérées comme protectrices de toute forme de vie aquatique en général), suggèrent que l'évaluation était trop conservatrice et que les concentrations de nickel posent peu de risques.

Les valeurs de l'indice de risques basées sur les pics des 50^{ème} et 95^{ème} centiles de concentrations prédites pour l'uranium sont supérieures à 1 pour les producteurs primaires, le zooplancton, et les meuniers noirs (Tableau 9.7). Les indices de risques pour l'uranium ont été calculés sans tenir compte des effets que la dureté de l'eau a sur la diminution de la toxicité de l'uranium (voir section 7.1.2). Le fait de tenir compte de la dureté naturelle de l'eau dans les valeurs repères sur la toxicité, aurait pour résultat d'éliminer les meuniers noirs de la liste des espèces potentiellement affectées. Les indices de risques pour le plancton seraient substantiellement plus faibles, mais continueraient de dépasser 1. Cette évaluation est supportée par les données de surveillance environnementale opérationnelle présentées précédemment et qui ont conclu qu'il y avait eu un changement dans la composition de la communauté du plancton du lac Island.

Le molybdène est l'autre constituant des effluents qui a peut-être contribué au changement documenté de la communauté aquatique du lac Island. Les pics de concentration prédits à la fois au 50^{ème} et au 95^{ème} centile, posent des risques pour le zooplancton et les grands brochets (Tableau 9.7). Le programme de surveillance confirme les calculs de risques puisqu'un changement de la composition des espèces de

zooplancton et la diminution apparente du nombre de grands brochets ont été observés dans le lac Island (section 6.2.12).

Comme indiqué précédemment, la modélisation des risques montre que le sélénium dans l'eau ne pose pas de risques pour le biote aquatique du lac Island. (Tableau 9.7). Toutefois, il est bien reconnu que les données de base sur la toxicité du sélénium dans l'eau ne représentent pas la meilleure façon d'évaluer les risques du sélénium (Sappington 2002). Les données concernant les sédiments indiquent que des concentrations élevées de sélénium sont présentes dans le lac Island. Les tissus des poissons, le support préféré pour évaluer les risques potentiels liés au sélénium, présentent une bioaccumulation supérieure aux niveaux potentiellement problématiques pour les poissons récupérés dans les lacs Island et Snake (COGEMA 2001).

Les concentrations dans les chairs des grands brochets et des meuniers noirs récupérés dans le lac Island en 1999 présentent des concentrations moyennes en sélénium de 27,45 µg/g et 16,82 µg/g sur la base du poids sec. Les concentrations dans les chairs des grands brochets et des meuniers noirs récupérés dans le lac Snake en 1999 présentent des moyennes en sélénium de 12,55 µg/g et 7,62 µg/g du poids sec. Ces valeurs se trouvent dans la fourchette, ou au-dessus, des valeurs (6-12 µg/g du poids sec) considérées par Lemly (1998) comme étant les seuils des effets biologiques.

Les concentrations élevées en sélénium dans les tissus des grands brochets et des meuniers noirs du lac Island indiquent que le sélénium est un contaminant problématique dans les effluents des eaux traitées. En 2002, la concentration moyenne en sélénium dans les rejets d'effluents du STS était de 0,031 mg/L. Les concentrations élevées en sélénium dans les tissus des grands brochets et des meuniers noirs du lac Snake sont quelques peu surprenantes étant donné que les données de surveillance récentes indiquent que les concentrations en sélénium dans l'eau et dans les sédiments du lac Snake sont toutes les deux à leur limite de détection (soit respectivement 0,001 mg/L et 0,5 µg/g poids sec). Il est considéré que le rejet d'effluents traités dans le ruisseau Snake juste en aval de l'exutoire du lac Snake et le mouvement des poissons entre les lacs Snake et Island sont responsables des niveaux trouvés dans les tissus des poissons du lac Snake.

De façon à évaluer correctement les impacts sur les populations des poissons, Lemly (1998) recommande que des études des déformations tératogènes chez les jeunes poissons soient entreprises. COGEMA a initié des études spécifiques pour évaluer les risques potentiels du sélénium pour les poissons. Celles-ci impliquent la récupération de gamètes de poissons du lac Island pour la fertilisation et la croissance en laboratoire pour mesurer directement le taux, s'il y en a, des déformations tératogènes. Ces études spéciales seront incorporées au programme de suivi comme présenté à la section 10.

Biote terrestre

Les paragraphes suivants traitent des résultats de la Phase 2 d'une évaluation des impacts des non-radionucléides et des radionucléides sur les CVÉ terrestres exposées aux contaminants dans le lac Island, les marécages environnants et les habitats riverains. Cette analyse quantifie les risques pour la faune

consommant de l'eau, fouillant pour la nourriture, et ingérant le sol/les sédiments, à partir des prédictions antérieures au déclassement sur les concentrations en contaminants dans l'eau, les objets de proie, la végétation, les sédiments et le sol. Pour les espèces se déplaçant sur de grandes distances et les espèces migratoires, les régimes alimentaires ont été ajustés pour prendre en compte l'utilisation attendue des régions affectées (ex. les gibiers d'eau ont été considérés comme étant exposés pour 6 mois de l'année, COGEMA 2000d, Sous Annexe B3). Étant donné que les données spécifiques au site étaient limitées pour la plupart des paramètres (particulièrement pour spécifier les distributions de probabilités), les estimations des risques pour la faune ont été fortement fonction des concentrations modélisées pour l'eau et les sol/sédiments, et des coefficients de transfert dans la chaîne alimentaire.

Pour le lac Island, les indices de risques ont tous été inférieurs à 1 pour les conditions actuelles et futures en ce qui concerne l'arsenic, le cobalt, le cuivre, le plomb, le nickel, et le zinc (Tableau 9.10). Des quotients de risques légèrement élevés ont été déterminés pour quelques espèces (colvert, fuligule, rat musqué, loutre) en raison de l'exposition au sélénium.

Des indices de risques très forts ont été trouvés initialement dans la Phase 1 de l'analyse pour le molybdène et l'uranium au lac Island (COGEMA, 2001) pour plusieurs espèces. Dans la Phase 2 plus réaliste de l'analyse (Tableau 9.10), les indices de risque pour ces deux éléments ont diminué de plusieurs ordres de grandeur, et par conséquent, seules quelques estimations de risques pour le molybdène (colvert, fuligule, rat musqué, loutre) sont restées supérieures à 1 pour les conditions antérieures au déclassement. Les différences entre les résultats de la Phase 1 et de la Phase 2 pour ces deux éléments importants, et leur interprétation sont présentés en détail dans la section 9.

6.3 Résumé des impacts opérationnels

Les impacts opérationnels prévus initialement classés dans la documentation de l'évaluation environnementale sont résumés par composante environnementale au Tableau 6.12. Pour chacun des impacts prédits, les résultats de surveillance disponibles au cours des opérations ont été examinés et les impacts réels ont été résumés et classés. Comme le montre cette comparaison, les impacts réels sont généralement similaires ou moindres que ceux prédits au moment de l'évaluation initiale des développements.

L'impact le plus important, comme prévu, est apparu dans le lac Island, là où approximativement vingt ans de rejet d'effluents ont entraîné une accumulation de contaminants bien supérieure aux concentrations naturelles de référence pour le système aquatique et les habitats terrestres associés tels que les habitats riverains environnants et le marécage du lac Island. L'évaluation des risques antérieure au déclassement pour le lac Island indique que les rejets durant les opérations ont entraîné l'accumulation de contaminants à des niveaux posant quelques risques pour le biote aquatique et terrestre local. Les conclusions de l'évaluation des risques sont justifiées par les effets observés identifiés par le programme de surveillance de la communauté aquatique. La surveillance terrestre a été trop limitée pour confirmer les risques identifiés par l'ÉRE terrestre. L'uranium, le molybdène et le sélénium sont les contaminants principaux préoccupants à la fois pour le système aquatique et pour le système terrestre associé. Ces effets

environnementaux sont classés comme négatifs, toutefois, sur la base de l'évaluation des risques, de l'ampleur et de l'étendue limitées de ces effets, ils ne sont pas considérés comme significatifs.

7. OBJECTIFS DU DECLASSERMENT

Les objectifs des activités de déclasserment sont d'enlever, de minimiser, et de contrôler les sources potentielles de contaminants et ainsi de minimiser les effets environnementaux négatifs liés au déclasserment du site. Le projet de déclasserment est conçu afin que l'état final du site soit sain et stable pour le biote non-humain et pour l'utilisation humaine, pour les activités traditionnelles, et minimise les contraintes potentielles pour les décisions d'utilisation future des terres. Le projet de déclasserment est conçu afin de minimiser le besoin d'entretien, et le contrôle institutionnel à long terme en tenant compte des facteurs socio-économiques.

7.1 Objectifs du déclasserment

Les objectifs du déclasserment, décrits ci-dessus, ainsi que les contraintes spatiales et temporelles appropriées pour les atteindre, ont été établis en consultation avec les autorités fédérales et provinciales, et le public grâce au processus de consultation organisé par le promoteur.

Lorsque cela était applicable, les objectifs qualitatifs du déclasserment ont été déterminés en relation avec les recommandations fédérales et provinciales existantes, et en tenant compte des conditions spécifiques du site. Pour les contaminants identifiés comme potentiellement préoccupants, pour lesquels il n'existait pas de recommandations fédérales ou provinciales, les informations obtenues dans la bibliographie scientifique et les conditions spécifiques au site ont été évaluées afin d'en tirer des données de référence à inclure comme objectifs du déclasserment.

7.1.1 Les contraintes spatiales des objectifs de déclasserment

Les emplacements choisis pour atteindre les objectifs de qualité d'eau du déclasserment pour les plans d'eau de surface, ont été identifiés en tenant compte des emplacements, et des distances aux sources potentielles de contaminants par rapport aux nappes d'eaux de surface potentiellement affectées, et en consultation avec les autorités fédérales et provinciales. Les emplacements choisis sont énumérés au Tableau 7.1.

7.1.2 Objectifs de qualité des eaux du déclasserment

Les objectifs de qualité des eaux correspondent généralement aux concentrations de contaminants en dessous desquelles les effets négatifs significatifs sur les organismes aquatiques sont peu probables. Par conséquent, une qualité des eaux atteignant ou dépassant ces objectifs permettra d'assurer que les nappes d'eaux du site de Cluff Lake peuvent abriter une communauté aquatique saine.

Les objectifs SSWQO pour la protection "Générale" et "la Protection de la vie aquatique et de la faune" ont été adoptés comme objectifs de qualité des eaux du déclasserment, à l'exception du fer. Il n'existe aucune recommandation en Saskatchewan ou au niveau national sur la qualité des eaux pour l'uranium, le molybdène ou le cobalt.

Pour le fer, l'uranium, le molybdène et le cobalt, des objectifs pour le déclassement de qualité des eaux spécifiques au site ont été établis sur la base de conditions spécifiques du site, en tenant compte des recommandations passées, provisoires et actuelles d'autres juridictions, et des données sur la toxicité expérimentale publiées dans la bibliographie scientifique.

Il existe actuellement un Groupe de Travail Régional sur la Qualité des Eaux et des Sédiments (GTRQES), qui regroupe des représentants du gouvernement (provincial et fédéral), de l'université (Université de la Saskatchewan) et de l'industrie minière d'uranium, et qui a été formé pour faire avancer la recherche afin de confirmer ou, pour certains paramètres, de développer des objectifs régionaux appropriés pour le Nord de la Saskatchewan.

Objectifs de qualité des eaux pour les fosses noyées

A cause de leur géométrie et de leur isolement par rapport aux écosystèmes naturels aquatiques, les fosses minières exploitées et noyées ne sont généralement pas de bons habitats aquatiques. Les expériences dans le Nord de la Saskatchewan et ailleurs ont montré que les fosses minières exploitées et noyées peuvent être colonisées par des organismes aquatiques et peuvent être parfois utilisées par la faune et les gibiers d'eau. C'est pour cette raison que des objectifs de qualité des eaux du déclassement ont été établis pour les fosses noyées du site de Cluff Lake.

Les objectifs de qualité des eaux du déclassement pour les fosses noyées sont établis pour la portion de la colonne d'eau au-dessus d'un chimiocline attendu. Cette approche sous-entend l'obtention d'une qualité supérieure vers le haut de la colonne d'eau. Toutefois, une mauvaise qualité des eaux est prédite au fond des fosses où la roche du socle est moins perméable et l'activité biologique est minime. Le transport des eaux souterraines du fond de la fosse aux eaux de surface en aval sera réduit en comparaison du flux d'eau plus important et de meilleure qualité coulant au travers des terres de recouvrement.

Les objectifs de qualité des eaux du déclassement ont été affinés afin de s'appliquer à un minimum de 50% de la hauteur de la colonne d'eau, ce qui représente approximativement 80% du volume d'eau de la fosse. Il est prédit que l'utilisation des fosses noyées par la faune et les gibiers d'eau sera peu fréquente et restreinte à la colonne supérieure, bien au dessus de cet objectif de profondeur.

Objectif spécifique au site pour la qualité des eaux en fer

Dans le Bassin de l'Athabasca, les eaux de nombreux petits lacs, marécages et ruisseaux présentent des concentrations naturellement élevées en fer. Les concentrations en fer mesurées dans les eaux de surface de la région d'étude locale et qui ne sont pas affectées par les activités minières et de traitement, atteignent jusqu'à 13 mg/L. Ceci est notablement supérieur à l'objectif SSWQO pour le fer de 1 mg/L. Par conséquent, un objectif de déclassement spécifique au site concernant le fer a été adopté sur la base des variations naturelles des concentrations de fer observées dans les eaux de surface. Pour un bassin hydrographique particulier, les valeurs spécifiques choisies représentent le 95ème centile des concentrations de fer observées et enregistrées depuis 1992 aux emplacements de référence de ce bassin

hydrographique. L'objectif de déclassement à atteindre dans la partie supérieure des fosses noyées représente le 95^{ème} centile le plus élevé des concentrations en fer mesurées dans les bassins hydrographiques.

Objectif du déclassement spécifique au site sur la qualité des eaux en uranium

Afin de développer un objectif de déclassement pour la qualité des eaux de surface en uranium, la littérature scientifique décrivant la toxicité de l'uranium sur les organismes aquatiques a été revue. Cette revue bibliographique a suggéré que, comme pour plusieurs autres métaux (par ex. cadmium, cuivre, nickel, zinc), la biodisponibilité de l'uranium est réduite lorsque la dureté de l'eau augmente. Afin d'évaluer la relation entre la biodisponibilité de l'uranium et la dureté de l'eau, la littérature scientifique décrivant la toxicité aiguë et chronique de l'uranium a été compilée en conjonction avec les duretés des eaux pour chacune desquelles des tests ont été menés. Les données ont été classées en deux types de tests de toxicité : aiguë et chronique, et trois catégories d'organismes : poissons, invertébrés et algues. La majorité des données disponibles consiste en deux catégories : tests de toxicité aiguë des poissons (n=19) et tests de toxicité aiguë des invertébrés. Pour ces deux catégories de données, une régression linéaire a été utilisée pour évaluer la relation entre la toxicité de l'uranium, telle qu'indiquée par les concentrations du test de toxicité CL50, et la dureté de l'eau. Les invertébrés étaient les plus sensibles parmi ces deux groupes. Pour les invertébrés, la relation de régression était $CL50 [mg/L] = 0,20 \text{ fois la dureté de l'eau } [mg/L]$. Puisque cette relation est dérivée des tests de toxicité aiguë, un facteur de sécurité de 100 a été appliqué à cette relation afin d'obtenir une valeur de référence suffisamment protectrice. L'objectif de déclassement spécifique au site pour la qualité des eaux de surface en uranium (mg/L) dépendant de la dureté est ainsi 0,002 fois la dureté de l'eau (mg/L).

Affiner cette relation entre toxicité de l'uranium et dureté de l'eau est actuellement l'objectif principal du GTRQES précédemment mentionné. La participation de COGEMA à ce groupe, ainsi que la réalisation des tests de toxicité de l'uranium dans les eaux du lac Cluff, font partie du programme de suivi décrit à la section 11.

Objectif du déclassement spécifique au site pour la qualité des eaux en molybdène

Deux objectifs de qualité des eaux ont été sélectionnés pour le molybdène. L'objectif le plus rigoureux de 0,073 mg/L a été adopté pour les bassins versants des lacs Snake et Cluff puisque ces nappes d'eau n'ont pas été négativement influencées par les activités opérationnelles. Il correspond à l'*Objectif Canadien de Qualité de l'Eau* (OCQE) provisoire [adopté de l'objectif issu de la recommandation du Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO)] pour la protection de la vie aquatique et est basé sur les effets chroniques sur les œufs embryonnés des truites arc-en-ciel (0,73 mg/L) avec un facteur de sécurité de 10 (normes des objectifs basées sur les tests chroniques).

Les concentrations en molybdène du lac Island sont substantiellement élevées en raison des opérations passées. L'objectif de déclassement pour le molybdène dans le lac Island a été établi à 0,5 mg/L. Il est peu probable que cette valeur ait un effet négatif sur la vie aquatique puisqu'elle est inférieure à tous les

niveaux de réponse chronique utilisés lors de l'établissement de l'OCQE provisoire et qu'elle correspond également à la valeur recommandée pour la protection de la faune.

L'objectif pour le molybdène établi pour les fosses noyées est également 0,5 mg/L. Cette valeur est considérée comme acceptable puisque les fosses resteront isolées des bassins hydrographiques naturels. Il n'y aura aucun échange d'eau de surface entre les fosses noyées et les lacs et cours d'eaux locaux. La protection basée sur une utilisation des eaux par la faune pour s'abreuver est donc appropriée.

Objectif spécifique au site pour la qualité des eaux en cobalt

La littérature a été revue pour la création d'un objectif convenable pour le cobalt (COGEMA 2001, Réponse aux commentaires des agences réglementaires). Sur la base des informations disponibles, un objectif du déclassement pour la qualité des eaux vis à vis du cobalt dissout (filtration à travers un filtre de 0,45 microns) de 0,020 mg/L a été adopté. Cette valeur est dérivée de la Concentration à Effet Observable Moindre (CEOM) établie pour les espèces présentes dans la région. Cette valeur est inférieure à toutes les valeurs de toxicité aiguë et à la plupart des valeurs de toxicité chronique des données récoltées par le MEO de l'Ontario et, par conséquent elle est considérée comme une donnée de référence protectrice acceptable.

En résumé, les objectifs du déclassement pour la qualité des eaux pour les cours d'eaux principaux, après l'achèvement du déclassement, sont identifiés au Tableau 7.1.

Tableau 7.1
Résumé des objectifs de qualité des eaux de surface
(Concentrations totales sauf lorsque autrement indiqué)

		SSWQO	Lac Snake	Lac Island	Lac Claude	Ruisseau Claude	Rivière Peter	Ruisseau Earl	Lac Cluff	Fosses noyées*
As	µg/L	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Ba	mg/L	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cd	µg/L	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cr	µg/L	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Cu	µg/L	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Fe##	mg/L	1	3.2	1	7.3	7.3	1	5.2	1	7.3
Pb	µg/L	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Hg	µg/L	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Ni ***	µg/L	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Se	µg/L	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Ag	µg/L	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Zn	µg/L	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Ra ²²⁶	Bq/L	0.11	0.11	0.11	0.11	0.11	0.11	0.11	0.11	0.11
U **	mg/L	--	**	**	**	**	**	**	**	**
Mo##	µg/L	--	73	500	73	73	73	73	73	500
Co#	µg/L	--	20	20	20	20	20	20	20	20

* Fosses noyées – Objectifs applicables uniquement à la moitié supérieure de la colonne d'eau

** L'uranium est calculé à 0,002 [dureté en mg/L] au site en question

*** Les valeurs du nickel sont aussi liées à la dureté ; les valeurs sont 25 µg/L lorsque [dureté]<100 mg/L et 100 µg/L lorsque [dureté]>100 mg/L au site en question

La valeur de l'objectif pour le cobalt s'applique au cobalt dissout

Les objectifs pour Fe et Mo sont spécifiques aux nappes d'eau.

7.1.3 Recommandations pour l'évaluation de la qualité des sédiments du déclassement

Les *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments* (DCQS) ont été utilisées pour évaluer la pertinence des prédictions sur la qualité des sédiments post déclassement pour abriter une communauté d'invertébrés benthiques saine. Pour les lacs Snake, Island, et Cluff, les DCQS classifient la qualité des sédiments en fonction des contaminants spécifiques et de leurs effets potentiels sur les organismes benthiques. Ces recommandations générales offrent une fourchette des concentrations de contaminants de faible à élevée (Tableau 7.2). Il n'existe aucune recommandation pour la qualité des sédiments pour le nickel (en cours de révision), l'uranium ou le molybdène. Une revue de la littérature scientifique a été entreprise pour en tirer les données de référence du déclassement. Les études récentes montrent une large fourchette des valeurs de toxicité de référence pour l'uranium, le molybdène, et le nickel, indiquant que les facteurs affectant les niveaux de toxicité chroniques ne sont pas bien compris et que des études supplémentaires sont nécessaires. Ces données de référence sont utilisées pour l'évaluation des risques écologiques afin de juger les effets négatifs potentiels. Des informations supplémentaires sur l'application de ces recommandations sont offertes à la section 9.2.5.

Tableau 7.2
Valeurs de référence de la qualité des sédiments

Métal (µg/g)	CCME		MEO Ontario		Thompson et al., 2003 ²		Long et al., 1995	
	CSE	CEP	CEF	CES	CEF	CES	FEF	FEM
Arsenic	5.9	17	6	33	9.3-9.8	346-5874	8.2	70
Cuivre	35.7	197	16	110	12-22	200-269	34	270
Plomb	35	91.3	31	250	28-37	380-412	46.7	218
Molybdène	-	-	-	-	8-14	540-1239	-	-
Nickel	18 ¹	35.9 ¹	16	75	21-23	170-484	20.9	51.6
Sélénium					0.9-1.9	4.7-16.1		
Uranium	-	-	-	-	32-104.4	3410-5874	-	-
Zinc	123	315	120	820	-	-	150	410

Note:

- pas de données disponible

CSE – Concentration Seuil produisant un Effet

CEP – Concentration produisant un Effet Probable

CEF – Concentration produisant un Effet Faible

CES – Concentration produisant un Effet Sévère

FEF – Fourchette des effets faibles

FEM – Fourchette des effets moyens

1 Recommandations sous revue par le CCME.

2 En raison de la sensibilité des calculs de la méthode d'estimation statistique les valeurs CEF et CES consistent en des fourchettes obtenues grâce à l'utilisation de deux procédures différentes d'estimation ("pondérale" et "méthode d'observation la plus proche").

7.1.4 Objectifs radiologiques du déclassé

Les objectifs radiologiques du déclassé sont basés sur la nécessité de maintenir les doses de radiation sur les travailleurs du nucléaire et le public en deçà des limites réglementaires et aussi faibles que raisonnablement possible (ALARA), au cours de la phase finale du déclassé et de la phase post déclassé.

Les travailleurs

Les limites des doses effectives sur les travailleurs du secteur nucléaire (TSN) d'après les *Règlements de Protection contre les Radiations* (RPR) sont de 50 mSv par an et 100 mSv pour toute période de 5 ans (une moyenne de 20 mSv par an). Selon les règlements établis, la limite correspond à la somme de doses, fournit à la section 13 de la RPR, dues à l'exposition à des sources externes, l'inhalation de descendants du radon, et de l'ingestion et de l'inhalation de radioactivité.

Il sera relativement simple de respecter les limites réglementaires, vu les quelques risques radiologiques restants et le programme de protection contre les radiations déjà en place pour les installations autorisées. L'objectif visera donc principalement l'application du principe ALARA. L'atteinte de cet objectif sera assurée par l'évaluation des doses potentielles d'exposition gamma, PRLV et RnP et l'établissement de mesures de contrôle pour maintenir ces expositions à un niveau ALARA.

Membres du public

La limite de la dose annuelle effective pour un membre du public d'après le RPR de la CCSN est de 1 mSv. Les règlements spécifient que la limite proposée correspond à la somme de l'exposition aux sources externes, de l'inhalation de descendants du radon, et de l'ingestion et de l'inhalation de radioactivité [sous-section 13(2) de la RPR]. Les analyses des voies de transfert seront utilisées afin de vérifier que les expositions des membres du public, pour les différents scénarios d'utilisation potentielle des terres, seront bien inférieures à cette limite à la fois pendant et après l'achèvement des activités de déclassement.

Les objectifs radiologiques du déclassement ont été établis afin d'obtenir une propriété qui soit saine et stable et qui permette l'utilisation de la région pour les activités traditionnelles et l'accès occasionnel. Cela suppose un accès occasionnel où aucun individu ne passera plus de 1000 heures dans une zone donnée de cet emplacement isolé.

Les niveaux d'exposition aux descendants du radon et des poussières radioactives à longue vie (PRLV) seront réduits grâce à l'élimination des matériaux sources ou en les recouvrant avec des matériaux de couverture en till non contaminé. Une couche suffisante de matériaux de couverture sera étalée pour éliminer les PRLV, et réduire les niveaux de descendants du radon afin de se rapprocher des conditions de référence là où il existe des sources termes. Ainsi, on s'attend à ce que les niveaux PRLV et RnP post déclassement soient proches des données de référence et qu'ils ne requerront pas d'objectifs spécifiques pour le déclassement. L'exposition potentielle aux radiations gamma est présumée comme étant la voie d'exposition principale.

Pour les expositions gamma, les plans compteurs gamma, réalisés à une hauteur d'un mètre au-dessus de la surface du sol, seront entrepris dans les zones perturbées qui sont potentiellement contaminées. Les zones présentant des taux de doses moyennes d'exposition gamma excédant le taux de référence de 1 $\mu\text{Sv/h}$ (moyenne établie pour une surface de 100 m x 100 m ou une surface de 10 000 m²), ou ayant une dose ponctuelle maximale supérieure à 2,5 $\mu\text{Sv/h}$ au-dessus des valeurs de référence, seront assainies. Dans la plupart des zones, le taux de dose d'exposition gamma est supposé être d'environ 0,1 $\mu\text{Sv/h}$ plus élevé que le taux de référence. Il est prédit que les mesures correctives permettront d'atteindre des taux d'exposition gamma de l'ordre de 0,1 à 0,5 $\mu\text{Sv/h}$.

Après le déclassement, un plan compteur gamma approfondi sera mené sur l'ensemble du site afin d'assurer que les sources de radiation de surface, liées à l'exploitation des mines et de l'usine d'uranium de Cluff Lake, seront dans les limites des objectifs spécifiés et ALARA, et ne risqueront pas de changer.

7.1.5 Entretien et maintenance et contrôles institutionnels à long terme

Dans la phase post déclassé ou d'abandon, des contrôles institutionnels seront nécessaires, mais seront réduits autant que possible, en tenant compte des facteurs socio-économiques. On s'attend à ce que certaines restrictions provinciales d'utilisation des terres, y-compris des restrictions sur l'utilisation des eaux souterraines et sur le développement des principales zones impactées (c. à d. les versés à stériles, les fosses remblayées, les résidus usine) seront nécessaires. Toutefois, l'utilisation traditionnelle des terres consistant à un accès saisonnier pour le camping, la trappe, la chasse et la pêche ne devrait pas être restreinte. La nécessité d'entretien et de maintenance à long terme sera minimisée. Les besoins de surveillance sur le long terme devraient être peu fréquents et limités puisque le site devrait être dans un état relativement stable et autosuffisant.

8 DESCRIPTION DU PROJET

8.1 Options

La sélection de la méthode de déclassement préférée pour chaque zone (voir Tableau 8.1) a été menée par COGEMA en évaluant les différentes stratégies alternatives pour le déclassement du site en les comparant aux objectifs décrits à la section 7.

L'identification initiale des options potentielles a été limitée à celles qui répondaient aux critères suivants:

- Le recours au contrôle institutionnel à long terme devrait être limité à une simple fonction de surveillance de confirmation et à des activités de maintenance mineures.
- Les options à maintenance passive, qu'elles soient naturelles ou ouvragées, devraient être encouragées alors que les options nécessitant une maintenance fréquente devraient être évitées. La nécessité de l'entretien et de la maintenance à long terme devrait être minimisée ou éliminée.

En utilisant ces critères, plusieurs méthodes potentielles de déclassement ont été identifiées. Il y avait de deux à six options pour chaque zone du site du projet de Cluff Lake. Chacune de ces options a ensuite été évaluée sur la base d'un certain nombre de facteurs comprenant :

- Minimiser la perturbation de nouvelles surfaces ;
- Minimiser les effets environnementaux négatifs, en se concentrant principalement sur la qualité des eaux et des sédiments dans les plans d'eau ;
- La protection à long terme des humains et du biote non-humain ;
- La faisabilité et le côté pratique de la mise en œuvre, en fonction des techniques actuellement disponibles ; et
- L'évaluation de la faisabilité économique par rapport aux bénéfices environnementaux.

L'évaluation des effets environnementaux a été la première étape, puisque seules les options qui atteignaient les objectifs du déclassement décrits à la section 7 ont été sérieusement considérés. Pour chaque option qui offrait des effets environnementaux satisfaisants à la fois à court et long terme, la faisabilité (technique et économique) a alors été considérée. Finalement, pour les zones où il y avait plus d'une option acceptable pour l'environnement et techniquement/économiquement faisable, une analyse coûts/bénéfices environnementaux de ces options a été réalisée.

Les facteurs régionaux, locaux et spécifiques au site ont été considérés lors de la sélection des options les plus appropriées, et les sources d'incertitude ont fait l'objet d'une analyse technique particulièrement approfondie. Le processus d'évaluation a permis l'élimination systématique de certaines options potentielles sur la base d'un ou plusieurs des critères ci-dessus (COGEMA 2000b, 2000c ET 2002).

De façon générale, les options ont été considérées en utilisant un processus en deux étapes. Des options primaires ont été évaluées pour définir le concept général du déclassé. Par exemple, les résidus de l'AGR pouvaient être déclassés sur place ou être retraités afin d'enlever de façon sélective les pires contaminants ou être déplacés dans une zone complètement différente. Une fois que l'option de déclassé in situ a été sélectionnée, les options secondaires, à savoir comment les résidus seraient déclassés sur place (c.-à-d. les différentes formes de couvertures sèches ou la couverture en eau), ont été identifiées et évaluées. L'option préférée a alors été sélectionnée en fonction de ses mérites environnementaux (par ex. la réalisation des objectifs de qualité des eaux et des sédiments du déclassé décrits à la section 7), économiques et de faisabilité de l'ouvrage.

Les options du déclassé considérées pour les installations de Cluff Lake, y compris l'option préférée proposée par COGEMA, sont décrites au Tableau 8.1.

Tableau 8.1
Options considérées pour le déclassement

	Option préférée	Autres options			
Fosse D et Verse à stériles	Pas d'action supplémentaire – fosse noyée et verse à stériles revégétalisée	Remblayer la fosse avec les stériles de la verse adjacente ; revégétaliser la verse à stériles de la zone.			
Fosse Claude : Options primaires	Remblayer la fosse complètement avec des stériles, la recouvrir avec du till compacté, revégétaliser	Remodeler les stériles dans la fosse à un niveau inférieur au terrain de recouvrement/roches du socle, recouvrir avec 1m de till compacté, noyer	Recouvrir les stériles à leur élévation actuelle avec 0,3 m de till compacté, noyer	Recouvrir les stériles à leur élévation actuelle avec 0,3 m de till compacté, noyer, installer un exutoire par gravité en surface	
Fosse Claude : Options secondaires	Remblayer la fosse principalement avec des stériles de la verse DJN, quelques stériles DJX de la fosse DJN, et des déchets de démolition et des stériles de la verse à stériles de Claude.	Remblayer la fosse avec des stériles de la verse Claude.			
Verse à stériles Claude : Options principales	Diminuer les rejets de contaminants en réduisant le taux d'infiltration et la génération d'acide en installant une couverture sèche	Épuiser les sulfites en augmentant le taux de production d'acide par une lixiviation active	Transférer la verse dans un emplacement plus adéquat en surface	Minimiser le volume de stériles en surface en remblayant les fosses Claude et DJX.	
Verse à stériles Claude : Options secondaires	Placement d'un système de couverture composite ouvragée consistant en 1 m de till sablonneux au-dessus des stériles compactés	Placement d'une couverture en till simple	Placement d'un système de couverture composite ouvragée combiné avec un drain périphérique et traitement des eaux dans la fosse	Placement d'un système de couverture composite ouvragée combiné avec l'ajout d'un système de galerie de drainage et traitement des eaux dans la fosse	
Fosses DJX/DJN	Déplacer le matériel situé au-dessus du niveau d'équilibre des eaux souterraines de DJN vers la fosse Claude, recouvrir le matériel restant avec 0,3 m de till compacté, noyer les deux fosses afin de créer une seule nappe d'eau	Déplacer le matériel situé au-dessus du niveau d'équilibre des eaux souterraines de DJN vers DJX, recouvrir avec 0,3 m de till compacté, noyer les deux fosses	Transférer les stériles DJN situés au-dessus du niveau d'équilibre des eaux souterraines, et la verse DJN dans DJX, noyer les deux fosses	Laisser les deux fosses se noyer	Remblayer totalement la fosse en utilisant les verses à stériles de DJN et Claude

	Option préférée	Autres options				
Verse à stériles DJN	Transférer la verse dans la fosse Claude comme remblai, revégétaliser le site en utilisant des arbres et buissons natifs de la région	Déplacer la verse dans la fosse DJX	Déplacer les stériles spéciaux vers la fosse DJX ; installer une couverture ouvragée avec un système de drainage	Remodeler, couvrir avec de la végétation	Remodeler, couverture en till	Remodeler, couverture composite ouvragée et système de drainage ouvragé
Mine souterraine DP	Noyer jusqu'au niveau d'eau naturel Sceller les ouvertures en surface	Confinement hydraulique avec une pompe à faible capacité.				
Mine souterraine DJ	Noyer jusqu'au niveau d'eau naturel Sceller les ouvertures en surface	Confinement hydraulique avec une pompe à faible capacité.				
Zone de l'usine	Démolition dès que possible	Garder l'usine sous cocon en attendant les résultats d'exploration.				
Installations de la zone de l'usine	Recycler et réutiliser les bâtiments et les équipements en respectant les limites de la contamination, après évaluation des coûts de décontamination et de l'état général. Évaluer au cas par cas.	Disposer de tous les bâtiments et les équipements dans la fosse Claude.				
Camp Germaine	Conserver ; modifier les installations pour abriter le centre administratif au cours de la période post-fermeture, puis terminer le déclassement final du camp	Enlever le camp et héberger la main d'œuvre présente après la fermeture dans des logements construits au "City Hall".				
AGR: Options primaires	Déclasser les résidus in-situ	Retraiter les résidus	Transférer les résidus dans un site plus approprié			
AGR: Options secondaires	Remodeler la surface et placer une couverture en till	Pas de couverture	Couverture en eau	Couverture zonée		
Restauration du lac Island	"ne rien faire". Restauration naturelle de la qualité des eaux et des sédiments après l'arrêt des déversements d'effluents	Dragage des sédiments vers l'AGR			Couverture des sédiments en utilisant des matériaux de remblai non contaminés	
Décharge industrielle	Couvrir les déchets sur place, revégétaliser	Transférer les déchets dans la fosse Claude				

8.1.1 Zone minière

Fosse D

L'option préférée pour la fosse D est de laisser la fosse actuellement noyée et la verse à stériles revégétalisées telles quelles, et de ne pas entreprendre d'autres activités pour le déclassement. La surveillance montre que la fosse est chimiquement stratifiée, et que la qualité de l'eau dans la moitié supérieure de la colonne d'eau (au-dessus du chimiocline) répond aux objectifs SSWQO sauf pour le fer, avec des fluctuations périodiques des concentrations d'uranium. La verse à stériles a été revégétalisée avec succès et la colonisation par des variétés natives de la région est bien avancée.

Tableau 8.2
Options considérées pour la fosse D et la verse à stériles

	Option préférée	Autre
Options pour la fosse D et verse à stériles	Aucune autre action pour le déclassement – laisser la fosse noyée et la verse à stériles revégétalisée comme elles existent actuellement.	Remblayer la fosse avec les stériles de la verse adjacente ; revégétaliser la verse à stériles.

L'option du remblayage n'est pas considérée nécessaire ou appropriée étant données la qualité de l'eau et la stabilité de la verse à stériles revégétalisée, qui devraient s'améliorer avec le temps.

Fosse Claude

L'évaluation initiale des options de déclassement de la fosse Claude a considéré le remblai partiel et le noyage du reste du volume de la fosse. La verse à stériles resterait à son emplacement actuel mais la pente serait remodelée pour obtenir une pente de 4:1. La surface supérieure serait compactée et une couche de 1 m de till serait placée dessus. D'après la modélisation initiale (COGEMA 2000c, Annexe C) menée afin de quantifier les effets résiduels de cette stratégie de déclassement, il était évident que la qualité de l'eau dans la fosse Claude noyée dépassait les valeurs des recommandations actuelles pour la protection des ressources aquatiques et de la faune. De plus, une stratégie d'atténuation passive ne pouvait pas être garantie et la qualité des eaux en aval, dans le petit bassin versant du lac Claude /ruisseau Claude, aurait pu dépasser les objectifs du déclassement.

En conséquence, la stratégie de déclassement a été révisée pour remblayer complètement la fosse Claude avec les stériles. Les options secondaires considèrent les différentes sources possibles de matériaux pour le remblayage de la fosse. L'option préférée est celle utilisant la verse à stériles DJN, et une portion de la verse à stériles Claude pour remblayer la fosse. La modélisation du transport des contaminants (COGEMA 2000c, Annexe C) démontre que le transfert de la verse à stériles DJN dans la fosse entraîne une réduction considérable des pics de concentrations prédits pour l'uranium et le nickel dans le ruisseau Claude et en aval dans le lac Cluff.

Le transfert de la verse Claude, quoique améliorant la qualité prédite de l'eau du lac Claude, ne produit pas le même niveau d'amélioration sur le ruisseau Claude et le lac Cluff que le transfert de la verse DJN, en se basant sur les hypothèses émises par la modélisation. Cela est dû principalement à la localisation de la verse à stériles DJN qui est située immédiatement au-dessus du ruisseau Claude, qui a un flux très limité, et de la rivière Peter. De plus, alors que la totalité de la verse DJN pouvait être transférée dans la fosse Claude, seule une portion de la verse Claude pouvait être accueillie de la même façon dans cette fosse.

Tableau 8.3
Options principales considérées pour la fosse Claude

	Option préférée	Autres		
Fosse Claude	Remblayer la fosse complètement avec les stériles, recouvrir avec du till compacté, revégétaliser	Remodeler les stériles dans la fosse à un niveau inférieur à celui de la couche de terrains meubles/socle rocheux, recouvrir avec 1 m de till compacté, noyer	Recouvrir les stériles à leur élévation actuelle avec 0,3 m de till compacté, noyer	Recouvrir les stériles à leur élévation actuelle avec 0,3 m de till compacté, noyer, installer un exutoire par gravité

Tableau 8.4
Options secondaires considérées pour la fosse Claude

	Option préférée	Autres
Fosse Claude	Remblayer la fosse avec des stériles provenant principalement de la verse à stériles DJN, et quelques stériles de la verse DJX en provenance de la fosse DJN, des produits de démolition et des stériles de la verse à stériles Claude.	Remblayer la fosse avec les stériles de la verse à stériles Claude.

Verse à stériles Claude

Le transfert total de la verse n'est pas possible en pratique car le volume dépasse la capacité de toutes les mines à ciel ouvertes disponibles sur le site. L'accélération du processus de drainage acide de la roche (DAR) par une méthode de type lixiviation en tas pour réduire les contaminants a été considérée comme infaisable en raison des niveaux imperméables de la verse qui ne permettraient pas une lixiviation efficace. La réduction du taux de génération d'acide par une couverture en till naturel ou ouvragée avec drainage et système de traitement, est faisable techniquement, économiquement et du point de vue environnemental. L'option préférée proposée par COGEMA est une couverture composite ouvragée sur la verse à stériles restante afin de restreindre l'infiltration et l'entrée d'oxygène.

La couverture proposée sera construite en compactant la couche supérieure de la verse à stériles, après le remodelage, pour faciliter le drainage de surface. Puis une couverture d'1 mètre de matériel en till non compacté sera placée. Les stériles compactés serviront de barrière à l'infiltration alors que la couverture en till offrira un substrat pour l'enracinement de la végétation et une capacité de stockage des précipitations. Le stockage temporaire des eaux limitera l'entrée d'oxygène dans la roche sous-jacente, ralentissant ainsi le taux d'oxydation, tout en maximisant la possibilité pour la couverture végétale d'évaporer l'humidité par transpiration. De ce fait, le volume de filtrat contaminé qui pourrait sans cela suinter au pied de la verse sera réduit. Avec les contrôles institutionnels proposés, une maintenance périodique de la couverture peut être requise afin d'assurer sa performance à long terme.

Tableau 8.5
Options principales considérées pour la verse à stériles Claude

	Option préférée	Autres options		
Options pour la verse à stériles Claude	Diminuer le taux de génération d'acide en plaçant une couverture sèche.	Accroître le taux de génération d'acide par une lixiviation active	Transférer la verse dans un emplacement plus approprié en surface.	Minimiser le volume de stériles en surface en remblayant les fosses Claude et DJX.

Tableau 8.6
Options secondaires considérées pour la verse à stériles Claude

	Option préférée	Autres options		
Verse à stériles Claude	Placement d'un système de couverture composite ouvragée consistant en 1 m de till sablonneux sur les stériles compactés restants	Placement d'une couverture en till simple	Placement d'un système de couverture composite ouvragée avec un drain périphérique et traitement des eaux dans la fosse	Placement d'un système de couverture composite ouvragée combiné avec l'ajout d'un système de galerie de drainage et traitement des eaux dans la fosse

Fosse DJN/DJX

L'option préférée choisie par COGEMA a été basée sur le meilleur équilibre possible entre la réduction du transport de contaminants et le maintien de coûts raisonnables. Les prédictions de la modélisation (COGEMA 2000c, COGEMA 2002b), lorsque comparées à l'option préférée, montrent que le remplissage de la fosse avec des stériles, tout en éliminant une source potentiellement contaminée d'eau de surface, augmenterait le transfert de contaminants vers le lac Cluff. Suite à une discussion lors de la modélisation initiale concernant les termes source et les débits, la modélisation de cette option a été réactualisée en utilisant les paramètres mis à jour (COGEMA 2002a). Les résultats ont encore indiqué que les quantités de contaminants transportées au lac Cluff seraient plus élevées que celles prédites pour l'option de noyage. Des données seront prélevées sur le terrain dans le cadre du suivi mené au cours de la période de surveillance prévue après la fermeture. Les hypothèses de la modélisation seront évaluées à nouveau sur la base des données prélevées sur le terrain. Dans le cas où ces données conduiraient à une conclusion différente, à savoir que le remblayage de la fosse DJX est une option significativement meilleure, il serait alors possible d'assécher et de remblayer la fosse à ce moment là.

Les prédictions de qualité des eaux pour l'option préférée (noyage) indiquent que les objectifs de qualité des eaux du déclassement peuvent être atteints. Après le noyage, un traitement initial à court terme pourrait être requis ; toutefois, les objectifs du déclassement devraient être atteints dans la partie supérieure de la colonne d'eau à long terme. D'autres options de noyage comprenant le transfert de stériles dans la fosse DJX ou le noyage sans retirer une portion du stérile contenu dans la fosse DJN, augmentaient les incertitudes concernant l'atteinte des objectifs de qualité des eaux de la fosse noyée.

Un programme de surveillance régulier, sur la totalité de la profondeur de la colonne d'eau, est planifié comme faisant partie intégrale du programme de suivi de l'ÉE de façon à déterminer si la limnologie a été stabilisée et si les objectifs de qualité des eaux spécifiés à la section 7.1.2 peuvent être atteints.

Tableau 8.7
Options principales considérées pour la fosse DJX/DJN

	Option préférée	Autres options			
Fosse DJN/DJX	Déplacer les stériles situés au-dessus du niveau d'équilibre des eaux souterraines de la fosse DJN vers la fosse Claude, recouvrir les stériles restant avec 0,3 m de till compacté, noyer les deux fosses pour créer un seul plan d'eau	Déplacer les stériles situés au-dessus du niveau d'équilibre des eaux souterraines de la fosse DJN vers la fosse DJX, recouvrir avec 0,3 m de till compacté, noyer les deux fosses	Déplacer les stériles situés au-dessus du niveau d'équilibre des eaux souterraines de la fosse DJN et de la fosse à stériles DJN ; noyer les deux fosses	Laisser les deux fosses se noyer	Remblayer totalement la fosse en utilisant les stériles des fosses DJN et Claude

Verse à stériles DJN

Comme pour la verse à stériles OP/DP, l'option préférée est d'utiliser les stériles, y compris le sol contaminé en dessous de la verse, pour remblayer la fosse Claude. Ces actions réduiront le terme source de la verse à zéro et entraîneront une diminution significative des pics de concentrations d'uranium et de nickel prédits dans les eaux de surface adjacentes qui coulent directement dans le lac Cluff. Dans le cas où la fosse Claude serait remblayée en utilisant les stériles de la verse Claude, le transfert de la verse à stériles DJN dans la fosse DJX ou l'installation d'une couverture ouvragée sur la verse à stériles DJN à son emplacement actuel, sont des options de recours potentielles. Les autres options comprennent le maintien de la verse en surface ce qui n'élimine pas le terme source comme le fait l'option préférée.

Tableau 8.8
Options considérées pour la verse à stériles DJN

	Option préférée	Autres options				
Verse à stériles DJN	Transférer la verse dans la fosse Claude comme remblai, revégétaliser le site	Déplacer la verse dans la fosse DJX	Transférer les stériles spéciaux vers la fosse DJX ; placer une couverture ouvragée avec un système de drainage	Remodeler, couvrir avec de la végétation	Remodeler, placer une couverture en till	Remodeler ; placer une couverture composite ouvragée et un système de drainage ouvragé

Mines souterraines DP et DJ

Deux options ont été considérées pour la fermeture des mines souterraines. Une option était le noyage jusqu'à atteindre les niveaux d'équilibre des eaux à long terme, alors que la deuxième option évaluée proposait le pompage et le traitement. La modélisation du transport des contaminants dans les eaux souterraines (COGEMA 2000c) indique que les charges en contaminants des mines souterraines sont minimales en comparaison avec les autres sources, et qu'il n'y a pas de raison de croire que le pompage et le traitement amélioreront significativement la qualité des eaux des plans d'eau en surface. De plus, l'option de pompage et de traitement indéfini n'est pas cohérente avec l'objectif du déclassement qui vise à minimiser l'entretien et la maintenance nécessaires à long terme. La surveillance, dans le cadre du programme de suivi de l'ÉE, permettra d'avertir à l'avance au cas où les niveaux d'eau seraient plus élevés que prédits ou si des eaux contaminées rapportaient directement à la surface. L'option de pompage pourrait être mise en œuvre à n'importe quel moment comme mesure d'urgence à court terme jusqu'à ce qu'une solution à long terme soit identifiée et mise en place.

Tableau 8.9
Options considérées pour la mine souterraine DP

	Option préférée	Autre option
Mine souterraine DP	Noyer jusqu'au niveau d'eau naturel	Confinement hydraulique avec une pompe de faible capacité

Tableau 8.10
Options considérées pour la mine souterraine DJ

	Option préférée	Autre option
Mine souterraine DJ	Noyer jusqu'au niveau d'eau naturel	Confinement hydraulique avec une pompe de faible capacité

8.1.2 Zone de l'usine

L'usine est actuellement mise sous cocon et sera démantelée dès que possible. Le démantèlement de l'usine dès que possible éliminera tout risque lié aux installations restantes, permettra le dépôt des matériaux de l'usine dans la fosse Claude, et la revégétalisation du site de l'usine ainsi que l'enlèvement plus rapide des autres installations de support.

Étant donné que les activités d'exploration proches du site ont été suspendues, COGEMA n'envisage pas de conserver l'usine pour une utilisation future. Ainsi, l'option de maintien de l'usine sous cocon, qui avait été considérée aux stades préalables de cette évaluation, n'est plus actualité.

L'approche préférée est de recycler et de réutiliser les bâtiments et les équipements tout en respectant les procédures approuvées. Toutefois, l'état général des bâtiments et des équipements, la complexité et les coûts inhérents à la décontamination limiteront fortement cette approche. Certaines installations de la zone de l'usine pourront être utilisées comme support lors des premières étapes du déclassement puis seront finalement démolies.

Tableau 8.11
Options considérées pour la zone de l'usine

	Option préférée	Autres options
Zone de l'usine	Démolition dès que possible	Garder l'usine sous cocon en attendant les résultats de l'exploration.
Installations de la zone de l'usine	Recycler et réutiliser les bâtiments et les équipements en respectant les limites de contamination, après évaluation des coûts de décontamination et de leur état général. Évaluer au cas par cas.	Disposer tous les bâtiments et équipements dans la fosse Claude.

8.1.3 Camp Germaine

Pour le camp Germaine, les options sont de l'enlever complètement après la phase active du déclassé et d'héberger le personnel post-fermeture ailleurs, ou de modifier les installations et possiblement transférer les activités administratives dans le camp. La dernière option est préférée. Le déclassé final et la récupération du camp seront réalisés après la phase de surveillance qui suivra la fermeture, lorsque le camp ne sera plus nécessaire pour héberger le personnel restant après la fermeture.

Tableau 8.12
Options considérées pour le camp Germaine

	Option préférée	Autre option
Camp Germaine	Conserver ; modifier les installations pour abriter le centre administratif au cours de la période post fermeture, puis finir le déclassé complet du camp	Enlever le camp et héberger le personnel présent après la fermeture dans des installations construites sur le site du «City Hall » (zone de l'usine).

8.1.4 AGR et décharge industrielle

Les Tableaux 8-13 à 8-15 donnent la liste des options considérées pour l'AGR et la décharge industrielle.

Pour l'AGR, le déclassé des résidus sur place est faisable en raison du choix initial du site situé dans une zone topographique basse proche de la partie supérieure d'un petit bassin hydrographique. Cette option est économiquement efficace et ne cause aucune perturbation nouvelle de la zone environnante. Le retraitement des résidus, l'une des options considérées dans les premiers temps, limitait l'efficacité de l'enlèvement des contaminants, nécessitait également le stockage de déchets plus dangereux, et présentait un risque d'exposition au cours de l'excavation et du retraitement des résidus. Le transfert des résidus de traitement présente un coût substantiel et ne fait que déplacer le problème à un autre endroit, causant des perturbations supplémentaires dans une nouvelle zone qui doit être conçue selon les exigences actuelles. Le transfert présente également des risques inhérents de débordements accidentels, de plus forte exposition aux radiations des travailleurs, et des besoins considérables de nettoyage de l'AGR actuelle.

L'évaluation de plusieurs options de couverture (COGEMA 2000b) a conduit COGEMA à choisir comme option préférée une couverture en till (épaisseur minimale d'1 m) sur la surface remodelée pour assurer un drainage efficace. Une couverture en eau n'est pas faisable puisqu'il ne serait pas possible d'assurer le maintien d'une couverture d'eau constante au cours des périodes sèches. De plus, l'augmentation de la charge hydraulique sur la surface des résidus augmenterait considérablement le taux d'infiltration à travers les résidus, augmentant ainsi les charges de contaminants vers le lac Snake. Une couverture composite, comportant une couche à faible perméabilité, réduirait l'infiltration ; toutefois, cette technique présente plusieurs inconvénients y compris une complexité accrue, des difficultés de contrôle qualité, des

retards de construction potentiels, des incertitudes concernant la durabilité et la performance à long terme de la couverture, ainsi qu'un coût considérable.

La modélisation d'une simple couverture en till au-dessus des résidus consolidés a démontré qu'avec une estimation raisonnable de l'atténuation des contaminants tout au long de leur transfert, les niveaux de Ra²²⁶ (le contaminant principal) prédits pour la colonne d'eau du lac Snake sont de l'ordre des valeurs des objectifs SSWQO pour le Ra²²⁶.

Étant donné que la décharge industrielle est située dans le secteur des eaux souterraines de l'AGR et que toute contribution à la contamination des eaux souterraines issue de cette décharge sera combinée à la contribution plus substantielle issue des résidus de traitement, l'option de couvrir et de revégétaliser in situ est considérée comme suffisante et appropriée. Le transfert vers la fosse Claude entraînerait l'augmentation des coûts sans bénéfice apparent.

Tableau 8.13
Options principales considérées pour l'AGR

	Option préférée	Autres options	
AGR	Déclassement in situ	Retraiter les résidus	Transférer les résidus vers un autre emplacement

Tableau 8.14
Options secondaires considérées pour l'AGR

	Option préférée	Autres options		
AGR	Remodeler la surface et installer une couverture en till	Pas de couverture	Couverture en eau	Couverture composite

Tableau 8.15
Décharge industrielle

	Option préférée	Autres options
Décharge industrielle	Couvrir les déchets sur place ; revégétaliser	Transférer les déchets dans la fosse Claude

8.1.5 Restauration du lac Island

La conséquence de 20 ans de déversement d'effluents dans le lac Island, est que, ainsi que prédit, la qualité des eaux et des sédiments a changé par rapport aux conditions initiales. Comme indiqué à la section 6.2, des changements ultérieurs ont également été observés dans la structure des communautés benthiques et planctoniques et dans les populations de poissons présentes. Ces modifications étaient attendues et documentées dans les évaluations environnementales précédentes.

Trois options de restauration ont été considérées dans le cadre de cet ÉE. L'enlèvement des sédiments contaminés par dragage et leur placement dans l'AGR ont été considérés comme inacceptable pour les raisons suivantes :

- Cela entraînerait des perturbations sérieuses de l'habitat pour tous les organismes présents dans le lac Island;
- Le volume disponible pour stocker les sédiments dans l'AGR pourrait poser un problème et dépend du degré de consolidation qui serait obtenu après leur placement ; et
- Un coût significatif est associé à cette option.

L'enfouissement des sédiments contaminés avec du remblai non contaminé a également été considéré. Cela pourrait être fait à l'aide d'engins mécaniques sur la glace en hiver, ou par des moyens hydrauliques. Toutefois, il y aurait toujours des perturbations de l'habitat ainsi que des perturbations de surface supplémentaires du fait de la création d'une carrière d'emprunt pour extraire du remblai non contaminé.

L'option préférée est de permettre la restauration naturelle du lac Island, comme proposé dans les évaluations environnementales précédentes. La réduction et finalement l'arrêt des décharges d'effluents provoqueront une amélioration de la qualité des eaux sur une période très courte. Bien que les sédiments continueront à transférer certains contaminants vers la colonne d'eau, la modélisation montre que ce processus sera d'une durée relativement courte (<50 ans) pour la plupart des paramètres. La nature peu profonde du lac permettra un taux de sédimentation accéléré qui enfouira les sédiments contaminés au cours de cette période.

Tableau 8.16
Lac Island

	Option préférée	Autres options	
Lac Island	Ne pas perturber	Dragage	Couverture

8.1.6 Options de revégétalisation

Les options de revégétalisation comprennent la revégétalisation naturelle sans assistance, la revégétalisation assistée avec des espèces locales, et la revégétalisation assistée avec des espèces non locales. Durant la période d'exploitation, les trois options ont été utilisées, et cette pratique continuera pendant le déclassement en fonction des plans et des critères réglementaires.

8.2 Projet de déclassement – Travaux et activités proposés

Les sections qui suivent décrivent l'approche préférée pour le déclassement du site de Cluff Lake.

Le rapport d'étude approfondie reflète les options préférées en se basant sur les informations disponibles au moment de l'analyse. Les options détaillées seront optimisées en tenant compte des nouvelles informations alors disponibles à l'issue des programmes de contrôle de conformité et de suivi. Dans le cas où ces nouvelles informations indiqueraient la possibilité d'optimiser encore l'option préférée actuelle, la conception de celle-ci pourrait alors être modifiée ou les options préalablement évaluées pourraient être considérées à nouveau.

8.2.1 Zone de la mine D

Le nettoyage intensif, le remodelage et la revégétalisation ont été entrepris dans la zone de la mine D. Un plan compteur radiométrique final sera fait sur la verse D et l'ancienne zone minière afin d'identifier toute contamination résiduelle qui ne satisferait pas aux objectifs radiologiques finaux du déclassement (voir section 7.1.4.). Toutes les zones qui ne répondent pas aux objectifs seront nettoyées en enlevant la source ou en la recouvrant avec du till non contaminé et en revégétalisant. Ceci complétera le déclassement de la zone de la mine D.

8.2.2 Zone de la mine Claude

Le déclassement de la zone de la mine Claude comprendra :

- L'achèvement du remblayage de la fosse Claude et le remodelage des zones avoisinantes ;
- Le remodelage des pentes de la verse à stériles Claude et la construction d'une couverture ouvragée ;
et
- Le déclassement des bâtiments et des infrastructures de surface de la zone Claude.

Fosse Claude

Le déclassement de la fosse Claude comprendra les tâches principales suivantes :

- Le dénoyage de la fosse ;
- Le remblayage de la fosse (y compris la poursuite du dépôt des produits de démolition) ;
- L'installation d'une couverture ;

- Le remodelage de la zone ; et
- La revégétalisation.

Le dénoyage de la fosse

Le dénoyage de la fosse Claude comprendra le pompage et le traitement d'un volume d'eau suffisant pour permettre de compléter le remblayage. Il est actuellement prévu que 800,000 m³ à 1,000,000 m³ d'eau devront être enlevés, en fonction du calendrier des opérations de remblayage de la fosse. Le programme de dénoyage de la fosse consiste au pompage de la fosse Claude vers la fosse DJX pour stockage temporaire. Les eaux seront ensuite soit traitées in situ et laissées sur place, soit pompées vers l'AGR pour traitement et décharge par le système STS existant.

Remblayage de la fosse Claude

La fosse Claude sera remblayée pour obtenir une topographie finale stable telle que les eaux ruissellent en s'éloignant de la zone immédiate de la fosse. Il est prévu que le remblayage de la fosse Claude nécessite entre 1,6 et 1,8 Mm³ de matériel. Le programme de remblayage de la fosse Claude implique le transfert de stériles stockés dans la fosse remblayée DJN et dans les verses à stériles DJN et Claude. Le programme actuel de remblayage de la fosse Claude prévoit d'utiliser :

- Tous les stériles contenus dans la fosse DJX au-dessus de l'élévation 314 mètres au-dessus du niveau de la mer (~250,000 m³) ;
- La totalité de la verse à stériles DJN (~1,4 Mm³) ; et
- Suffisamment de stériles de la verse Claude pour obtenir la topographie finale désirée (selon besoins).

De plus, conformément à la pratique opérationnelle approuvée, les matériaux de démolition produits au cours du déclassement de l'usine, des bâtiments et infrastructures du site seront déposés dans la fosse Claude.

Le remblayage de la fosse s'effectuera en barrant les matériaux à partir du talus de remblayage actuel. La topographie finale sera remodelée pour permettre des tassements futurs, et pour faciliter le ruissellement des eaux loin de la zone immédiate de la fosse. En fonction du calendrier des opérations de remblayage de la fosse, le remblayage pourrait être fait simultanément avec le dénoyage de la fosse.

Placement d'une couverture de remblai sur la fosse Claude

Une fois la fosse remblayée, les stériles déposés seront recouverts avec du till glaciaire pour faciliter la revégétalisation et minimiser l'exposition aux matériaux contaminés sous-jacents et toute intrusion. Le matériel de la couverture en till glaciaire sera prélevé sur le stock de terrains de recouvrement DJ existant, s'il y reste suffisamment de matériel après le recouvrement et le remodelage de la verse à stériles Claude. S'il n'y a pas suffisamment de matériel disponible sur le stock de terrains de recouvrement DJ, la création

d'une source d'approvisionnement supplémentaire de matériel (c.-à-d. une carrière d'emprunt) pourra être nécessaire dans la zone Claude.

Remodelage et revégétalisation de la zone de la fosse Claude

Pour éviter toute accumulation d'eau et assurer le contrôle à long terme de l'érosion, le remodelage du site sera nécessaire dans la zone immédiatement voisine de la fosse Claude remblayée. Cela nécessitera peut-être l'utilisation de till pour remblayer les zones en dépression.

La revégétalisation de la fosse Claude remblayée se fera en accord avec le plan de revégétalisation développé pour le site entier.

Verse à stériles Claude

Le déclassement de la verse à stériles Claude comprendra les travaux principaux suivant :

- Le remodelage de la verse restante pour obtenir une topographie stable et esthétique ;
- Le placement d'une couverture en till sur les stériles remodelés et compactés ;
- La construction de canaux d'évacuation des eaux de crues ; et
- La revégétalisation.

Remodelage de la verse à stériles Claude

Le remodelage de la verse à stériles Claude comprend la réduction des pentes existantes de 2H:1V à approximativement 4H:1V et le remodelage de la surface supérieure de la verse pour entraîner les eaux de ruissellement vers un canal de réception renforcé. L'adoucissement de la pente devrait résulter en une empreinte légèrement plus large (~33 ha) de la verse finale. Tous les piézomètres requis pour la surveillance des eaux souterraines qui seront perdus en raison de l'extension de l'empreinte, ont été ou seront remplacés.

Construction de la couverture et revégétalisation de la verse à stériles Claude

L'objectif de la couverture de la verse à stériles Claude est de minimiser le drainage acide de la roche et de limiter les infiltrations. Le concept de couverture, qui est proposé, consiste en une couche de stériles compactés recouverte par une couche d'environ 1m de till non compacté. La couche compactée limitera l'infiltration des eaux. La couche en till non compacté offrira la capacité de stockage en eau nécessaire pour réduire l'entrée d'oxygène, et faciliter l'évapotranspiration et la revégétalisation.

Une couche de 1 m de till non compacté nécessitera environ 330,000 m³ de till glaciaire. Ce matériel sera obtenu à partir du stock de terrains de recouvrement DJ. La couverture sera conçue et construite de façon à gérer de manière efficace les eaux de ruissellement et contrôler l'érosion au cours des événements de pluies torrentielles.

La revégétalisation de la verse à stériles Claude, après couverture, consistera en un mélange de graminées et légumineuses.

Nettoyage final et revégétalisation de la zone Claude

Le seul bâtiment significatif restant dans la zone minière Claude est l'atelier Claude. L'atelier Claude restera certainement intact jusqu'à l'achèvement des activités de construction du déclassé physique dans la zone Claude. Une fois que le bâtiment ne sera plus nécessaire, la structure sera démolie et déposée soit dans la fosse Claude soit enfouie au cours du remodelage de la verse à stériles Claude. L'enlèvement des routes, des lignes électriques et des conduites d'eau sera entrepris après l'achèvement des travaux de déclassé de la zone Claude.

Lors de l'enlèvement des bâtiments et des infrastructures de surface, les zones seront radiométriquement scannées et nettoyées, si nécessaire, soit en enlevant la contamination de surface soit en ajoutant des matériaux de recouvrement afin de répondre aux objectifs radiologiques du déclassé (voir section 7.1.4). La zone sera ensuite revégétalisée d'après le plan de revégétalisation global du site.

8.2.3 Zone de la mine OP/DP

Le déclassé de la zone minière OP/DP comprendra :

- L'enlèvement des bâtiments de la zone DP et des infrastructures de surface.

Comme indiqué à la section 6.1, avec l'arrêt des activités minières en 1999, la mine souterraine OP/DP a été fermée et on a laissé les eaux souterraines naturelles la noyer. Contrairement à la situation de la mine souterraine DJ, il n'y a eu aucun problème d'affaissement de surface lié aux activités minières d'OP/DP. La mine OP/DP n'est pas considérée comme étant vulnérable à une défaillance des stots de protection, comme c'est le cas pour la mine DJ.

Les puits d'aéragé OP/DP ont été complètement remblayés alors que la descenderie d'accès a été remblayée à partir du portail d'accès à 176 m. Des dalles en béton armé ont été placées au-dessus de tous les puits remblayés et un bouchon en béton a été coulé dans le portail d'accès OP/DP. Ceci est considéré comme suffisant pour répondre au risque potentiel d'affaissement à ces emplacements. Un rapport complet sur les prédictions d'affaissements à Cluff Lake est inclus dans COGEMA 2000e, Annexe C.

Le puits d'entrée d'air est équipé pour pouvoir pomper l'eau. Les élévations finales des eaux et la qualité des eaux détermineront si d'autres mesures correctives sont nécessaires.

Toute installation ou structure de surface restante sera enlevée et déposée dans la fosse Claude.

Par la suite, un levé radiométrique sera mené afin d'identifier les zones de contamination résiduelle. Le déclassé final de la zone de la mine OP/DP consistera soit à enlever les contaminations résiduelles soit à les recouvrir puis à revégétaliser, conformément au plan de revégétalisation global du site.

8.2.4 Zone de la mine DJ

Le déclassement de la zone de la mine DJ comprend :

- Le déclassement de la fosse DJN/DJX et de la zone avoisinante ;
- Le déclassement de la verse à stériles DJN ; et
- Le déclassement des bâtiments et des infrastructures de surface de la zone DJ.

Fosses DJN/DJX

Le déclassement des fosses DJN/DJX comprendra le transfert d'une portion des stériles DJX existants contenus dans la fosse DJN remblayée, le traitement des eaux contaminées de la fosse, l'accélération du noyage combiné des fosses DJN/DJX, le remodelage de la zone, la gestion des eaux de crues, et la revégétalisation.

Transfert du remblai de la fosse DJN

Le niveau des stériles DJN qui ont servi à remblayer la fosse DJN sera ramené à une élévation inférieure de plusieurs mètres au niveau d'équilibre des eaux anticipé dans les fosses noyées afin de minimiser l'oxydation des stériles par exposition atmosphérique et le rejet potentiel de contaminants. Tous les stériles excavés seront transférés dans la fosse Claude comme précédemment décrit.

Noyage de la fosse

Après le transfert des stériles DJX, les eaux de la fosse seront traitées comme requis puis les fosses combinées seront noyées, créant ainsi une nappe d'eau unique en équilibre avec les eaux souterraines avoisinantes. Afin de faciliter le noyage, de l'eau du lac Cluff (~2,5 Mm³) sera pompée jusqu'à l'obtention d'une élévation des eaux de surface plus basse que celle du lac Cluff adjacent (~317,4 masl). Si nécessaire, les eaux de la fosse noyée seront traitées afin d'assurer le respect des objectifs du déclassement pour la qualité des eaux.

Le niveau d'équilibre final des eaux de surface sera établi par les venues d'eaux souterraines.

Remodelage de la zone

La zone avoisinante des fosses DJ sera remodelée pour obtenir une configuration stable, sécurisé et esthétique. La zone immédiate DJ, les matériaux entourant la crête des fosses emboîtées et la zone de stockage des terres de recouvrement DJ seront remodelées.

Gestion des eaux de crues

Un canal de débordement de crue sera peut-être requis pour pallier au cas de débordement ou dans les cas de précipitations extrêmes. Un tel canal sera conçu de façon appropriée et construit de façon à répondre adéquatement aux cas de précipitations maximales probables (PMP). Il sera placé de manière à éviter des effets négatifs sur la zone de compensation de l'habitat des poissons située au sud de la fosse DJX sur les bords du lac Cluff.

Transfert de la verse à stériles DJN

La totalité de la verse à stériles DJN, ainsi que tout sol contaminé sous-jacent, sera utilisé comme remblai pour la fosse Claude. Le reste de la zone sera remodelé et revégétalisé d'après le plan de revégétalisation globale du site.

Mine souterraine DJ

Comme indiqué à la section 6.1.4, il y a eu un cas d'affaissement de surface lié aux activités minières de la mine souterraine DJ. Cet affaissement a affecté la zone de la mine DJ la plus proche de la surface, zone qui par conséquent, était vulnérable à une défaillance du stot de protection. Cette zone a maintenant été stabilisée, et toute autre possibilité d'affaissement du sol a été éliminée.

Tous les puits d'aérage DJ et la descenderie d'accès ont été remblayés jusqu'à la surface avec du till. Les puits ont été complètement remblayés du bas du puits jusqu'au niveau du col. La descenderie a été remblayée sur environ 181 m à partir de l'ouverture du portail. Des dalles en béton armé ont été placées au-dessus des puits d'aérage remblayés et un bouchon en béton a été coulé au portail d'accès. Ceci a été jugé suffisant pour répondre aux risques potentiels d'affaissement de surface à ces emplacements. Un rapport complet sur les prédictions d'affaissements à Cluff Lake est inclus dans COGEMA 2000e, Annexe C.

La mine souterraine DJ continue de se noyer avec les venues d'eaux souterraines. La surveillance de suivi aidera à déterminer la qualité finale des eaux et les niveaux des eaux de la mine.

Aucune autre action n'est anticipée pour réhabiliter la mine souterraine DJ.

Bâtiments et infrastructures de surface

A l'exception de quelques installations, toutes les structures de la zone DJ ont été démolies en 2002 et déposées dans la fosse Claude. Les structures restantes comprennent le bâtiment du scanner DJ et la station de remplissage en carburant. Une fois que ces installations ne seront plus nécessaires, les structures seront démolies et déposées soit dans la fosse Claude soit dans le bassin à liquides de l'AGR.

L'enlèvement des routes, lignes électriques, et des conduites d'eaux sera effectué après l'achèvement des activités de déclassement de la zone DJ.

Une fois que les bâtiments et les infrastructures de surface seront enlevés ces zones seront radiométriquement scannées et nettoyées soit en éliminant la contamination de surface soit en ajoutant des matériaux de recouvrement. La zone sera ensuite revégétalisée conformément au plan de revégétalisation global du site.

8.2.5 Complexe de l'usine et installations de support

Le nettoyage final de la zone de l'usine comprendra les phases suivantes :

Démolition Phase 1

Dans la première phase, tous les bâtiments de la zone de l'usine qui ne sont plus nécessaires pour supporter les activités en cours du site, seront démolis et déposés dans la fosse Claude. Les installations requises pour supporter les activités de déclasserement seront conservées. Celles-ci comprennent l'atelier d'entretien des engins de chantier, l'entrepôt, la partie des bureaux de l'usine, le vestiaire de l'usine, la centrale électrique, le système d'eau potable, le système de traitement des égouts, toute installation/équipement utilisé pour le traitement des eaux, et les stations de carburants.

Démolition Phase 2

Lorsque les installations de support de la zone de l'usine deviendront inutiles ou seront transférées à un autre emplacement (par ex. Camp Germaine), elles seront démolies et déposées dans la fosse Claude ou dans le bassin à liquides de l'AGR. Les deux Phases 1 et 2 pourront être terminées en même temps ; le calendrier dépendra de celui des autorisations réglementaires, et de l'évolution générale du projet.

Après un modelage final de la zone réhabilitée de l'usine, des levés radiométriques seront réalisés afin d'identifier les zones nécessitant une restauration supplémentaire. Toutes les zones contaminées par des hydrocarbures seront restaurées conformément aux directives provinciales et fédérales. Après l'achèvement de la restauration, la zone sera revégétalisée en conformité au plan de revégétalisation global du site.

Nettoyage final et revégétalisation

Après le remodelage final de la zone réhabilitée de l'usine, des levés radiométriques seront réalisés pour identifier les zones nécessitant une restauration supplémentaire. Après l'achèvement de la restauration, la zone sera revégétalisée conformément au plan de revégétalisation global du site.

8.2.6 La zone de gestion des résidus (AGR) comprenant les systèmes de traitement des effluents

Comme indiqué à la section 6.1, une couche de pré-consolidation a été placée sur la surface des résidus afin de surcharger les résidus et accélérer leur consolidation. Dans les limites de la zone de stockage des résidus, toutes les eaux de ruissellement et les eaux interstitielles continuent de rapporter au Bassin à Liquides.

Le déclasserement de la zone de l'AGR comprendra les travaux primaires suivants :

- Recouvrir tous les résidus avec une couverture de till glaciaire de 1 m au minimum et construire les systèmes de gestion des eaux de crues et de ruissellement ;
- Remblayer le Bassin à Liquides ;
- Renforcer le barrage principal ;
- Construire des structures à long terme de gestion des eaux de crues ;

- Enlever les bâtiments et les infrastructures de surface ; et
- Revégétaliser.

Construction de la couche de mise à niveau

Le déclassement de la zone à solides de l'AGR comprendra le placement d'une couverture en till supplémentaire au-dessus de la couche de mise à niveau construite précédemment, afin de créer la topographie finale souhaitée dans la zone à résidus solides de l'AGR et pour assurer une couverture minimum d'1 m au-dessus de toute la surface des résidus. La couche de mise à niveau sera construite en utilisant du till local récupéré dans la carrière d'emprunt adjacente. Cette construction devrait nécessiter 150,000 m³ pour la zone à résidus solides supérieure et 200,000 m³ pour la zone à résidus solides inférieure. Après l'installation de la couche de mise à niveau, toutes les eaux de surface continueront à s'écouler dans le Bassin à Liquides et seront traitées avant d'être rejetées, jusqu'à ce qu'une qualité acceptable des eaux de ruissellement soit établie.

Remblayage du Bassin à Liquides

Bien que la fosse Claude ait été identifiée comme l'installation primaire de stockage des matériaux contaminés, il est aussi possible que le Bassin à Liquides soit utilisé pour le stockage de résidus contaminés, en fonction des plans et des calendriers finaux du déclassement. Tous les résidus ou les sédiments contaminés seront recouverts avec du till non contaminé, ce qui évitera l'exposition du matériel sous-jacent.

Dans le cadre du déclassement final, le Bassin à Liquides sera remblayé pour atteindre une élévation supérieure à celle de la nappe phréatique anticipée dans le futur, le Bassin sera remodelé de façon à ce qu'il n'y ait pas d'accumulation d'eau et/ou de résurgence des eaux souterraines. En raison du ruissellement des eaux en provenance de la zone du Bassin à Liquides remblayé et remodelé, une petite brèche dans le barrage principal sera peut-être nécessaire afin de permettre le rejet des eaux de surface.

Renforcement du barrage principal

Afin d'accroître la stabilité à long terme, la pente du talus en aval du barrage principal sera réduite par l'ajout de till glaciaire pour atteindre approximativement 4H:1V. Les pentes seront réduites là où des canaux de décharge traverseront le barrage principal.

Gestion des eaux de crues

La majorité des eaux en provenance de l'amont qui arrivent dans la zone de l'AGR est actuellement détournée autour de l'AGR par les fossés de diversions au Nord ou au Sud. Depuis leur construction, la performance et la stabilité de ces deux fossés de diversion ont été surveillées. Ces deux fossés de diversion ont fonctionné comme prévu lors de leur conception et aucun travail supplémentaire ne devrait être nécessaire sur ces fossés.

La couverture finale sera conçue et construite afin de contrôler et de gérer les eaux de ruissellement, de minimiser le risque d'érosion à long terme et d'éviter l'exposition des résidus sous-jacents. Cela comprendra certainement, mais ne sera pas limité à, la construction de bermes et de canaux sur la couverture, et la construction de canaux de décharge renforcés pour recueillir et canaliser les eaux détournées.

Bâtiments et infrastructures de surface

Le déclassement des bâtiments et des infrastructures de surface dans la zone de l'AGR comprendra principalement l'enlèvement des structures relatives à la STP et la STS, des routes, des lignes électriques, et des conduites d'eaux spécifiques à la zone de l'AGR.

Bâtiments des STP et STS

Les installations des STP et STS seront conservées jusqu'à ce que la consolidation primaire des résidus soit achevée et que tout besoin significatif de traitement des eaux sur place soit éliminé. A ce moment là, la STP sera soit réutilisée soit déclassée et démolie. Les produits de démolition de la STP seront déposés dans le Bassin à Liquides ou dans toute autre installation autorisée telle que la fosse Claude.

Au cours du déclassement, la STS fonctionnera de façon intermittente en raison des faibles débits. Les contrôles opérationnels existants, les points de surveillance, les mesures de contrôle, et le point de décharge final devraient rester inchangés. Le déclassement final de l'installation de la STS sera achevé une fois que les derniers besoins en traitement des eaux et en décharge d'eaux du site déclassé auront été établis et après avoir démontré que cette installation n'est plus requise. En fonction du calendrier de la démolition de l'installation de la STS et des approbations réglementaires, les produits de démolition pourront être soit déposés dans le Bassin à Liquides soit dans les bassins existants situés dans la zone de la STS.

Routes, lignes électriques et conduites d'eaux

L'enlèvement des routes, lignes électriques et des conduites d'eaux sera effectué en fonction des besoins du site en traitement des eaux. Les procédures d'enlèvement de ces installations sont détaillées dans les sections qui suivent.

Revégétalisation

La revégétalisation de la zone de l'AGR consistera en un mélange de graminées-légumineuses sur la couverture de l'AGR. Arbres et buissons locaux seront plantés sur les autres zones réhabilitées, en conformité avec le plan de revégétalisation global du site.

8.2.7 Bâtiments et services auxiliaires

Zone du camp Germaine

Le camp Germaine continuera d'être utilisé pour l'hébergement au cours de la phase active du déclassé et de la surveillance après la fermeture. Il pourra également servir de bureaux une fois que la démolition de l'usine aura été entreprise.

La station de traitement des eaux existante qui approvisionne le camp Germaine en eau potable continuera de fonctionner tant qu'il sera nécessaire de maintenir en continu du personnel sur le site. La station pourra être remplacée par un système plus petit et plus économique une fois que le nombre de personnes requises sur le site diminuera.

Lorsque les activités majeures du déclassé auront été achevées et que le personnel aura été réduit, le camp Germaine sera progressivement déclassé afin d'éliminer les bâtiments et les structures en surplus. Tous les matériaux récupérables, le mobilier et les équipements seront enlevés et radiométriquement scannés pour s'assurer qu'ils répondent aux critères d'évacuation avant d'être transportés hors du site. Le puits du système d'eau potable sera remblayé avec du till non contaminé et la zone sera remodelée pour permettre la revégétalisation naturelle. Les restes du camp seront brûlés conformément aux autorisations et permis réglementaires applicables, et les résidus seront enterrés sur place.

Un plan compteur radiométrique sera mené dans la zone. Toute zone ne répondant pas aux exigences sera soit excavée soit recouverte de façon à atteindre les objectifs radiométriques du déclassé (voir section 7.1.4). La zone sera ensuite remodelée et revégétalisée.

A la fin du déclassé, les installations de traitement des eaux d'égouts et la station d'approvisionnement en eau fraîche ne seront plus nécessaires, et seront démantelées. Les matériaux non récupérables seront déposés dans la fosse Claude et toutes les dalles en béton restantes seront déclassées. La zone sera ensuite remodelée et revégétalisée.

Centre Cluff

La majorité des équipements et matériaux récupérables ont été préalablement enlevés du Centre Cluff. Tous les matériaux restants non récupérables seront déposés dans la fosse Claude et toutes les dalles en béton restantes seront déclassées. La zone sera ensuite remodelée et revégétalisée.

Toutes les carottes de sondage qui doivent rester stockées sur le site, comme exigé par les autorités réglementaires, resteront au Centre Cluff. La zone de stockage des carottes de sondage sera sécurisée conformément aux exigences réglementaires et leur propriété sera transférée par la suite aux autorités réglementaires appropriées.

Entrée par la barrière sud

Une fois les activités majeures du déclassé terminées et le site entré dans la phase de surveillance, il est prévu que la barrière soit transférée au camp Germaine et que l'accès au site se fasse par la route existante vers la rive sud du lac Cluff.

Le poste de garde sera déclassé de la même façon que les autres bâtiments du camp Germaine. La barrière de sécurité restera en place et l'accès au site sera contrôlé jusqu'à ce que, en fonction des autorisations réglementaires, il puisse être démontré que le site est considéré comme étant sûr pour l'accès général.

Centrale à béton

Il ne reste de la centrale à béton que la fondation en béton et les carrières d'emprunt adjacentes. La fondation sera enlevée ou enfouie et la zone sera remodelée et revégétalisée en conformité avec le plan de revégétalisation du site.

Station de pompage de Cluff Lake

La station de pompage de Cluff Lake et les conduites allant vers l'usine seront nécessaires jusqu'à la fin des travaux de déclassé. L'eau fraîche pourra être nécessaire pour refroidir les générateurs au diesel de la centrale électrique, pour l'utilisation domestique et pour le noyage de la fosse DJX.

Lorsque que la station de pompage sera déclassée, les équipements seront enlevés et récupérés de façon appropriée. Les bâtiments et les conduites restants seront enlevés et mis en décharge sur le site.

Piste d'atterrissage

Une fois que les activités de déclassé seront achevées, une décision sur le statut final de la piste d'atterrissage sera prise après discussion avec les autorités fédérales et provinciales. Le déclassé final consistera soit à récupérer soit à mettre en décharge les cuves de stockage en surface des carburants d'aviation, à démanteler et à mettre en décharge deux petits bâtiments, et à scarifier puis revégétaliser la surface de la piste d'atterrissage.

Routes du site

Une fois toutes les activités de déclassé achevées, toutes les routes et chemins du site seront mis hors service. Les procédures utilisées pour la mise hors service des routes sont les suivantes :

- En consultation avec Pêches et Océans Canada, tous les caniveaux seront enlevés et remplacés par des fossés transversaux praticables ;
- Toutes les pentes de remblai des routes excédant 65% seront réduites à 27% ou moins et remodelées ;
- Tous les merlons au long des routes qui gênent le ruissellement naturel seront enlevés ;
- Toutes les rampes seront coupées de fossés transversaux à intervalles ne dépassant pas 30 m ; et
- Tous les chemins seront remodelés et revégétalisés.

La route provinciale 955 d'accès au site de Cluff Lake sera nécessaire jusqu'à la fin de la phase de déclassement. Les besoins en nourriture, carburant, pièces de rechange, et autres nécessités continueront à être satisfaits à une fréquence légèrement réduite par rapport à la période d'exploitation normale.

Il est prévu que la majorité des travaux de déclassement soit terminée dans une période de 2 ans à partir du début du déclassement, après quoi la période de surveillance post déclassement commencera. Les besoins en personnel sur le site diminueront alors considérablement et il en sera de même pour les besoins en approvisionnements.

Une fois qu'il n'y aura plus besoin de personnel constamment sur le site, la route provinciale 955 ne sera plus requise pour les installations de Cluff Lake. Le Département des Autoroutes et du Transport de la Saskatchewan ("SHT") pourra alors décider de conserver, d'abandonner ou de déclasser cette route. En fonction de la décision du "SHT", la scarification et la revégétalisation seront mise en œuvre sur la portion de la route faisant partie du bail de surface, ou transférée sous la responsabilité du "SHT" pour la maintenance continue et le déclassé final.

Installations de stockage des carburants

Lorsque les cuves à carburants ne seront plus nécessaires, elles seront vidées et préparées à la vente ou mises au rebut sur le site. Les sols et eaux souterraines contaminées (si cela est le cas) dans les zones de stockage des carburants, des zones des ateliers de maintenance, et des installations de stockage de matériaux dangereux seront inspectées et restaurées en conformité avec les directives provinciales et fédérales.

Le propane superflu restant dans les cuves sera transféré dans des cuves qui resteront en service. Les cuves vidées seront soit rendues à leur propriétaire (pour les cuves louées) soit vendues. Les cuves non récupérables seront compactées et déposées dans la fosse Claude ou dans le Bassin à Liquides. Toutes les bases en béton seront déclassées.

Générateur d'électricité/lignes électriques/sous-stations

Au fur et à mesure que chaque zone du site est mise hors service de façon définitive ou que la génération d'électricité devient assurée par des générateurs à diesel locaux, les lignes électriques et les poteaux seront retirés. Les sous-stations et les stations de transformateurs seront également démantelées. Tous les équipements électriques seront récupérés et vendus ou déposés dans des installations présentement disponibles telle que la fosse Claude. Les huiles des transformateurs seront envoyées hors du site pour être réutilisées ou mises au rebut par une société agréée. Les générateurs seront récupérés et vendus.

Conduites d'effluents contaminés et traités

Les conduites de surface qui transportaient les eaux de la mine, la pulpe de résidus ou le raffinat seront enlevées et déposées dans la fosse Claude ou le bassin à liquides de l'AGR. Les procédures existantes pour le démontage et le transport des conduites contaminées seront utilisées pour aider à minimiser les déversements accidentels et permettre un nettoyage rapide, au cas où un déversement accidentel mineur arriverait.

Puits de surveillance

Tous les piézomètres actifs, les tubages d'accès et les trous de forage, qui font actuellement partie du programme de surveillance environnementale, seront maintenus en condition opérationnelle jusqu'à ce qu'il soit déterminé qu'ils ne sont plus requis. Une fois que les exigences de surveillance auront été remplies pour chaque emplacement, ils seront bétonnés avec du ciment ou de la bentonite. Les trous de forage/piézomètres/puits de surveillance qui pénètrent la roche du socle seront bétonnés jusqu'à au moins 3 m de profondeur dans le socle.

Déversements accidentels/zones contaminées

Tous les déversements accidentels, nécessitant un rapport aux autorités réglementaires, qui se sont produits sur le site de Cluff Lake sont documentés dans les rapports annuels. Les déversements accidentels ont été limités en volume, concentrations et impact. Les réponses aux déversements accidentels ont abouti à la restauration immédiate au moment de l'événement et les zones où des déversements accidentels radiologiques se sont produits ont été scannées après le nettoyage pour vérifier l'efficacité du nettoyage.

A la fin des travaux de déclassement, un plan compteur gamma sera mené sur le site entier. Il inclura les routes et corridors des conduites. Les sols et les eaux souterraines (si nécessaire) de toutes les installations de stockage des carburants, les zone des ateliers de maintenance, et les autres installations de stockage de matériaux dangereux, y compris l'ancienne zone de stockage des résidus de lixiviation, seront tous inspectés et restaurés si nécessaire.

Zones d'emprunt

Il existe plusieurs zones d'emprunt sur le site de Cluff Lake. Les plus significatives sont celle proche de la centrale à béton et celle au sud-ouest de l'AGR. La carrière d'emprunt proche de la centrale à béton est actuellement en cours de réhabilitation alors que toutes les autres zones d'emprunt non opérationnelles ont déjà été réhabilitées. La carrière d'emprunt proche de l'AGR est la seule qui soit active en ce moment. Les calculs basés sur les plans finaux pour la zone minière indiqueront peut-être la nécessité d'une carrière d'emprunt dans la zone minière. Toute nouvelle carrière d'emprunt sera développée et réhabilitée conformément aux règlements provinciaux applicables.

Décharges de résidus solides

La fosse Claude continuera à être le dépôt principal des résidus contaminés. La décharge industrielle pourra continuer à être utilisée au cours des premières étapes du déclassement. Les résidus industriels et contaminés du projet de déclassement seront déposés dans cette décharge ou dans la fosse Claude. Lorsque cette décharge ne sera plus nécessaire, tous les résidus placés en dehors de la tranchée active seront ramassés et placés dans la tranchée, et remblayés avec des terrains de recouvrement, et toute la zone de la décharge sera remodelée et revégétalisée.

La décharge domestique située entre l'usine et le camp Germaine ne sera pas déclassée jusqu'à la fin de la période de surveillance après la fermeture. Les déchets domestiques seront déposés dans cette décharge tout au long des périodes de déclassement et de surveillance après la fermeture. Une fois que l'utilisation

de la décharge domestique sera terminée, tous les débris épars de la zone seront récupérés et remis dans la tranchée active. La tranchée active sera remblayée avec des terrains de recouvrement, et la zone entière de la décharge sera remodelée et revégétalisée.

Deux anciennes décharges réhabilitées sur le site de Cluff Lake (l'une proche du Centre Cluff et l'autre juste au sud de l'usine), ne sont pas considérées comme posant un risque significatif pour l'environnement puisqu'elles étaient utilisées pour des déchets industriels non dangereux et domestiques.

8.2.8 Plan de revégétalisation du site entier

Le plan de revégétalisation du site entier comprend deux stratégies différentes : l'une pour les zones ayant de la terre revégétalisée en couverture et la deuxième pour toutes les autres zones du site.

Un mélange disponible dans le commerce de graminées et légumineuses poussant en terrain peu profond sera semé sur les couvertures de terre revégétalisée de l'AGR et la verse à stériles Claude. Ce type de couverture végétale est censé s'établir très rapidement et offre une couverture du sol efficace avec une formation considérable de gazon pour limiter l'érosion du matériel de couverture. Ces types de couvertures végétales ont tendance à ralentir le taux d'invasion naturelle sur le site en y résistant et assureront l'intégrité des couvertures pour une longue période. Lorsque la végétation native envahira progressivement la zone, les capacités à retenir le sol de la couche de graminées/légumineuses persisteront et seront augmentées par les systèmes des racines des variétés locales. COGEMA consultera Environnement Saskatchewan (ES) pour sélectionner le mélange végétal à utiliser dans ces zones.

Les caractéristiques du sol et son humidité à Cluff Lake sont favorables à la revégétalisation naturelle et il existe plusieurs exemples sur le site, au cours des vingt dernières années, pour lesquels le fait de laisser la nature simplement suivre son cours a été une grande réussite. Pour les zones autres que celles pour lesquelles des couvertures en till ont été utilisées, la méthode de réhabilitation consistera au remodelage du site pour l'assortir à la topographie locale et à enlever tout compactage, qui pourrait empêcher l'infiltration de l'humidité et le développement des racines. Avec une quantité appropriée de semence, les espèces précoces vivaces s'installeront dans ces zones au cours de la période initiale de un à trois ans. Ce processus naturel sera aidé et accéléré en plantant des variétés locales caduques. Ce processus maintiendra la base génétique naturelle de revégétalisation boisée indigène et accélérera le développement successif vers la réinstallation des espèces culminantes.

8.3 Programmes de conformité réglementaires

Les concepts détaillés et plans de construction seront revus et approuvés par les autorités réglementaires y compris la CCSN et ES avant leur mise en œuvre. Dans le cadre de l'obtention du permis de déclassement, COGEMA devra démontrer qu'elle a les ressources et les programmes nécessaires pour la mise en œuvre efficace du projet de déclassement.

La section qui suit décrit les exigences de programmes clés qui seront appliquées au projet de déclassement. Chaque programme sera sujet à une revue réglementaire en détail par les deux autorités provinciale et fédérale, comme nécessaire.

8.3.1 Programme d'assurance qualité

Les exigences du programme AQ (Assurance Qualité) du déclasserement seront conformes aux prescriptions de la CCSN. Les éléments du système AQ qui doivent être considérés dans le programme AQ comprennent : les rôles et responsabilités organisationnels, les politiques, les procédures, la formation et le développement, la communication, la gestion des documents et des données, l'approvisionnement, la planification et le contrôle des processus, la vérification, les cas de non-conformité, les actions correctrices ou de prévention, les contrôles des changements, les audits, les auto-évaluations et les programmes de protection de l'environnement, de radioprotection, de sécurité, des études techniques et de construction/démolition.

Le programme devrait assurer la cohérence de toutes les activités et offrir l'assurance que les objectifs clés du projet de déclasserement sont atteints.

8.3.2 Programme de protection contre les radiations

Le promoteur est responsable de la protection générale des travailleurs contre les radiations et de la conformité au Règlement sur la radioprotection. En particulier, le promoteur doit assurer que les expositions des travailleurs aux radiations : (1) n'excèdent pas la dose limite réglementaire, et (2) sont maintenues à un niveau aussi faible que raisonnablement possible (ALARA) pour le personnel du promoteur, les sous-traitants et les membres du public. Un programme de radioprotection, conformément aux politiques, directives et règlements réglementaires applicables, sera établi et maintenu pour :

- Établir et appliquer un Code de pratique pour la radioprotection dans toutes les activités ;
- Former efficacement le personnel du site et les sous-traitants à la radioprotection ;
- Récolter, évaluer, et maintenir les données sur les niveaux de radiation sur les lieux de travail et dans l'environnement ;
- Surveiller et établir des moyens de contrôle efficaces des niveaux de radioactivité sur tous les lieux de travail ;
- Mesurer les expositions aux radiations des individus surveillés ;
- Rapporter toutes les informations pertinentes ;
- Contrôler les expéditions de matériaux hors du site en prenant en considération leur utilisation potentielle et les critères réglementaires applicables ; et
- Contribuer généralement à l'amélioration continue de la sécurité en matière de radiations.

Protection des travailleurs et du public

Au cours de l'exécution du plan de déclasserement, COGEMA devra assurer que les expositions aux radiations à la fois des travailleurs et du public sont en deçà des limites réglementaires, et qu'elles sont à un niveau aussi faible que raisonnablement possible (ALARA). Le plan de déclasserement sera conçu pour assurer que les expositions aux radiations du public une fois le déclasserement terminé seront en dessous des limites réglementaires, et qu'elles seront ALARA.

Membres du public

La limite de la dose annuelle effective sur le membre du public le plus exposé conformément au *Règlement sur la radioprotection* de la CCSN est de 1 mSv. Les règlements spécifient que la limite proposée inclut les contributions de sources externes, l'inhalation de descendants du radon, et l'ingestion et l'inhalation de radioactivité selon la règle de somme établie [sous-section 13(2) du *Règlement sur la radioprotection*]. Les analyses des voies d'exposition environnementales ont établi que les expositions des membres du public seraient bien inférieures à cette limite à la fois au cours et après la fin des activités de déclassement.

Travailleurs

Les limites de dose effective pour les travailleurs du secteur nucléaire (TSN) dans le cadre du *Règlement sur la radioprotection* sont de 50 mSv sur une période d'un an et de 100 mSv sur une période de cinq ans (une moyenne de 20 mSv par an). Les règlements spécifient que la limite proposée comprend les contributions de sources externes, inhalation de descendants du radon, et ingestion et inhalation de radioactivité selon la règle de somme établie.

En pratique, la dose annuelle pour un travailleur devrait être maintenue bien en deçà de 20 mSv et aussi faible que possible. La dose radiologique individuelle maximale au cours des activités récentes de nettoyage et de réhabilitation, représentant les travaux de terrassement, l'activité principale du déclassement, était de moins de 2 mSv. Les expositions moyennes pour le personnel du déclassement devraient être de l'ordre de la limite réglementaire établie pour les membres du public. Après le déclassement de l'AGR, de la verse Claude et de la fosse Claude, toutes les expositions des travailleurs devraient tomber en deçà des limites réglementaires pour les membres du public.

A mesure que les risques radiologiques sont éliminés ou réduits, et que la dosimétrie démontre que les expositions pour les membres du public sont bien plus faibles que la limite réglementaire, il est prévu que les groupes désignés soient reclassifiés comme n'étant pas des travailleurs du secteur nucléaire.

Critères de nettoyage du site

Les plans compteurs radiométriques sont décrits sous trois grandes catégories: post opérationnel, déclassement et post fermeture. Les plans compteurs post opérationnels seront menés à bien afin de compléter et d'améliorer les données qui serviront dans le cadre de la planification détaillée. Au cours du déclassement, les plans compteurs seront menés à bien pour servir de support aux : (a) programmes de radioprotection des travailleurs ; (b) programmes de surveillance de l'environnement ; et (c) expédition de matériel et équipements hors du site. Les plans compteurs post fermeture seront menés afin d'identifier toute autre réhabilitation supplémentaire nécessaire. Les plans compteurs seront effectués conformément aux procédures établies.

Le promoteur a proposé les critères suivants pour les niveaux de radiation résiduels sur les terrains du site. La dose effective annuelle pour la personne la plus exposée accédant au site après le déclassement sera moins d'1 mSv, et partout où cela sera possible, les niveaux de gamma mesurés à un mètre au-dessus de la surface ne devraient pas excéder un maximum de 2,5 µSv/h ou une moyenne de 1,0 µSv/h.

L'expérience obtenue au cours des activités de nettoyage et de réhabilitation du site, a généralement montré qu'après les travaux de réhabilitation, les niveaux gamma maximum atteints sont en deçà de 1 $\mu\text{Sv/h}$, y compris le bruit de fond naturel, avec des valeurs moyennes de 0,5 $\mu\text{Sv/h}$ ou moins, y compris le bruit de fond naturel. À l'exception de quelques zones difficiles à restaurer (par exemple les zones forestières) ou à niveau naturel élevé (exemple de la série de roches dans la zone de D), des résultats similaires ou meilleurs seront attendus pour le reste du site de Cluff Lake.

Les zones ayant des niveaux gamma moyens excédant 1 $\mu\text{Sv/h}$ (2,5 $\mu\text{Sv/h}$ maximum) devraient être réhabilitées de l'une des deux façons suivantes : en enlevant les matériaux sur une portion définie et les déchargeant dans une installation de gestion prévue à cet effet ou en déposant une couverture non contaminée (c.-à-d. du till glaciaire non contaminé) pour atténuer les champs gamma et inhiber l'oxydation.

Le caractère opportun de ces critères et leur application feront l'objet d'une revue réglementaire détaillée au cours de la phase d'autorisation afin d'assurer le respect du principe ALARA et que les expositions des membres du public sont maintenues en deçà de 1 mSv.

Plan compteur radiométrique final

Les plans compteurs radiométriques permettront de confirmer l'atteinte de l'objectif du déclassement de maintien des doses radiologiques des utilisateurs potentiels du site en deçà des limites réglementaires pour les membres du public et à une petite fraction du bruit de fond naturel.

Après le déclassement, un plan compteur gamma sera mené sur l'ensemble du site avec des mesures au sol dans les zones perturbées et des méthodes d'études aériennes pour les zones non perturbées (forêts), afin de s'assurer que toutes les sources de radiation de surface liées aux opérations de Cluff Lake sont dans les limites des niveaux indiqués ci-dessus. Toutes les zones qui ne sont pas dans ces limites seront restaurées comme requis pour les atteindre.

8.3.3 Programme de protection environnementale

Le promoteur devra assurer la mise en place d'un programme de protection environnementale efficace. Les activités faisant partie de ce programme de protection environnementale comprennent mais ne sont pas limitées aux activités suivantes:

- Etablissement, application et maintien d'un Code de Pratique Environnementale pour toutes les activités;
- Développement et application de procédures de protection environnementale;
- Formation à la protection environnementale du personnel et des sous-traitants du site ;
- Activités liées à l'assurance de la conformité aux permis applicables, règles et lois;
- Contrôle des situations, y compris les déversements accidentels, qui pourraient avoir un effet négatif considérable sur l'environnement ;

- Recueil d'échantillons d'eau de surface et souterraine dans le cadre des programmes de surveillance de la qualité des eaux et de surveillance hydrogéologique ;
- Recueil d'échantillons de surveillance de l'air dans le cadre de la surveillance de la qualité de l'air;
- Collecte d'échantillons de poissons, végétation, et sédiments dans le cadre des programmes de surveillance du biote aquatique et des sédiments;
- Calcul, évaluation, interprétation et rédaction de rapports sur toutes les informations de la surveillance environnementale ;
- Identification des conditions environnementales inacceptables et mise en place des mesures correctives appropriées;
- Compilation des données sur l'environnement atmosphérique y compris l'enregistrement des observations pour leur soumission au service de l'environnement atmosphérique d'Environnement Canada;
- Création d'un calendrier pour le site qui soit adéquat du point de vue environnemental;
- Préparation et soumission du rapport sur le Statut de l'Environnement ; et
- Création et exécution de plans de compensation de l'habitat.

Un Système de Gestion Environnementale (SGE) est actuellement en cours de mise en place par le promoteur basé sur la norme ISO 14001. Le promoteur est également en train de créer un programme de surveillance des effets environnementaux conformément aux *Règlements sur les effluents des mines de métaux*.

Le programme de surveillance environnementale actuel continuera au cours de la phase active du déclassé et sera modifié en même temps que les installations seront déclassées et que les besoins en surveillance seront modifiés. Une fois que les travaux du déclassé seront achevés, la période de surveillance post-fermeture commencera.

Les sections qui suivent donnent une brève description de la base du programme de surveillance et des critères clés de surveillance.

Objectifs du programme de surveillance

Les objectifs du programme de surveillance sont:

- Surveiller les opérations en cours telles que les installations de traitement des effluents pour s'assurer qu'elles sont conformes aux critères réglementaires en ce qui concerne la protection environnementale ;
- Vérifier le succès du déclassé pendant et après son exécution, et les points déclenchant la mise en œuvre de mesures d'urgence, si nécessaire ;
- Démontrer la conformité aux exigences réglementaires ; et
- Quantifier les effets environnementaux.

Exécution du programme de surveillance

Au cours de la période opérationnelle, un programme de surveillance était en place. Ce programme de surveillance opérationnelle sera maintenu au cours de la période de deux à trois ans de réalisation des activités du déclassé.

Une fois que les activités du déclassé auront été achevées, le programme de surveillance post fermeture prendra effet. Lors de l'achèvement des différents travaux de déclassé, de nouveaux emplacements seront ajoutés pour surveiller les effets du déclassé. De même, certains emplacements surveillés au cours des opérations ne seront plus nécessaires en raison des modifications apportées au cours du déclassé et seront donc éliminés. Le programme de surveillance post fermeture continuera à évaluer les indicateurs environnementaux clés depuis la source de contaminants jusqu'à l'environnement récepteur. Le programme de surveillance post fermeture portera principalement sur les indicateurs environnementaux clés y compris l'air, les eaux souterraines, les eaux de surface, les ressources aquatiques et terrestres. Le climat sera continuellement surveillé car il a une influence sur certains aspects du site déclassé. Les détails du programme proposé sont présentés dans COGEMA, 2000e.

En plus de cette surveillance périodique, un certain nombre de programmes de suivi seront mis en place pour traiter de mesures mitigatives et de processus spécifiques.

Au cours de la période de surveillance post fermeture, des inspections de routine dans toutes les zones et pour toutes les installations critiques seront maintenues afin d'assurer que les efforts du déclassé sont toujours adéquats et que le site est sûr du point de vue environnemental. De la main œuvre sur site exécutera ce programme pour une période d'environ cinq ans.

Les données de la période post fermeture seront évaluées avant la fin de la période de cinq ans afin de confirmer que les objectifs du déclassé et les mesures atténuantes fonctionnent comme prévu. Une fois que les données auront indiqué que les objectifs du déclassé sont atteints, un programme d'observation sera initié.

La majorité des emplacements de surveillance spécifiés dans le programme de surveillance post fermeture continueront d'être surveillés mais certainement moins fréquemment. Les emplacements et la fréquence exacte de leur surveillance seront déterminés à ce moment là, sujet à revue et approbation réglementaires. Il est prévu qu'il n'y ait aucun personnel sur le site et que toutes les installations et infrastructures auront été enlevées ou déclassées. Le programme d'observation est proposé pour une période de 10 ans après la conclusion du programme de surveillance post fermeture. La période d'observation se terminera lorsque les objectifs du déclassé auront été atteints et répondront aux attentes de toutes les parties intéressées.

Les sous-sections qui suivent offrent de plus amples détails sur les indicateurs environnementaux clés et la façon dont ils seront surveillés.

Climat

Le climat fait l'objet d'une surveillance à Cluff Lake depuis 1981. En raison de son éloignement et de la nécessité d'y amener le personnel par avion, la surveillance météorologique est impérative.

En 1999, un accord a été établi avec Environnement Canada pour l'installation d'une station climatique adjacente à la piste d'atterrissage de Cluff Lake. Cette station a été achetée et installée par Cluff Lake sous la direction d'Environnement Canada, qui en assure son entretien et sa maintenance.

La station enregistre la température, l'humidité relative, les précipitations, la vitesse et la direction du vent. Chaque paramètre est enregistré par un enregistreur de données à énergie solaire, et peut être téléchargé par téléphone. Ces données, enregistrées à une fréquence d'une fois par minute, offrent des statistiques en temps réel (importantes pour les départs et les arrivées des vols) ainsi le stockage des informations à long terme et permet le calcul de moyennes pour la documentation historique.

La station continuera à être utilisée et maintenue dans le cadre du contrat actuel au cours de la période du déclassement et de celle de surveillance post fermeture. Une fois qu'il n'y aura plus besoin de personnel sur le site, il est prévu que la connexion téléphonique sera remplacée par un système de radio télémétrie à énergie solaire pour permettre le téléchargement à distance périodique. A ce moment là, Environnement Canada devrait assumer la responsabilité totale de l'opération et du maintien du système.

Surveillance de la qualité de l'air

Au cours de la phase opérationnelle du projet Cluff Lake, les particules totales suspendues (PTS) dans l'air ont été régulièrement mesurées par des échantillonneurs d'air à volume élevé. Les échantillonneurs ont été calibrés sur une base trimestrielle afin de conserver un taux de circulation d'air constant à travers le filtre. Les particules de poussières récupérées sur le papier du filtre ont été mesurées afin de déterminer les concentrations de poussières dans l'air ambiant. Un composite des filtres était préparé sur une base semestrielle, et les poussières ont été analysées afin de déterminer les concentrations de métaux lourds et de radionucléides.

Un échantillonnage similaire sera requis au cours des premiers temps de la phase active du déclassement lorsque les niveaux de poussières seront élevés en raison de l'utilisation d'équipements lourds pour les mouvements de terre. Les niveaux de poussières ambiants devraient décroître une fois les activités de déclassement et de réhabilitation terminées, et lorsque la végétation sera établie dans les zones restaurées. La surveillance des poussières particulières sera arrêtée lorsque les niveaux de poussières atteindront et seront maintenus à des niveaux typiques pour une zone non perturbée.

Surveillance du radon

La surveillance du radon continuera d'être requise pour surveiller la qualité de l'air autour des principales zones affectées. Il est anticipé que les niveaux de radon diminueront à mesure que les sources radiologiques seront éliminées (c.-à-d. la démolition de l'usine, le transfert des stériles dans la fosse Claude) et après que les couvertures en till auront été mises en place. Les stations de surveillance seront éliminées une fois que l'on aura montré que les niveaux de radon demeurent proche des valeurs de référence.

Surveillance de la qualité des eaux

La surveillance de la qualité des eaux visera principalement les mines à ciel ouvert noyées et les mines souterraines noyées, les décharges d'effluents du Système de Traitement Secondaire, l'AGR, les infiltrations en provenance de l'AGR vers le lac Snake, et des récepteurs aquatiques en aval de l'AGR et des zones minières.

En plus des exigences spécifiques du programme de surveillance de suivi, la performance de la couverture de l'AGR sera évaluée en récoltant des échantillons des eaux de ruissellement, des échantillons des eaux d'infiltration en dessous du barrage principal, et des échantillons des eaux souterraines et des récepteurs aquatiques.

Le succès de la couverture en terre sur les résidus et des autres activités du déclassement dans les zones minières sera évalué dans le cadre du programme de surveillance et par l'échantillonnage des eaux de ruissellement, des eaux des fosses, des eaux des mines souterraines en profondeur et à proximité de la surface, des puits d'observation des eaux souterraines et des récepteurs aquatiques. Les eaux réceptrices seront surveillées dans le ruisseau Claude, le lac Claude, la rivière Peter, les ruisseaux Earl, Boulder et le lac Cluff.

Surveillance des sédiments et invertébrés benthiques

Les sédiments et invertébrés benthiques seront échantillonnés conjointement dans les lacs Snake, Island et Cluff afin d'identifier les relations possibles entre la qualité des sédiments et les communautés d'invertébrés benthiques. Cette surveillance documentera également la restauration de la communauté d'invertébrés benthiques du lac Island dans lequel la communauté benthique avait été affectée négativement au cours des opérations.

Échantillonnage des poissons

Des échantillons de tissus de poissons seront récupérés dans les lacs Snake, Island, Sandy et Cluff afin de s'assurer que la bioaccumulation de contaminants reste faible.

Surveillance de la couverture en terre

La surveillance de la couverture en terre sera menée sur l'AGR et la verse à stériles Claude après l'installation des couvertures en terre afin de surveiller et de mesurer la performance de ces couvertures. Ces sites seront équipés d'instruments qui serviront à la documentation de la performance des couvertures en terre. Les informations récupérées pourront inclure les conditions climatiques locales, les eaux de ruissellement, les infiltrations, le tassement/la consolidation, et la température du sol et les conditions d'humidité.

Revégétalisation

Une couverture végétale sera une composante critique des couvertures en terre de l'AGR et de la verse à stériles. Ainsi des échantillonnages et évaluations réguliers seront effectués au cours de la période post fermeture. Le but de la surveillance sera d'évaluer le pourcentage de gazon et de documenter la présence et l'absence d'espèces semées et de noter toute colonisation par des espèces natives.

Surveillance des eaux souterraines

La hauteur piézométrique et la chimie des eaux souterraines seront surveillées là où il existe des sources potentielles de contamination des eaux souterraines. La hauteur piézométrique des stations de surveillance sera enregistrée mensuellement et les analyses chimiques des eaux souterraines seront effectuées sur des échantillons prélevés tous les six mois. En raison du déplacement lent des contaminants au travers du système d'eaux souterraines, les fréquences de surveillance proposées seront suffisantes pour observer les tendances qui pourraient indiquer le risque de dégradation future de la qualité des eaux souterraines et de la qualité des eaux de surface en aval et permettra que des mesures correctives soient mises en place si nécessaire.

De manière générale, les stations de surveillance pour la période post fermeture ont été sélectionnées à partir des stations existantes afin d'offrir une répartition adéquate sur le terrain des stations de surveillance en aval des sources de contaminants. Des stations de contrôle ont été retenues pour caractériser les variations dans le temps des paramètres de référence en amont des sources de contaminants. La préférence a été donnée au maintien de stations de surveillance ayant des données opérationnelles historiques considérables, permettant ainsi une comparaison directe avec les données récupérées au cours de la période post fermeture.

Aire de Gestion des Résidus

L'AGR a été intensivement surveillée au cours de la phase opérationnelle. Les données recueillies au cours de cette phase ont été utilisées pour établir les critères de surveillance à long terme de l'AGR après le déclassement.

Les stations de surveillance ont été sélectionnées afin de s'assurer que les zones en aval du Bassin Supérieur à Solides, du Bassin Inférieur à Solides, du Bassin à Liquides et du STS sont adéquatement représentées dans ce programme de surveillance. Une attention particulière a été apportée aux zones de circulation préférentielle des eaux souterraines entre l'AGR et le lac Snake.

Zone Minière

Les stations de surveillance existantes proches des verses à stériles Claude et DJ seront maintenues au cours de la période de surveillance post fermeture. Les stations de surveillance existantes sélectionnées situées entre la fosse Claude et le lac Claude seront également incluses dans ce programme de surveillance.

Rapports sur le statut de l'environnement

Les rapports sur le Statut de l'Environnement (SDE) sont produits tous les cinq ans. Ce document présente les résultats des programmes de surveillance opérationnels et des projets environnementaux spéciaux, et compare ces données aux rapports SDE précédents. Ces données sont également comparées aux conditions de référence préalables aux opérations, si elles sont applicables.

Trois rapport SDE ont été produits jusqu'à présent pour la mine de Cluff Lake; 1991 (Swanson), 1995 (TAEM) ET 2000 (COGEMA). Le prochain rapport SDE sera publié en 2005 après un échantillonnage détaillé et des analyses à mener en 2004. En plus de répondre aux exigences réglementaires actuelles, le prochain rapport devrait remplir les exigences d'étude pour la surveillance biologique des mines fermées comme spécifié dans les *Règlements sur les effluents des mines de métaux*.

8.3.4 Programme de santé et de sécurité du travail

Le promoteur a un programme de sécurité bien établi basé sur le Système de Responsabilité Interne et sur le Système de Sécurité à Cinq Points. Ces systèmes développés par l'industrie minière, définissent les rôles clés et les responsabilités de tout le personnel, et promeuvent l'attitude et la culture nécessaires au maintien des conditions de travail en toute sécurité. Le promoteur a déclaré son engagement pour son programme de sécurité et l'amélioration continue de la sécurité tout au long de la phase de déclassement. Le promoteur devra assurer que la prévention des accidents reste une composante essentielle de toutes ses activités.

Les éléments clés du programme de sécurité comprennent mais ne sont pas limités à :

- La formation du personnel et la communication concernant le programme de sécurité et les pratiques de travail sûres;
- La disponibilité, l'entretien et l'utilisation appropriée des équipements de protection personnels;
- L'établissement, l'application et le maintien de procédures de sécurité y compris les procédures pour les conditions de travail spéciales (par ex. travail en zone chaude, espace confiné, travail en hauteur, isolement) ;

- L'établissement, les tests et le maintien du programme de réponse d'urgence y compris la formation du personnel de réponse d'urgence et la maintenance et l'entretien des équipements de réponse d'urgence;
- La gestion des blessures ;
- Les enquêtes sur les accidents/incidents; et
- L'inspection et la supervision des lieux de travail pour s'assurer que les pratiques et les mesures de travail sûres sont maintenues et améliorées.

Il est anticipé que les exigences du programme de sécurité devront être revues et modifiées à mesure de la progression du déclassement. Le promoteur devra maintenir un programme qui soit suffisant pour raisonnablement assurer la protection continue de tout le personnel au long de la phase de déclassement.

8.3.5 Formation

Un programme de formation comprend l'établissement des besoins en formation, la préparation d'objectifs d'apprentissage, la présentation de la formation, les tests et les évaluations. L'objectif de ce programme de formation est d'assurer que les besoins en formation sont identifiés, que le savoir-faire appris est transféré sur le lieu de travail et que la modification des comportements a eu lieu.

Le promoteur s'est engagé à ce qu'un programme de formation adéquat soit en place comme support du projet de déclassement, et devra s'en assurer.

8.3.6 Sécurité du site

Les mesures de sécurité du site continueront d'être requises jusqu'à ce que le site soit considéré comme étant sûr pour l'accès non contrôlé. Le promoteur devra conserver le personnel nécessaire, les équipements et les procédures pour assurer que l'accès au site sera contrôlé tout au long de cette période.

8.4 Planification du projet

La Figure 8.1 présente un calendrier de la phase active du déclassement; en considérant que la date de commencement sera en janvier. Étant donné que le projet nécessite deux périodes d'été pour compléter les travaux saisonniers, le calendrier exact pourra être influencé par la date de commencement. De plus, l'affinement des plans du déclassement pourra également influencer la planification.

La phase active du déclassement sera terminée dans une période d'à peu près deux ans et sera suivie d'une phase de surveillance post fermeture d'environ cinq ans. La phase finale de la surveillance, la phase d'observation durera environ 10 ans après la période de surveillance post fermeture.

La planification de l'abandon final sera initiée au cours de la période de surveillance post fermeture. La période de surveillance sera prolongée jusqu'à ce que l'approbation de l'abandon final soit reçue des deux autorités fédérale et provinciale. A ce moment, la Province contrôlera tous les besoins supplémentaires pour la surveillance à long terme et les autres contrôles institutionnels.

9 ÉVALUATION DES EFFETS ENVIRONNEMENTAUX

9.1 Introduction

Comme discuté à la section 5.2, la méthodologie d'évaluation comprenait l'identification des pré-requis nécessaires au permis du projet, l'applicabilité de la LCÉE, la portée du projet, et la portée de l'évaluation. La description du site et des effets environnementaux existants causés par de l'exploitation ont été décrits à la section 6. De plus, une évaluation des effets environnementaux résultant de l'exploitations a été réalisée, en prenant en compte les critères de la LCÉE, pour déterminer leur caractère dommageable et leur importance.

L'effet environnemental présent et futur le plus notable résultant de l'exploitation est lié aux rejets d'effluents dans le lac Island. Par conséquent, la section 6 a aussi inclu une évaluation des risques post exploitation pour le lac Island. Cette évaluation fournit des valeurs de référence qui serviront de base pour l'évaluation de la réhabilitation après le déclassement.

La section 7 décrit les objectifs du déclassement qui sont utilisés pour évaluer différentes options de déclassement et pour estimer les effets des objectifs de l'option préférée de déclassement.

La section 9 identifie et évalue les effets environnementaux potentiels du projet de déclassement, tels que décrits à la section 8, pour chaque composante environnementale y compris la qualité de l'air, l'hydrologie de surface, la qualité des eaux de surface et souterraines, et la qualité des sédiments. Les impacts potentiels de ces effets environnementaux sur le biote aquatique et terrestre, ainsi que sur la santé humaine et l'utilisation des terres, sont également décrits dans cette section. Là où des impacts potentiels sont identifiés, des mesures permettant de les minimiser ou les éliminer sont proposées, et tous les effets résiduels restants sont documentés.

La détermination de l'importance de tout effet négatif résiduel a été basée sur le guide référence de la LCÉE intitulé *Déterminer si un projet est susceptible ou non d'entraîner des effets environnementaux négatifs significatifs (2003)*. Le guide de référence recommande une approche basée sur les trois étapes suivantes :

Étape 1 : Déterminer si les effets environnementaux sont négatifs ;

Étape 2 : Déterminer si les effets environnementaux négatifs sont importants ; et

Étape 3 : Déterminer si les effets environnementaux négatifs importants sont probables.

Aucun ouvrage physique n'est proposé pour restaurer le lac Island. Les activités de déclassement pour le lac Island sont limitées à un rejet d'effluents réduit au cours de la phase initiale du déclassement suivi d'un arrêt complet des rejets d'effluents, sans aucune autre activité de déclassement. De ce fait, la détermination du caractère "négatif" des effets sera basée sur ces activités seulement.

L'importance de tout effet nocif a été déterminée sur la base des critères de la LCÉE (LCÉE 2003), c'est à dire l'ampleur (sévérité), l'étendue géographique (localisation), et la durée ou fréquence de l'effet. La détermination finale prend en compte la vraisemblance de l'occurrence de l'effet, basée sur sa probabilité d'occurrence et/ou le niveau d'incertitude scientifique de l'évaluation.

De plus, les effets de l'environnement sur le projet, en termes de changement climatique global à long terme, des variations de précipitations associées et des événements sismiques, sont présentés ainsi que les effets du projet sur l'utilisation durable des ressources renouvelables (section 9.2.9).

La section 9.4 discute les effets cumulatifs qui prennent en compte les effets à long terme résultant de la combinaison des effets environnementaux antérieurs au déclassement (c.-à-d. exploration et exploitation) et ceux résultant du projet de déclassement.

Les grands tableaux et les figures référencés dans cette section ont été mis en annexe à la fin de la section 9.

9.2 Évaluation des effets du projet sur l'environnement

Les objectifs des activités de déclassement qui doivent être réalisées à Cluff Lake sont destinés à assurer que :

- L'environnement est sûr pour une utilisation humaine ainsi que par le biote non-humain;
- Les effets négatifs à long terme sont minimisés ;
- Toutes les structures construites sont enlevées ou stabilisées ;
- Les reliefs restaurés sont auto-entretenus ; et
- Les restrictions sur l'utilisation future des terres sont minimisées.

Cela implique généralement la minimisation, le contrôle et l'enlèvement des sources de contaminants de façon à réduire les effets environnementaux actuels et futurs résultant des opérations passées. Cela entraîne généralement une réduction, soit immédiate, soit relativement lente dans le temps, des effets environnementaux relatifs à la phase opérationnelle.

Ce concept s'applique à l'ensemble du site de Cluff Lake, à l'exception de la zone minière où le pompage des carrières et des mines souterraines a entraîné le confinement hydrodynamique des contaminants au cours de la période d'exploitation, et les impacts à long terme résultant des verses à stériles n'ont pas encore été observés. On anticipe quelques mouvements de contaminants via le système de circulation des eaux souterraines et dans les plans d'eau de surface lorsque le déclassement sera réalisé et que les surfaces phréatiques seront revenues à leur niveau naturel. Les effets résiduels et leur importance sont résumés dans le Tableau 9.1 et commentés ci-dessous.

9.2.1 Effets du projet sur la qualité de l'air

La qualité de l'air avant et durant l'exploitation a été commentée à la section 6. Comme indiqué, les augmentations les plus importantes des taux de PST et de radionucléides provenaient généralement de l'usine et de l'AGR. Le déclasserement inclura le recouvrement ou l'enlèvement des sources principales de poussières radiologiques (par ex. la démolition de l'usine, l'enlèvement ou la couverture des verses à stériles, et la couverture de l'aire de gestion des résidus avec du till), et la revégétalisation des terrains perturbés. Ces activités de déclasserement réduiront ou élimineront les émissions futures de poussières radioactives et les concentrations correspondantes en uranium et autres radionucléides.

Des rejets de poussières radiologiques et non-radiologiques pourront se produire au cours de la période des travaux. Par exemple, la démolition de l'usine risque d'augmenter à court terme les rejets de poussières au moment du démantèlement des composants de l'usine. Des mesures de suppression des poussières sont facilement disponibles pour minimiser ces rejets. Les programmes proposés de protection environnementale et de radioprotection pour la phase de démolition seront revus et approuvés par la CCSN dans le cadre du processus d'approbation du déclasserement, et ils assureront la protection des travailleurs et de l'environnement au cours de ces activités.

Des poussières non-contaminées proviendront des routes lors du transport des matériaux dans le cadre des activités du déclasserement. Des exemples de ces types d'activités incluent le transport du till pour recouvrir l'AGR et la verse à stériles Claude, le transport des stériles DJN pour remblayer la fosse Claude, et le remodelage de la verse à stériles Claude au bulldozer. Ces travaux seront réalisés en une série de projets séparés étalés sur une période d'environ deux ans. Les poussières créées ne contiendront pas de niveaux élevés de métaux lourds ou de radionucléides. Les mesures habituelles de suppression des poussières par l'arrosage des routes réduiront les niveaux des nuisances causées par la poussière.

Le recouvrement des résidus et des bassins de sédimentation de l'AGR aidera à ramener les émissions de radon et de filiation du radon à des niveaux similaires aux niveaux de référence. Le plan détaillé final et les programmes de protection de l'environnement et de radioprotection seront revus afin de s'assurer que des dispositions adéquates sont en place pour maintenir ces émissions à des niveaux ALARA.

Importance des effets résiduels

La démolition de l'usine et l'enfouissement final des produits de démolition contaminés en les enterrant soit dans la fosse Claude soit dans le bassin à liquides élimineront tout impact atmosphérique résiduel. Les couvertures en till revégétalisées de l'AGR, de la verse à stériles et de la fosse Claude remblayée, ainsi que la revégétalisation globale du site minimiseront également les émissions dans l'air de poussières, de radon et de filiation du radon.

Aucun effet résiduel sur la qualité de l'air en raison des activités de déclasserement du projet Cluff Lake n'est anticipé.

9.2.2 Effets du projet sur l'hydrologie de surface

Comme indiqué précédemment à la section 6.2.9., un programme de surveillance hydrologique a été établi afin d'obtenir des mesures du débit en continu à long terme pour les bassins versants des lacs Island et Cluff. De plus, des mesures de débit instantanées sont faites à deux autres points du bassin versant du ruisseau Island et à trois autres points du bassin versant du ruisseau Cluff. Des courbes de jaugeage ont été établies pour toutes les stations de surveillance.

Bassin versant du lac Island

L'hydrologie du bassin versant du lac Island a déjà été négativement affectée par les opérations. Ces impacts ont été présentés en détail à la section 6. La section qui suit décrit les effets environnementaux issus du déclassement du site, à savoir la continuation des rejets d'effluents au cours de la phase initiale du déclassement suivie de l'arrêt complet des rejets d'effluents et la dérivation des eaux de ruissellement de surface de l'AGR vers le lac Snake.

Comme indiqué à la section 8, le déclassement de l'AGR inclura l'installation d'une couverture en terre au-dessus des résidus. La couverture en terre sera revégétalisée avec une couche dense d'herbes graminées et légumineuses. Les fossés de diversion Nord et Sud sont déjà en place pour assurer qu'en cas de très fortes précipitations dans le futur, les eaux passeront autour de l'AGR et n'endommageront pas la couverture par érosion. Les eaux de ruissellement de la zone de l'AGR, qui ont été collectées et traitées à la STS au cours de la période opérationnelle, seront déviées dans le lac Snake une fois que la qualité acceptable de l'eau aura été confirmée. Ceci est similaire aux conditions préalables à l'exploitation et n'aura pas d'impact substantiel sur le débit du ruisseau Island.

La modification principale en ce qui concerne les débits sera liée à la station de traitement des eaux. Au cours de la période opérationnelle, tous les rejets issus de l'usine ainsi que toutes les eaux de pompage des mines ont été dirigés vers l'AGR afin d'être traités. Bien que les volumes traités étaient très variables durant la période opérationnelle en raison du calendrier de l'usine et des besoins en pompage de la zone minière, les rejets d'effluents traités dans le ruisseau Snake immédiatement en aval du lac Snake ont augmenté d'environ un tiers le débit naturel à la sortie du lac Island comme indiqué au Tableau 9.2.

Les débits des effluents traités diminueront au cours de la période du déclassement lorsque les besoins en traitement d'eaux contaminées diminueront et finiront éventuellement par s'arrêter. Les estimations des volumes futurs sont contenues dans le Tableau 9.3.

Au cours des deux hivers derniers, le système de traitement des eaux de l'AGR n'a pas été utilisé en raison du faible niveau des eaux dans le bassin à liquides. Par la suite, une mortalité accrue de poissons a été observée dans le lac Island aux printemps 2002 et 2003 en l'absence de tout rejet d'effluents. La mortalité accrue de poissons pendant l'hiver est un fait naturel dans les lacs du Nord de la Saskatchewan présentant des morphométries et limnologies similaires à celles du lac Island. Au printemps 2003, plusieurs lacs du Nord ont enregistré une mortalité accrue de poissons en raison du gel précoce des lacs à

la fin de 2002. On pense que la mortalité accrue de poissons, observée en 2002 et 2003 dans le lac Island, a été aggravée par l'absence de rejet d'effluents oxygénés au cours des mois d'hiver.

Le retour à un régime de débit naturel résultera en des niveaux d'oxygène dissous plus bas en hiver dans le lac Island qui pourraient conduire à de nouvelles mortalités des populations de poissons pendant l'hiver. On estime que la population de poissons retournera aux conditions préalables à l'exploitation très prochainement, au cours de la phase suivant le déclassement lorsque les débits d'effluents traités reviendront à zéro (c. à d., d'ici à 2009, voir Tableau 9.3).

Il est également possible que le niveau des eaux du lac Island change lorsque le système retournera à ses niveaux de débit naturels. Toutefois, on pense que le niveau d'eau du lac Island est principalement contrôlé par les eaux souterraines et donc le retour aux niveaux de débit naturels ne devrait pas vraiment altérer les niveaux d'eau du lac. Ceci est important car une diminution du niveau d'eau pourrait aboutir à l'exposition et l'oxydation des contaminants accumulés dans les sédiments au cours de la période opérationnelle, entraînant la remobilisation des contaminants dans la colonne d'eau. Le problème des niveaux d'eau dans le lac Island et de leur influence sur la remobilisation potentielle des contaminants dans les sédiments exposés est une composante importante du programme de suivi décrit à la section 10.

Effets résiduels et importance

Les impacts actuellement observés sur les populations de poissons en raison des réajustements des niveaux d'oxygène dissous dus à la diminution des débits d'effluents traités sont estimés comme étant un retour naturel aux conditions préalables à l'exploitation. Le déclassement ne devrait pas entraîner de changements substantiels des niveaux d'eau; par conséquent, aucun effet résiduel n'est attendu.

Bassin versant du lac Cluff

Le déclassement de la zone minière et le retour aux niveaux naturels des eaux souterraines sur cette zone ne devrait pas avoir d'impact significatif sur le régime hydrologique du bassin versant du lac Cluff. Les eaux prélevées dans le lac Cluff pour le fonctionnement de l'usine au cours de l'exploitation ne seront plus nécessaires ; toutefois, au cours des deux premières années on continuera à prélever des eaux du lac Cluff à des volumes similaires, afin de noyer la fosse DJX. Ce débit de prélèvement d'eau représente moins de 1% du débit moyen passant par le lac Cluff et reste dans la fourchette des variations naturelles de débits. Une fois que le noyage de la fosse DJX sera terminé, les débits retourneront aux conditions préalables à l'exploitation.

Effets résiduels et importance

Aucun effet résiduel n'est attendu.

9.2.3 Effets du projet sur la qualité des eaux souterraines

L'importance des effets négatifs du projet sur la qualité des eaux souterraines est évaluée en relation avec les objectifs de qualité. Les effets de toute contamination des eaux souterraines seraient considérés comme significatifs si les concentrations excédaient les recommandations pour l'eau potable et s'il était raisonnablement possible que les eaux souterraines soient utilisées comme source d'eau potable. Deuxièmement, les effets sur les eaux souterraines seraient considérés comme significatifs si des concentrations résultant en un dépassement des objectifs de qualité des eaux pour la protection du biotope s'infiltraient dans les eaux de surface.

Effets du déclassé de l'AGR sur les eaux souterraines

À l'heure actuelle, comme présenté dans la section 6.2.8, la surveillance des eaux souterraines en aval du barrage principal indique la présence d'un panache s'étendant jusqu'au lac Snake. Les concentrations les plus élevées sont liées aux éléments les plus abondants (soit naturellement soit présents dans les résidus et dans le précipité de traitement des eaux) tels que le fer et/ou aux contaminants très mobiles tels que le sulfate et le chlorure. Les changements pour les métaux traces sont généralement marginaux en raison de leur faible présence et/ou de leur faible mobilité.

Sur le site on trouve des exemples d'une chimie des eaux de l'AGR aussi bien oxydante que réductrice. Ces exemples fournissent des données empiriques qui donnent une fourchette des concentrations potentielles à long terme entre le bassin à liquides et le lac Snake (COGEMA 2000b, Annexe B). Cette gamme des états d'oxydoréduction du système des eaux souterraines et les caractéristiques chimiques associées sont résumées ci-dessous.

Des conditions réductrices persistantes produiront des eaux de source ayant des caractéristiques chimiques similaires à celles mesurées dans le piézomètre 98-11B, et comprenant :

- Des concentrations en baryum et en Ra-226 prévisibles à partir de la solubilité de la barytine dans les eaux à faible concentration en sulfate;
- De l'uranium immobilisé à l'état d'uranite; et,
- De faibles concentrations en fer et sulfate en raison d'une précipitation en quantité du FeS(ppt), éventuellement recristallisés en pyrite (FeS₂).

Dans des conditions oxydantes persistantes, la chimie est typique de celle du piézomètre 98-6A:

- Des concentrations en Ra-226 et baryum prévisibles en raison de la solubilité de la barytine dans une solution saturée de gypse;
- L'uranium sera mobile comme U(6); et
- Le transport du sulfate sera seulement atténué par la dilution avec les eaux souterraines ambiantes.

Dans des conditions modérément réductrices, les caractéristiques chimiques sont typiques de celles du piézomètre 98-6B, comprenant:

- Des concentrations élevées de fer;
- Des concentrations en Ra-226 et baryum prévisibles en raison de la solubilité de la barytine dans une solution saturée de gypse;
- L'uranium sera immobilisé à l'état d'uranite; et
- Le sulfate sera stable, et son transport sera atténué seulement par la dilution avec les eaux souterraines ambiantes.

Le développement des conditions réductrices dans les eaux souterraines a été observé et il est prédit que ces conditions persisteront. Les espèces subissant des réactions d'oxydoréductions sont moins complexes à évaluer que le Ra-226 mais la modélisation de leur transport est plus compliquée. À mesure que l'oxygène s'épuise dans le système des eaux souterraines, les espèces sujettes à oxydoréduction commencent à gagner des électrons, passant de leur état de valence oxydé à un état de valence réduit. Certaines espèces peuvent subir plusieurs réductions. Dans les résidus de Cluff Lake, la principale espèce problématique soumise à oxydoréduction est l'uranium. D'autres espèces sujettes à oxydoréduction, telles que l'arsenic et le molybdène, sont présentes avec seulement de faibles concentrations et sont considérées comme des constituants trace. L'uranium se transforme de son état de valence très soluble (VI) à l'état de valence très insoluble (IV) à des potentiels redox légèrement oxydants: environ +100 mV, en fonction de la chimie exacte du système des eaux souterraines. Une légère diminution de l'oxygène entraîne une atténuation complète de l'uranium (c. à d. l'immobilisation en uranite). Lorsque des conditions réductrices plus sévères se développent, le fer présent dans l'environnement est affecté. La réduction produit du fer soluble (II) à partir de la roche hématite extrêmement insoluble (FeIII), entraînant l'augmentation drastique des concentrations de fer dissous. À mesure que l'oxygène s'épuise davantage, le sulfure subit une réduction, du S(6) comme sulfate au S(2), sulfite. À ce niveau, la précipitation de fer et de sulfure est significative, enlevant complètement les deux espèces de la solution sous forme de FeS amorphe, recristallisant en pyrite.

En plus de la goethite (FeOOH) présente dans les eaux souterraines, les oxydes et oxyhydroxydes de fer amorphes sont des constituants minéraux courants dans la masse des résidus.

Le Tableau 9.4 résume les prédictions de la modélisation du transport des contaminants dissous dans les environs de l'AGR en utilisant l'option préférée du déclassement, en se basant sur une infiltration de 41 mm. Il faut noter que les pics de concentrations dans les eaux souterraines sont les pics de concentrations à l'entrée du lac Snake. Les concentrations les plus élevées dans les eaux souterraines dans la zone de l'AGR seront celles immédiatement adjacentes au barrage principal et devraient être similaires aux concentrations d'exposition rapportées à la section 6.2.8. Les concentrations diminueront en s'éloignant du barrage lorsque les mécanismes naturels d'atténuation, de dilution et de désintégration radioactive réduisent les concentrations.

Tableau 9.4
Résumé des prédictions de transport des contaminants

Contaminants dissous	SSWQO pour irrigation	SDWQSO	SSWQO Faune aquatique	Pic de concentration à la sortie du lac Snake	Pic de concentration des eaux souterraines
Radium 226 (Bq/L)	nd	0.1	0.11	0.039	0.098
Arsenic (mg/L)	0.1	0.025	0.05	0.002	0.005
Chlorure (mg/L)	100	250	nd	82	206
Nickel (mg/L)	0.2	nd	0.025	0.005	0.012
Uranium (mg/L)	0.01	0.02	nd	0.002	0.005

SDWQSO = Normes et objectifs de qualité des eaux potables de la Saskatchewan
 SSWQO = Objectif de qualité des eaux d'irrigation de surface de la Saskatchewan
 = Ojbjectif de qualité des eaux pour la faune aquatique de la Saskatchewan

Les prédictions de pics de concentrations dans les eaux souterraines rapportant au lac Snake ont été comparés aux objectifs SSWQO pour l'irrigation et aux objectifs SDWQSO. Comme indiqué au Tableau 9.4, à l'exception du chlorure, les pics de concentrations prédits sont inférieurs aux objectifs et normes. De plus, les prédictions de pics de concentrations dans les eaux du lac Snake résultant des influx d'eaux souterraines sont en deçà des SDWQSO et des SSWQO pour l'irrigation et la protection de la faune aquatique.

Les concentrations d'exposition notées à la section 6.2.8 indiquent des concentrations en sodium, chlorure, fer, molybdène et Ra226 qui pourraient présenter un risque en cas d'utilisation pour l'irrigation ou comme eau potable.

Effets résiduels et importance

Il est prédit que la qualité des eaux souterraines sera négativement affectée en raison de la continuation des apports de lixiviats issus de l'AGR. La modification chimique prédite des eaux souterraines entrant dans le lac Snake ne posera pas de risques inacceptables sur le biote ou la santé humaine puisque les concentrations prédites sont bien inférieures à celles des objectifs de qualité des eaux de surface. Toutefois, les eaux souterraines à proximité du barrage principal devraient continuer à être inadéquates pour la consommation humaine et l'irrigation.

Comme précédemment noté à la section 6, l'installation de puits pour l'eau potable, pour l'irrigation ou l'abreuvement des animaux est improbable en raison de l'abondance d'eaux de surface dans la zone locale d'étude et l'isolation relative du site. Les contrôles institutionnels nécessaires au contrôle du développement de l'AGR devront inclure des dispositions pour prévenir l'utilisation inadéquate des eaux souterraines contaminées dans les zones affectées. Cela atténuera davantage les risques pour les humains et le biote non-humain résultant de l'utilisation involontaire d'eaux souterraines contaminées pour la consommation ou l'irrigation.

Le panache dans les eaux souterraines de l'AGR a une étendue géographique limitée en raison de la proximité du barrage principal au lac Snake.

En raison de l'étendue limitée de la zone, de la faible probabilité d'utilisation par inadvertance des eaux souterraines contaminées, et de l'application de contrôles institutionnels pour atténuer davantage cette possibilité, les effets de l'AGR sur les eaux souterraines sont considérés comme négatifs mais pas significatifs. En résumé, la dégradation de la qualité des eaux souterraines est déterminée comme n'étant pas importante puisqu'elle ne limite pas l'utilisation actuelle et future des eaux souterraines et de surface de la région.

Effets du déclassement de la zone minière sur les eaux souterraines

En raison du déclassement, le confinement hydraulique des fosses et des mines souterraines cessera. Cela entraînera des changements négatifs sur la qualité des eaux souterraines qui n'existaient pas durant l'exploitation. De plus, les matériaux de remblai de la fosse Claude et la verse à stériles adjacente continueront d'être d'importantes sources de contamination des eaux souterraines dans le futur proche.

Une modélisation pour estimer la qualité des eaux à long terme à l'issue du déclassement des zones Claude et DJN/DJX a été réalisée. COGEMA (2000c) prédit l'infiltration dans la verse à stériles Claude après l'installation de la couverture (Annexe D), calcule le terme source de toutes les mines et verses à stériles contributives (Annexe B), sur la base de tests de caractérisation des stériles (Annexe A), et modélise les concentrations et les flux vers les récepteurs de surface (Annexe C).

Suite à la modification du plan de déclassement pour remblayer entièrement la fosse Claude, la modélisation a été actualisée dans COGEMA 2001 (Annexe A) et cette soumission propose une comparaison basée sur la modélisation entre les options de noyage et de remblayage de DJX. En réponse à des questions supplémentaires concernant les options pour DJX, un rapport supplémentaire sur ce point a été publié (COGEMA, 2002a). Dans le cadre de ce rapport une revue systématique des termes source et des hypothèses de circulation des eaux a été réalisée et la qualité prédite des eaux a été recalculée. Tous les scénarios de déclassement prédisent des changements négatifs sur la qualité des eaux souterraines, toutefois, leur importance et leur étendue spatiale sur la zone varient selon les modèles.

L'approche de déclassement préférée, quoique réduisant le taux de contamination des eaux souterraines, ne l'éliminera pas. Une migration supplémentaire du panache de contaminants vers les eaux de surface réceptrices se produira. Sur la base d'une modélisation des trajets de particules en régime permanent (COGEMA, 2002a), la contamination des eaux souterraines devrait s'étendre principalement au sud et à l'est de la verse à stériles Claude, vers la rivière Peter, et de la verse à stériles et de la fosse Claude en direction du nord et de l'est vers le lac Claude et le ruisseau Claude. Un panache supplémentaire devrait également s'étendre de la fosse DJX jusqu'au lac Cluff. Les mines souterraines entraîneront également une certaine contamination des eaux souterraines, mais son effet sera d'une importance limitée et elle se produira à grande profondeur là où la faible conductivité hydraulique limite la circulation des eaux souterraines.

Comme présenté à la section 6.2.8, il existe des concentrations élevées en ions majeurs, métaux trace et principaux radionucléides dans les piezomètres proches de la verse à stériles Claude. Ces concentrations rendent cette eau inadéquate pour la consommation humaine, l'irrigation et l'abreuvement du bétail sans traitement préalable. La modélisation n'a pas prédit les concentrations à long terme dans les eaux souterraines en divers points à l'aval des sources principales de contaminants, toutefois, on peut s'attendre à ce que les concentrations dans les eaux souterraines le long de l'écoulement varient entre les pics de concentrations modélisés aux récepteurs d'eaux de surface à l'aval et les concentrations actuelles dans les piezomètres situés dans le périmètre de la verse à stérile Claude.

Ainsi le panache existant dans les eaux souterraines proches de la verse Claude, qui est d'étendue limitée, pourra s'étendre pour couvrir une zone d'environ 2,5 kilomètres carrés à des profondeurs variables principalement au sein des terrains de recouvrement et du socle fracturé là où les conductivités hydrauliques sont les plus élevées.

Effets résiduels et importance

Comme indiqué, les eaux souterraines dont la contamination atteint des niveaux similaires à ceux rencontrés sur le périmètre de la verse à stériles Claude seront inadéquates pour la consommation humaine, l'irrigation ou l'abreuvement du bétail. Les effets directs des émergences d'eau souterraine sur la qualité des eaux de surface et des sédiments, et leur impact sur le biote et la santé humaine, sont présentés dans le reste de cette section.

Cette région est très peu peuplée et on s'attend à ce qu'elle le reste dans le futur proche. Sur la base des utilisations traditionnelles des terres et de l'abondance d'eaux de surface dans cette zone, on peut raisonnablement supposer que tous les besoins en eau seront assurés par les plans d'eau de surface. Par conséquent, la dégradation de la qualité des eaux n'aura pas d'effet négatif sur l'utilisation actuelle et potentielle des eaux souterraines. Pour atténuer davantage les effets négatifs potentiels, des mesures de contrôle institutionnelles pour prévenir l'utilisation des eaux souterraines comme eau potable ou d'irrigation pourraient être mises en place.

Sur cette base, les effets du projet sur les eaux souterraines dans les zones minières sont négatifs mais ne sont pas considérés comme importants.

9.2.4 Effets du projet sur la qualité des eaux de surface

Les effets sur la qualité des eaux de surface seraient considérés significatifs s'ils résultaient en des concentrations qui pourraient affecter négativement la survie et la reproduction de la faune aquatique et terrestre à un tel point que le rétablissement des populations serait peu probable pour plusieurs générations. La dégradation de la qualité des eaux de surface serait également considérée significative si les concentrations posaient des risques pour la santé humaine. L'évaluation des risques sur la santé humaine est présentée en section 9.2.7.1.

Effets des infiltrations de l'AGR sur la qualité des eaux du lac Snake

Les points suivants résument les constatations résultant de la modélisation tridimensionnelle du transport de contaminants dissous qui a été utilisée pour prédire les impacts en aval dus au déclassement de l'AGR.

- L'option préférée de déclassement résulterait en un pic moyen à long terme de la concentration en Ra-226 à la sortie du lac Snake de 0,039 Bq/L, si l'on considère une infiltration de 41 mm en utilisant l'année 1994 comme année moyenne. La concentration à long terme des eaux souterraines entrant dans le lac Snake est prédite à 0,098 Bq/L.
- L'option préférée de déclassement résulterait en un pic moyen à long terme de la concentration de Ra-226 à la sortie du lac Snake de 0,058 Bq/L, si l'on considère une infiltration de 62 mm en utilisant les données climatiques des 18 dernières années. La concentration à long terme des eaux souterraines entrant dans le lac Snake est prédite à 0,144 Bq/L.
- Il a été établi que la capacité d'absorption des sédiments du lac Snake n'a qu'une influence négligeable sur les pics de concentrations en Ra-226 dans le lac Snake. Le fait de ne pas prendre en considération les sédiments résulterait en une légère augmentation de la concentration dans le lac Snake à 0,039 Bq/L. Une augmentation substantielle (facteur de 8) du coefficient de distribution des sédiments résulteraient en une moyenne à long terme de la concentration dans le lac Snake de 0,037 Bq/L. La concentration à long terme des eaux souterraines entrant dans le lac Snake est prédite à 0,098 Bq/L et 0,093 Bq/L pour chaque scénario.
- Il a été établi que le terme source du bassin à liquides n'a qu'une influence négligeable sur les pics de concentrations en Ra-226. Une multiplication par deux du terme source à 0,4 Bq/L a entraîné une augmentation légère de la concentration dans le lac Snake à 0,039 Bq/L. La réduction à zéro du terme source du bassin à liquides produirait une concentration moyenne à long terme dans le lac Snake de 0,037 Bq/L. Les concentrations à long terme des eaux souterraines entrant dans le lac Snake sont prédites respectivement à 0,098 Bq/L et 0,093 Bq/L. Le fait que la qualité des eaux du lac Snake ne soit pas sensible au terme source du bassin à liquides indique que la majorité des apports seront issus des résidus solides.
- Il a été établi que la concentration dans le lac Snake est très sensible aux coefficients de distribution au sein des terrains de recouvrement. La diminution des coefficients de distribution par un facteur de deux a augmenté la concentration moyenne à long terme de Ra-226 dans le lac Snake à 0,055 Bq/L avec la concentration à long terme dans les eaux souterraines entrant dans le lac Snake prédite à 0,137 Bq/L. Les valeurs de coefficients de distribution utilisés dans l'analyse initiale (le till très absorbant n'étant pas pris en compte) étaient parmi les valeurs faibles auxquelles on pouvait s'attendre pour le matériel de recouvrement de Cluff Lake, de ce fait les calculs de flux ont fourni des résultats supérieurs à ceux auxquels on pourrait s'attendre. Si l'on considère que le till extrêmement absorbant occupe la moitié inférieure du terrain de recouvrement, les concentrations à long terme en Ra-226 du lac Snake diminueraient jusqu'à 0,018 Bq/L avec une concentration moyenne des eaux souterraines à 0,045 Bq/L.
- Il a été établi que la concentration du lac Snake était bien moins sensible aux coefficients de distribution des roches du socle. La diminution des coefficients de distribution a augmenté la concentration moyenne à long terme en Ra-226 dans le lac Snake à 0,042 Bq/L. La concentration à

long terme en Ra-226 des eaux souterraines entrant dans le lac Snake a été prédite à 0,104 Bq/L. Encore une fois, les valeurs des coefficients de distribution utilisées dans l'analyse initiale étaient parmi les valeurs faibles attendues, de ce fait les calculs de flux ont fourni des résultats supérieurs à ceux auxquels on pouvait s'attendre.

- Il a été établi que les cas extrêmes d'infiltration de l'AGR influencent les concentrations du lac Snake. Une simulation sur 10 ans du transport de contaminants dissous en utilisant l'infiltration correspondant aux précipitations d'une année fortement pluvieuse (maximum sur une période de 10 ans) a résulté en un pic de concentration moyenne à long terme en Ra-226 dans le lac Snake de 0,023 Bq/L. L'infiltration en climat sec constant sur 10 ans a résulté en un pic de concentration à long terme du Ra-226 dans le lac Snake de 0,081 Bq/L. La concentration à long terme des eaux souterraines entrant dans le lac Snake est respectivement prédite à 0,091 Bq/L et 0,095 Bq/L. Ces cas d'infiltration sont anticipés comme étant extrêmes; de ce fait ces concentrations représenteraient des conditions peu probables.
- L'accumulation future de sédiments dans le lac Snake n'a pas été prise en compte dans le programme de modélisation prédictive. Les sédiments supplémentaires fourniraient une capacité adsorbante additionnelle ce qui réduirait les flux à long terme. Ce bénéfice n'a pas été inclus dans l'analyse.

Le Tableau 9.4, présenté à la section 9.2.3, résume les prédictions issues de la modélisation du transport de contaminants dissous à proximité de l'AGR en utilisant l'option préférée du déclassement, en tenant compte d'une infiltration de 41 mm. Les concentrations prédites à la sortie du lac Snake seront inférieures à celles des objectifs SSWQO pour la protection de la vie aquatique pour le Ra-226, le sulfate, l'arsenic, le chlorure et le nickel, et inférieures à l'objectif du déclassement pour l'uranium. Les pics prédits des concentrations en cuivre, sélénium, molybdène et uranium sont respectivement 7 µg/L, 1 µg/L, 27 µg/L et 2,5 µg/L, et sont tous inférieurs aux objectifs SSWQO et déclassement pour chaque élément.

Effets résiduels et importance

Les effets résiduels prédits, tels que présentés au Tableau 9.4 ci-dessus, sont plus élevés que ceux qui existaient à la fin des opérations. Ils sont de ce fait considérés comme négatifs. Toutefois, ils restent inférieurs aux objectifs SSWQO et de déclassement pour tous les paramètres, par conséquent, aucun effet sur la survie et la reproduction des organismes aquatiques n'est prédit. De fait, les effets ne sont pas considérés comme importants.

Effets de l'arrêt des rejets d'effluents traités sur la qualité de l'eau du lac Island

A mesures de l'achèvement des activités de déclassement, les débits et les concentrations en contaminants dans les effluents vont diminuer et résulter en une amélioration de la qualité de l'eau du lac Island. Le processus de relâche dans la colonne d'eau de contaminants provenant des sédiments ira à l'encontre de cette amélioration. Une modélisation a été réalisée pour fournir une estimation du taux d'amélioration de la qualité de l'eau (et de la qualité des sédiments) et de la période de temps nécessaire au rétablissement des conditions de référence.

Après le calage du modèle “INTAKE” sur la base des données de surveillance de 1982 à 1999, la qualité future de l’eau du système du ruisseau Island a été prédite pour 10,000 ans (COGEMA, 2000d, Annexe B). La qualité de l’eau prédite dans le lac Island est présentée en Figure 9.1. La modélisation prend en compte le calendrier suivant :

- Une période de déclassement s’étalant de 2002 à 2004 ;
- Une période de surveillance après la fermeture, durant laquelle le Système de Traitement Secondaire (STS) continue à traiter les eaux de ruissellement et les eaux de consolidation des résidus jusqu’en 2008 ; et
- Une période post-déclassement.

A mesure que les sources de contaminants décroissent et finalement s’arrêtent, la modélisation démontre une diminution graduelle des concentrations en contaminants dans les eaux de surface. Le taux de réduction des contaminants dans la colonne d’eau du lac Island est lié à la résidence des contaminants dans l’eau, à la durée (vitesse de lixiviation) et du taux de reflux des contaminants des sédiments sur la base des coefficients de partage eau-sédiments (valeurs K_d). Les contaminants qui transitent dans les sédiments lorsque leur concentration dans la colonne d’eau est élevée commenceront à être libérés vers la colonne d’eau à mesure que la concentration dans l’eau diminue. Ainsi, les contaminants avec un K_d élevé mettront plus de temps pour revenir aux niveaux de référence en raison des échanges dynamiques entre la colonne d’eau et la couche de sédiments. Par exemple, des éléments tels que les chlorures, sulfates et TSD recouvreront rapidement les niveaux naturels. À l’inverse, le rétablissement de la qualité des eaux de surface pour les métaux est plus graduel, à cause de leur coefficients de partage eau-sédiments (K_d) élevés.

Il est prédit que la plupart des concentrations en contaminants dans les eaux de surface diminueront rapidement après l’arrêt des rejets d’effluents traités. En 100 ans, tous les contaminants devraient être de retour à leur niveau de référence. Le seul paramètre pour lequel il est prédit un dépassement des objectifs SSWQO est l’ammoniaque. Ce dépassement est prévu durant les 10 à 20 premières années. L’évaluation des risques écologiques (section 9.2.6) a établi que ces concentrations ne devraient pas poser de risque pour le biote aquatique. Les concentrations en ammoniaque seront soigneusement surveillées dans le cadre du programme de surveillance du déclassement.

Un facteur supplémentaire non modélisé est l’influence des rejets d’effluents traités sur les concentrations en oxygène hivernales dans la zone située autour du point de rejet. Le lac Island est relativement peu profond et actif biologiquement, ce sont là des caractéristiques clés des lacs qui subissent périodiquement des mortalités accrues de poissons en raison des faibles niveaux d’oxygène dissout. Au cours de la période opérationnelle, il est vraisemblable que les effluents traités aient servi de source d’eau oxygénée, particulièrement au cours de la période où une couverture de glace était présente. Cela a pu minimiser l’incidence des mortalités accrues en hiver dans ce lac. Cette conclusion est confirmée par les mortalités accrues des derniers hivers de 2002 et 2003, lorsqu’aucun rejet d’effluent n’a été fait au cours de la période de couverture par la glace. Il est possible que les mortalités accrues en hiver deviennent plus fréquentes après le déclassement avec l’arrêt des rejets d’effluents. Cela pourra entraîner une diminution

de la capacité du lac à abriter des poissons, conformément aux conditions existantes avant l'exploitation minière, et une diminution correspondante de la population de poissons durant l'hiver.

Effets résiduels et importance

Comme discuté au Chapitre 6, les rejets opérationnels dans le lac Island ont abouti à une dégradation de la qualité des eaux. De ce fait, dans le lac Island la qualité initiale des eaux après le déclassement (c.-à-d., après l'arrêt des rejets d'effluents) présentera des concentrations élevées pour un certain nombre de contaminants en comparaison avec les conditions antérieures aux opérations et celles de référence. Toutefois, les concentrations en contaminants dans les eaux ne sont à aucun moment supposées dépasser celles atteintes au cours des pics de rejets d'effluents ou celles prédites pour le moment où les rejets cesseront.

Le temps de rétablissement pour le lac Island et les environs est basé sur les effets cumulatifs des conditions résultant des rejets opérationnels, et des mécanismes naturels de restauration (par ex. , le taux de reflux des sédiments et la vitesse de renouvellement des eaux du lac Island). L'évaluation des effets cumulatifs indique que la qualité des eaux après le déclassement est initialement défavorable (en raison des rejets opérationnels), toutefois, avec l'enlèvement du principal terme source (les effluents), des améliorations de la qualité des eaux sont prédites avec l'atteinte des niveaux antérieurs à l'exploitation dans une période de 50 à 100 ans. Dans les conditions les plus défavorables observées au cours des rejets opérationnels, un système aquatique fonctionnel a été maintenu avec comme effet principal une modification de la composition de la communauté aquatique. Par conséquent l'ampleur des effets ne sera à aucun moment au cours de la phase de déclassement considérée comme sévère. L'étendue géographique de la dégradation de la qualité des eaux a été et devrait continuer d'être restreinte au lac Island avec très peu de transport au-delà du marécage.

Par conséquent, en raison de l'étendue limitée des effets négatifs observés et prédits, et de la prévision que les améliorations de la qualité des eaux permettra le rétablissement biologique du lac Island, les effets cumulatifs des opérations et du déclassement ne seraient pas classés comme des effets négatifs importants.

Les changements potentiels de la capacité à accueillir des poissons sont supposés refléter des conditions similaires à celles qui existaient avant les opérations. Le programme de suivi (section 10) et le programme de surveillance environnementale (section 8.3.3) surveilleront particulièrement la population de poissons, le reflux de contaminants des sédiments dans la colonne d'eau, et la performance continue du marécage pour assurer que la qualité des eaux en aval reste en deçà des objectifs de qualité des eaux du déclassement. Des actions mitigatives pourront être nécessaires si le rejet de contaminants du lac Island et les sédiments des marécages ne se comportent pas comme prédit résultant en une diminution potentielle de la qualité des eaux en aval.

Effets du déclassement des zones minières sur la qualité des eaux du bassin versant du lac Cluff

Une fois le déclassement terminé, les eaux souterraines des zones des mines à ciel ouvert et des mines souterraines, en combinaison avec les verses à stériles qui leur sont liées, s'écouleront vers les petits cours d'eau ou rivières qui se déchargent dans la partie nord du lac Cluff. La fosse Claude et la verse à stériles seront drainées par le lac Claude, le ruisseau Claude et la rivière Peter. L'écoulement à partir de la fosse DJX se fera directement vers le lac Cluff alors que la fosse D et la verse à stériles D contribueront aux apports au ruisseau Boulder. L'emplacement général des zones minières par rapport à la partie nord du lac Cluff est présenté sur la Figure 2.3.

Les concentrations prédites pour tous les paramètres clés y compris le nickel, l'uranium, le sélénium, le molybdène et le cobalt sont bien inférieures aux objectifs SSWQO et du déclassement (COGEMA, 2001, Annexe A). Les concentrations prédites en uranium et nickel dans le lac Claude, la rivière Peter et le lac Cluff sont présentées aux Figures 9.2, 9.3 et 9.4. Pour tous ces plans d'eau de surface, les prédictions des modèles indiquent que les concentrations en uranium resteront dans les limites des niveaux des objectifs liés à la dureté tel que décrit à la section 7.1.2.

Le niveau de dureté dans le lac Claude devrait rester élevé (au-dessus de 200 mg/L équivalent CaCO₃) en raison de la continuation des infiltrations en provenance de la fosse Claude remblayée (COGEMA, 2002b, section 3.1). Les pics de concentrations de la Figure 9.2, de 72 µg/L d'uranium et 42 µg/L de nickel sont bien inférieurs aux objectifs corrigés par la dureté, de 400 µg/L pour l'uranium et 100 µg/L pour le nickel. Il est intéressant de noter que les valeurs prédites dans le lac Claude et la rivière Peter sont plus élevées pour l'option du noyage de DJX. Ceci est dû au fait que le volume actuel de la verse à stériles Claude restera à son emplacement actuel pour l'option de noyage, alors que pour l'option de remblayage de DJX, une bonne partie des stériles a été transférée dans la fosse, n'apportant alors plus de contaminants au lac Claude et à la rivière Peter.

Effets résiduels et importance

Le contrôle de l'eau des mines au cours de la phase d'exploitation a minimisé les impacts sur la qualité des eaux de surface du bassin versant du lac Cluff. Après le déclassement, les niveaux naturels des eaux souterraines se rétabliront et la migration des contaminants vers les plans d'eau de surface s'effectuera. Il est prédit que les concentrations de ces contaminants dans les eaux de surface augmenteront par rapport aux niveaux de référence actuels ; de ce fait ceci est classé comme un effet négatif.

Il est prédit que l'augmentation des paramètres de qualité des eaux pour le lac Claude, la rivière Peter et le lac Cluff restera inférieure aux objectifs de qualité des eaux du déclassement. Ainsi, ils ne sont pas prédits comme étant importants avec une faible probabilité d'effets biologiques mesurables. Pour l'uranium, cette conclusion dépend de la pertinence des relations de toxicité de l'uranium avec la dureté. Le raffinement de la relation entre la toxicité de l'uranium et la dureté de l'eau est actuellement l'objectif premier du groupe de travail régional sur la qualité des eaux et des sédiments. La participation de COGEMA à ce groupe de travail ainsi que la réalisation de tests de toxicité de l'uranium sur les eaux du lac Cluff sont des composantes du programme de suivi décrit à la section 10.0.

Effets du déclassement de la fosse D sur la qualité des eaux

Comme indiqué à la section 6, la colonne d'eau noyée dans la fosse D présente une chimiocline stable. La verse à stériles adjacente est généralement stable sans signe d'érosion significative qui pourrait entraîner l'exposition des stériles sous-jacents et l'augmentation potentielle des rejets de contaminants dans la fosse. De plus, la fosse D est séparée de tout autre plan d'eau de surface.

Effets résiduels et importance

L'effet de la qualité des eaux de la fosse D sur l'environnement, en raison des conditions actuelles, est commenté à la section 6.

Puisque la colonne d'eau présente un chimiocline stable qui est supposé continuer dans le futur proche, il n'y a aucun effet négatif dû au déclassement final de la fosse D puisqu'il n'y a aucun changement prédit par rapport aux conditions opérationnelles actuelles. Étant donné que la qualité des eaux actuelle et future, au-dessus du chimiocline, répond aux objectifs du déclassement pour les eaux, spécifiés à la section 7, les effets cumulatifs des activités opérationnelles et du déclassement sont considérés comme négatifs mais pas importants.

Effets du déclassement de la fosse DJX sur la qualité de l'eau de la fosse

Les fosses DJX et DJN qui sont adjacentes deviendront un seul plan d'eau une fois que le noyage sera terminé (voir Figure 6.3). Par conséquent, le noyage initial de la fosse DJX entraînera un apport de contaminants issus des parois exposées de la fosse et des stériles oxydés restants dans la fosse DJN. Ces eaux contaminées se mélangeront aux eaux contaminées déjà présentes dans la fosse résultant en des concentrations potentiellement élevées pour les contaminants clés tels que le nickel et l'uranium. Si les objectifs du déclassement pour la qualité des eaux ne sont pas atteints après le noyage initial, les eaux seront traitées jusqu'à ce que les objectifs de qualité des eaux soient atteints.

On s'attend à ce qu'un chimiocline similaire à celui observé dans la fosse D s'établisse à long terme résultant en des eaux de surface moins contaminées et des concentrations augmentant en profondeur. On prédit que la qualité des eaux à long terme sera similaire à celle de la fosse D et au minimum, inférieure aux objectifs de qualité des eaux pour les fosses noyées, tel que spécifié à la section 7. La fosse restera isolée des autres plans d'eau sauf en cas d'importantes précipitations où il est possible qu'un débordement dans le lac Cluff se produise. Dans un tel cas, les eaux moins contaminées de la partie supérieure de la colonne d'eau s'écouleraient vers le lac Cluff résultants en des impacts négligeables.

La réalisation des objectifs du déclassement pour la fosse DJX repose sur la présence d'un chimiocline efficace dans la moitié supérieure de la colonne d'eau. La confirmation de ce phénomène et la création de mesures de contingence, si elles s'avéraient nécessaires, font partie du programme de surveillance de suivi présenté à la section 10.

Effets résiduels et importance

Les effets de la qualité de l'eau de la fosse DJX sur la qualité de l'eau en aval ont déjà été évalués et présentés à la section 9.2.3 et 9.2.4.

Dans l'état actuel des choses, les eaux de la fosse ne sont pas directement accessibles à la faune. Une fois que la fosse sera noyée et traitée si nécessaire, il est prédit que la qualité finale des eaux de la partie supérieure de la colonne sera meilleure que la qualité actuelle des eaux de la fosse DJX. Toutefois, il est reconnu que la qualité des eaux n'est pas la même que celle des eaux de surface naturelles et qu'à l'état noyé, la fosse deviendra accessible à la faune. Sur cette base, les effets du déclassement de la fosse DJX sont considérés comme négatifs.

En se basant sur le fait que les objectifs de qualité des eaux seront atteints et que des conditions similaires à celles existantes actuellement dans la fosse D seront également établies dans la fosse DJX, les effets résiduels ne sont pas considérés comme importants, puisqu'il est prédit que les objectifs SSWQO seront atteints au-dessus du chimocline des eaux profondes. Le seul contaminant ne répondant pas aux objectifs SSWQO est probablement le fer; toutefois, les niveaux devraient être comparables à ceux de la qualité naturelle des eaux souterraines dans la zone et des petits cours d'eau locaux qui sont principalement alimentés par les eaux souterraines. L'évaluation des risques pour le biote basée sur l'expérience acquise avec la fosse D, montre que la qualité des eaux ne posera pas de risques substantiels. Cette conclusion est confirmée par le fait qu'une communauté aquatique s'est établie de façon naturelle dans la fosse D, composée de plancton, d'invertébrés benthiques et de macrophytes aquatiques. Les risques potentiels posés par l'utilisation des eaux de la fosse par la faune afin de s'abreuver sont également considérés comme négligeables (section 9.2.6.3.).

9.2.5 Effets du projet sur la qualité des sédiments

Les effets sur la qualité des sédiments seraient considérés significatifs si les concentrations en contaminants affectaient négativement la survie et la reproduction de la faune aquatique à un tel point que le rétablissement des populations locales serait peu probable pendant plusieurs générations.

Référence

Sur la base des prédictions de qualité des eaux, l'étape suivante dans le modèle "INTAKE" a été de calculer les concentrations dans les sédiments à chaque pas de temps. La modélisation initiale détaillée est décrite dans COGEMA, 2000d, Annexe B dans laquelle la qualité des eaux et des sédiments des lacs Island, Snake et Cluff a été prédite pour les 2000 années à venir. Après les changements apportés à la stratégie de déclassement pour la zone minière (décision de remblayer la fosse Claude), la qualité des eaux et des sédiments du lac Cluff a été modélisée à nouveau (COGEMA, 2001, Annexe B). En 2002, une modélisation supplémentaire de la qualité des eaux du lac Cluff a été entreprise afin d'évaluer les options de remblayage et de noyage de la fosse DJX (COGEMA, 2002a). Ces prédictions plus récentes n'étaient pas très différentes des estimations préalables, tel qu'indiqué au Tableau 9.5, donc aucune autre modélisation supplémentaire de la qualité des sédiments n'a été réalisée. Comme les scénarios pour modéliser les lacs Snake et Island, les valeurs des sédiments prédites dans le document initial restent valides.

Tableau 9.5 a
Comparaison des prédictions de qualité des eaux dans les documents Cluff Lake

	Unités	COGEMA, 2001	COGEMA, 2002a
		Pic de concentration du 50ème centile	Pic de concentration du 50ème centile
Uranium	µg/L	20	15
Nickel	µg/L	4.2	7

Effets potentiels et actions mitigatives proposées

Comme précédemment discuté à la section 6.2.11, la qualité des sédiments a été évaluée en comparaison aux recommandations de qualité des sédiments disponibles et à la littérature scientifique récente (Tableau 7.2). Les radionucléides ne sont pas discutés dans cette section car la qualité des sédiments est mieux évaluée en calculant la dose totale de radiations issues de l'exposition à plusieurs radionucléides plutôt qu'en utilisant des recommandations de qualité des sédiments pour les contaminants individuels. Cette évaluation est présentée à la section 9.2.5.1.

La qualité prédite des sédiments pour les principaux lacs d'intérêts est illustrée aux Figure 9.5 (lac Snake), Figure 9.6 (lac Island) et Figure 9.7 (lac Cluff). Ces figures présentent des courbes des valeurs moyennes (50ème centile), 5ème et 95ème centiles, calculées à partir de 100 tirages aléatoires, pour les 2000 premières années de la simulation sur 10,000 ans. La valeur moyenne représente la meilleure estimation de la qualité attendue alors que les 5ème et 95ème centiles bornent les valeurs attendues. Les valeurs sont intimement liées aux changements prédits de la qualité des eaux.

A partir de ces figures, il est évident que les concentrations en contaminants dans les sédiments des lacs Snake et Cluff augmentent après le déclassement jusqu'à atteindre une asymptote, puis soit elles se stabilisent soit elles diminuent de façon régulière. Ainsi, les options de déclassement choisies ont un effet négatif sur la qualité des sédiments. Dans les paragraphes qui suivent, l'importance de ces effets négatifs est évaluée en comparant les pics de concentrations en contaminants par rapport aux valeurs guides existantes.

Pour le lac Island, les pics de contaminants dans les sédiments sont liés à la période opérationnelle, les contaminants diminuant après le déclassement. De ce fait, l'option de déclassement préférée (restauration naturelle) n'a pas d'effet négatif sur la qualité des sédiments. Les effets cumulés, et en particulier, le temps de restauration, sont basés sur la sévérité des apports pendant la période opérationnelle et les mécanismes de restauration naturelle (par ex., le reflux dans la colonne d'eau et le piégeage à long terme dans les sédiments). Dans l'intérêt de la continuité, les effets cumulatifs sur le lac Island sont évalués dans les paragraphes qui suivent. Les effets cumulés sont présentés à nouveau à la section 9.4 afin de résumer les effets cumulés des activités opérationnelles et de déclassement et pour présenter les effets

supplémentaires qui pourraient être liés aux activités ayant lieu à l'extérieur des installations de Cluff Lake.

Lac Snake

Il a été démontré à la section 6.2.11 que les activités opérationnelles n'ont que légèrement influencé la qualité des sédiments du lac Snake. Cela comprenait des augmentations mineures de l'uranium et du radium-226 dans les sédiments, sans qu'aucun des deux ne soit suffisamment élevé pour considérablement affecter le biote. Avec le déclassement de l'AGR, des apports supplémentaires vers le lac Snake sont prédits. La Figure 9.5 indique que l'infiltration en provenance de l'AGR déclassée résultera en une augmentation lente de certains contaminants des sédiments suivie d'une stabilisation ou d'une diminution graduelle avec la diminution des infiltrations. Les implications sont évaluées par comparaison aux valeurs guides du Tableau 7.2.

La médiane et le 95^{ème} centile des prédictions pour l'uranium et le zinc sont comparables ou inférieurs aux valeurs inférieures des fourchettes offertes par les valeurs guides. De plus, les concentrations moyennes prédites pour l'arsenic, le cuivre, le plomb, le molybdène, le nickel, l'uranium et le zinc sont proches ou inférieures aux plus faibles valeurs guides et/ou dans les limites des concentrations régionales de référence. Les seuls contaminants pour lesquels des valeurs du 95^{ème} centile ne sont pas considérablement inférieures aux limites inférieures des recommandations sont l'arsenic, le nickel et le molybdène. Toutefois, les valeurs prédites pour ces contaminants sont considérablement inférieures aux limites supérieures calculées par Thompson et al (2003) à partir de la base de données restreinte aux régions minières d'uranium du Canada en utilisant les mêmes procédures analytiques utilisées pour créer les recommandations MEO de l'Ontario. De plus, la prédiction maximale pour l'arsenic est inférieure à la limite supérieure de la fourchette documentée pour les valeurs de référence locales (23 µg/g) dans la zone de Cluff Lake. Par conséquent, la qualité des sédiments du lac Snake ne devrait pas être significativement détériorée par le déclassement de la mine de Cluff Lake.

Lac Island

Les rejets opérationnels dans le lac Island ont entraîné l'accumulation de contaminants dans les sédiments à des niveaux considérés comme négatifs et ont altéré la communauté de macroinvertébrés benthiques (voir section 6.2). Avec l'arrêt des rejets d'effluents dans le lac Island, les concentrations en contaminants dans les sédiments de surface devraient diminuer comme montré à la Figure 9.6. Le molybdène, le nickel, l'uranium et le sélénium ont été identifiés comme les contaminants principaux potentiellement problématiques (voir section 6.2). Par conséquent, ce sont les taux de restauration pour ces contaminants qui sont particulièrement intéressants. Ce sujet est abordé dans les paragraphes qui suivent, à l'exception du sélénium, qui est présenté dans l'évaluation des risques écologiques car l'ingestion alimentaire du sélénium est la voie d'exposition la plus considérable.

Des diminutions substantielles sont prédites pour tous ces contaminants dans les 50 premières années. Les concentrations moyennes en molybdène devraient diminuer d'environ 50% à moins de 100 µg/g, ce

qui est considérablement inférieur à la fourchette de la valeur guide CES (540 – 1239 µg/g). Le 95^{ème} centile devrait diminuer jusqu'à atteindre près de 500 µg/g, valeur également inférieure à la limite inférieure de la fourchette CES. Les concentrations moyennes en nickel devraient décroître en deçà de toutes les limites proposées correspondant à des effets faibles (à peu près 10 µg/g), avec le 95^{ème} centile diminuant (environ 30-35 µg/g), bien en deçà de trois des quatre recommandations supérieures proposées (Tableau 7.2). Le retour aux conditions de référence pour ces deux contaminants est atteint après une période de 50 à 100 ans.

Comme pour le molybdène, la concentration moyenne en uranium devrait également décroître d'environ 50% d'ici à 50 ans après le déclassement, atteignant environ 200 µg/g. Dans le même temps, l'estimation du 95^{ème} centile devrait diminuer de plus de 800 µg/g à environ 500 µg/g. Par conséquent, dans les 50 premières années après le déclassement, les concentrations en uranium, bien que potentiellement nuisibles, se seront considérablement améliorées et resteront substantiellement en deçà des niveaux d'effets sévères calculés par Thompson et al. (2003). Le retour à un niveau inférieur à la limite correspondant à des effets faibles (104 µg/g) est atteint après environ 100 à 150 ans pour les estimations respectives des 50^{ème} et 95^{ème} centiles.

Il est prédit que les communautés benthiques actuellement affectées vont être graduellement restaurées à mesure que la qualité des sédiments s'améliorera au cours des 50 premières années après le déclassement. La communauté qui se développera sera plus complexe que la communauté actuelle (plus grande richesse taxonomique et diversité). La communauté benthique continuera certainement à consister en des espèces plus tolérantes aux métaux, semblables à celles établies dans les plans d'eau naturellement riches en métaux tels que le lac Zimmer dans la zone de la mine Key Lake (Conor Pacific 2000, Golder 2002), jusqu'à ce que des conditions de référence soient établies pour tous les contaminants pour environ 100 ans après le déclassement.

Lac Cluff

Le Tableau 9.6 énumère les concentrations de référence mesurées dans les sédiments du lac Cluff en 1998 et la Figure 9.7 donne les prédictions du modèle de la qualité future des sédiments dans le lac Cluff. Seules les données pour les 2000 premières années des 3000 ans de la simulation sont présentées, puisque les niveaux prédits pour tous les contaminants atteignent leur pic au cours de cette période et les tendances sont généralement à la baisse vers la fin de la période de simulation. Il faut noter que les niveaux prédits de contaminants sont des concentrations totales et incluent les valeurs de référence.

Tableau 9.6
Concentrations de référence mesurées dans les sédiments – Lac Cluff

Contaminant	Unités	Valeurs de référence mesurées		
		5 ^{ème}	50 ^{ème}	95 ^{ème}
Arsenic	µg/g sec	20.0	30.5	56.0
Cuivre	µg/g sec	11.8	19.0	35.5
Plomb	µg/g sec	21.3	23.0	23.0
Molybdène	µg/g sec	5.3	13.0	15.0
Nickel	µg/g sec	20.5	25.5	31.0
Uranium	µg/g sec	18.1	19.2	23.1
Zinc	µg/g sec	120.0	125.0	167.5
Cobalt	µg/g sec	11.0	14.0	18.5
Sélénium	µg/g sec	-	-	-
Plomb-210	Bq/g sec	1.1	1.7	2.7
Polonium-210	Bq/g sec	0.9	1.5	2.4
Radium-226	Bq/g sec	0.35	0.55	0.99
Thorium-230	Bq/g sec	0.18	0.24	0.40

Les prédictions du modèle suggèrent qu'il y aura une augmentation relativement faible des concentrations en cobalt, cuivre, plomb, molybdène, sélénium et zinc. Les contaminants présentant les augmentations de concentrations les plus fortes, par ordre croissant des taux d'augmentation sont, l'arsenic, le nickel et l'uranium.

Le programme d'échantillonnage des sédiments de 1998 a confirmé que les concentrations naturelles d'arsenic peuvent excéder la limite inférieure et même la limite supérieure des recommandations proposées par le CCME et le Ministère de l'environnement de l'Ontario (par ex., le lac de référence, moyenne du lac Phillip – 23,4 µg/g). Les concentrations élevées en arsenic dans le lac Cluff sont aussi considérées comme naturelles puisque les activités d'exhaure au cours des opérations ont limité la migration des contaminants vers les fosses et les mines souterraines. Cette conclusion est confirmée par la chimie des sédiments d'exploration qui a documenté une anomalie d'arsenic dans les sédiments situés en aval du gisement de Cluff Lake comprenant la zone de la portion nord du lac Cluff (Dunn 1980). La concentration en arsenic la plus élevée mesurée dans cette zone était 56 µg/g, collectée à la pointe nord-est du lac Cluff. Les pics prédits des concentrations en arsenic aux 50^{ème} et 95^{ème} centiles sont considérablement inférieurs à la fourchette CES (346 – 5874 µg/g) proposée par Thompson et al. (2003). Cela suggère que tous les effets dus aux concentrations élevées en arsenic ne seront pas d'importance sévère et seront certainement restreints aux portions du lac Cluff contenant des concentrations naturellement élevées en arsenic.

Les concentrations en nickel, comme celles en arsenic sont naturellement élevées dans le bassin versant du Lac Cluff. Dunn (1980) a identifié cette zone comme une anomalie de nickel dans les sédiments où les concentrations étaient 3 fois plus élevées que la moyenne régionale (>36 µg/g). Cette conclusion est

confirmée par les échantillons de 1998; parmi lesquels une valeur moyenne de 37,7 µg/g a été mesurée. Par conséquent, cette zone excède naturellement les valeurs guides proposées correspondant à un seuil d'effet faible. La communauté benthique qui sera exposée aux concentrations accrues en nickel en raison du déclassement proposé est une communauté qui a été établie dans un environnement ayant des concentrations élevées en nickel. Cette exposition préalable et le fait que les concentrations prédites aux 50^{ème} et 95^{ème} centiles sont considérablement plus faibles que celles des limites supérieures des valeurs guides proposées pour les régions minières d'uranium, signifient qu'une altération sévère de la communauté benthique n'est pas anticipée.

Il est prédit que les concentrations en uranium des sédiments auront l'augmentation la plus forte avec l'activité du déclassement. En dépit de cela, la concentration au 50^{ème} centile est inférieure à celle des valeurs guides correspondant à un seuil d'effet faible. Seul le 95^{ème} centile a le potentiel de dépasser la valeur guide des effets faibles. Toutefois, cette concentration prédite de 222 µg/g est bien inférieure à la fourchette CES de 3410 – 5874 µg/g proposée pour les régions minières d'uranium. Par conséquent, tout effet sur la communauté benthique ne devrait pas être sévère, en particulier vu le potentiel d'adaptation préalable de la communauté résidente aux concentrations élevées en uranium puisque le bassin versant du lac Cluff a été identifié comme étant une région particulièrement porteuse d'uranium (Dunn 1980).

Effets résiduels et importance

Lac Snake

Les effets environnementaux sur le lac Snake résultant des opérations ont été mineurs. En raison du déclassement, une augmentation mineure de quelques-uns des contaminants est prévue. Toutes les prédictions sauf celles au 95^{ème} centile pour le nickel et le molybdène sont inférieures ou proches des valeurs régionales de référence ou des limites inférieures des valeurs guides. En raison de l'augmentation prévue des contaminants, les effets résultants des activités de déclassement sont classés comme négatifs. Toutefois, cet effet négatif ne serait pas considéré comme significatif puisqu'il est prédit que les concentrations devraient être inférieures aux seuils maximums des valeurs guides (CES ou CEP), et par conséquent les effets biologiques, le cas échéant, seraient d'importance limitée, et n'auraient pas d'influence mesurable au-delà du lac Snake et diminueraient avec le temps à mesure que la qualité des eaux d'infiltration s'améliore.

Il n'est pas nécessaire d'évaluer davantage les effets cumulatifs des rejets opérationnels et de l'option de déclassement proposée puisque les rejets opérationnels étaient trop mineurs pour être considérés comme négatifs et qu'ils n'influenceraient pas vraiment les prédictions.

Lac Island

Les effets opérationnels sur la qualité des sédiments dans le lac Island sont classés comme négatifs sur la base des valeurs guides de qualité des sédiments et des résultats de la surveillance biologique. Comme décrit à la section 6, l'ampleur de l'effet est limitée à une modification de la composition de la

communauté benthique tout en conservant l'abondance totale, un facteur important pour la population benthique de meuniers noirs. Les données de modélisation et les données de terrain confirment la conclusion que l'effet est principalement limité géographiquement au lac Island (181 hectares).

L'option de déclassement proposée, appelée restauration naturelle implique l'arrêt des rejets d'effluents dans le bassin versant et que l'on laisse s'opérer les processus naturels entraînant les contaminants vers les couches sédimentaires plus profondes diminuant ainsi la possibilité de leur transport futur et de leur disponibilité biologique. De ce fait, il n'existe pas d'effets négatifs liés à l'option de déclassement. Le temps de restauration du lac Island et des plans d'eau en aval est basé sur les effets cumulatifs des conditions issues des rejets opérationnels, et des mécanismes de restauration naturelle (par ex., le taux de reflux des sédiments et le taux de renouvellement de l'eau du lac Island).

L'évaluation cumulative indique que la qualité des sédiments après le déclassement, bien qu'initialement négative (en raison des rejets opérationnels), s'améliorera avec l'élimination du terme source majeur (effluents). Des améliorations considérables de la qualité des sédiments sont prédites dans les 50 premières années, avec même les fourchettes supérieures (95^{ème} centile) des prédictions pour l'uranium et le molybdène dans les sédiments atteignant les points élevés des conditions régionales de référence après 100 à 150 ans. Puisque à la fin de l'exploitation, il reste un système aquatique fonctionnel sur lequel l'effet principal est la modification de la composition de la communauté benthique, l'ampleur des effets résiduels liés à l'amélioration plus lente des concentrations en uranium et en molybdène dans les sédiments ne serait pas considérable.

En résumé, l'effet cumulatif est considéré comme étant négatif mais pas significatif. Les niveaux des contaminants dans les sédiments sont dans les limites des concentrations locales maximales et/ou inférieurs au seuil maximum des valeurs guides issues de la base de données du Nord de la Saskatchewan. La qualité des sédiments s'améliorera considérablement au cours des 50 à 100 prochaines années. Ainsi, sur la base des critères du guide de la LCÉE (2003) tels que l'ampleur, l'étendue géographique, la durée et la réversibilité, l'effet cumulatif sur la qualité des sédiments des activités opérationnelles combinées à l'activité proposée de déclassement n'est pas considéré comme un effet négatif importants.

Les alternatives à la restauration passive, telles que les activités de dragage, ne sont pas considérées comme appropriées. Le dragage aurait des effets négatifs sévères sur les organismes benthiques, les macrophytes et les poissons et présente le risque d'initier le transport de contaminants vers l'aval.

La restauration naturelle est considérée comme l'option préférée d'un point de vue écologique global. L'adéquation de ce plan est basée sur la modélisation prédictive en ce qui concerne le flux de contaminants des sédiments dans la colonne d'eau du lac Island, et de leur confinement ultérieur dans le marécage voisin du lac Island. La vérification de ce processus se fera dans le cadre programme de suivi de la stabilité du marécage du lac Island, présenté dans la section 10.4.

Lac Cluff

L'option proposée de déclassement pour le lac Cluff présente le risque d'effets résiduels négatifs (principalement pour les prédictions au 95^{ème} centile). Ces effets devraient être d'ampleur mineure, localisés seulement dans une portion du lac Cluff et n'auront pas d'effets sur les populations régionales du bassin versant. Par conséquent, ils ne sont pas considérés comme effets négatifs significatifs. Ces conclusions sont basées sur la modélisation des voies d'exposition aux contaminants liés aux fosses noyées et aux verses à stériles déclassées. Les programmes de suivi abordant les processus et les paramètres clés de la modélisation sont présentés à la section 10.3.

Il n'est pas nécessaire d'évaluer davantage les effets cumulatifs des rejets opérationnels et de l'option proposée du déclassement puisque les activités opérationnelles ne sont pas considérées comme ayant eu un impact sur la qualité des sédiments du lac Cluff.

9.2.6 Effets du projet sur le biote non-humain

Les sections précédentes ont comparé les prédictions de qualité des eaux et des sédiments dans les plans d'eaux affectés par le projet de déclassement avec les valeurs guides génériques et les objectifs régionaux ou spécifiques au site pour déterminer la nature des effets résiduels. Les effets environnementaux des opérations passées et en particulier les effets sur le lac Island ont été discutés à la section 6.

Cette section porte sur les risques pour le biote non-humain de l'exposition aux moyens environnementaux contaminés (par exemple, l'eau, les sédiments, la végétation). Les risques ont été estimés en comparant les expositions au cours du temps par rapport aux valeurs sélectionnées pour la toxicité critique. Un effet sur le biote sera considéré comme significatif lorsqu'un facteur de risque supérieur à 1 est prédit sur une portion de l'habitat ou de la zone locale pouvant entraîner un déclin de la population régionale. Un effet négatif sur le biote serait également déterminé comme étant significatif si le rétablissement de la population locale ne pouvait pas se faire après plusieurs générations après que la source de contamination aura été enlevée.

Références

Une évaluation approfondie des risques écologiques a été menée pour évaluer le risque pour les composantes valorisées de l'écosystème, à la fois aquatiques et terrestres, sur les sites clés affectés. Les impacts sur les récepteurs aquatiques de divers niveaux trophiques (phytoplancton, zooplancton, invertébrés benthiques, poissons pélagiques et benthiques) ont été évalués en utilisant les prédictions loin dans le futur de qualité des eaux et des sédiments pour les contaminants non-radioactifs et radioactifs. Une méthode de modélisation des voies d'exposition a été utilisée pour évaluer les risques pour les récepteurs terrestres, à l'échelle du bassin versant, mais encore une fois, dépendant largement d'un petit nombre de termes source. Pour l'interprétation, l'évaluation a inclus des estimations des risques issues du bruit de fond régional naturel. L'approche suivie pour l'évaluation des risques écologiques est décrite dans COGEMA, 2000d, Sous-Annexe B3.

La modélisation initiale (Niveau 1) est décrite dans COGEMA, 2000d, Annexe B. Elle a utilisé des paramètres génériques et des valeurs conservatrices de toxicité critique (CSEO, Concentration Sans Effet Observé). En conséquence de la décision prise de remblayer la fosse Claude, l'analyse de Niveau 1 a été répétée (COGEMA, 2001, Annexe B). Les résultats de l'analyse de Niveau 1 ont indiqué un risque d'effets négatifs à long terme sur plusieurs CVÉ issus dans certains cas des contaminants non-radiologiques. Cela a suggéré la nécessité d'une évaluation plus réaliste des risques, particulièrement pour des périodes réalistes d'abandon potentiel (10, 50 et 100 ans).

Une évaluation réaliste de Niveau 2 a alors été réalisée en incorporant des données limitées spécifiques au site, et en sélectionnant des paramètres moins conservateurs, et se concentrant sur les voies d'exposition pour lesquelles les résultats étaient très sensibles aux valeurs choisies (COGEMA, 2002b, section 3.7). Le risque pour le biote non-humain a également été interprété plus en profondeur en termes de valeurs de référence de toxicité critique indicatrices d'effets de faible niveau (CMEO, Concentration Minimale avec Effet Observé), plutôt que sans effet.

Seuls les résultats de l'évaluation réaliste de Niveau 2 sont présentés ici, avec une brève discussion sur la sensibilité des estimations de risque aux paramètres clés de modélisation et aux hypothèses. L'information de référence est aussi fournie en ce qui concerne la pertinence et l'adéquation de quelques valeurs de référence de toxicité critique, pour l'interprétation des effets sur le biote non-humain.

9.2.6.1 Effets sur les organismes aquatiques

Contaminants non radioactifs:

Ni le lac Cluff ni le lac Sandy n'ont accumulé de contaminants au cours de la période opérationnelle requérant une évaluation des risques. Pour ces plans d'eau, l'évaluation des risques a été réalisée pour les pics prédits aux 50^{ème} et 95^{ème} centiles des concentrations en contaminants dans les eaux. Ces concentrations apparaissent après le déclassement, par conséquent l'évaluation est celle des risques associés aux options préférées de déclassement. Le lac Island, le marécage lié et les habitats riverains sont les seules zones ayant accumulé des contaminants au cours de la période opérationnelle à des niveaux potentiellement problématiques pour le biote aquatique et terrestre. Par conséquent, l'Évaluation des Risques Écologiques (ÉRE) a été réalisée pour évaluer les risques actuels (antérieurs au déclassement) pour le biote aquatique et terrestre (CVÉ) dans la zone du lac Island. Celle-ci établit les conditions de référence en comparaison desquelles seront mesurés les temps de restauration ou les impacts supplémentaires liés aux activités de déclassement. Les résultats de cette évaluation ont été présentés à la section 6 mais seront abordés à nouveau dans les paragraphes qui suivent lors des discussions sur les temps de restauration.

En plus de l'évaluation des conditions récentes (années 2000), les impacts potentiels pour les récepteurs aquatiques ont également été évalués pour 2009 et 2050 (post déclassement). Dans chaque cas, le modèle "INTAKE" a été utilisé de façon probabiliste et les résultats ont été résumés de façon statistique avec les 50^{ème} et 95^{ème} centiles estimés à partir de 100 essais. L'évaluation initiale (COGEMA, 2000d, Annexe B) a conclu que les lacs Snake et Sandy sont considérés comme étant affectés de façon négligeable (tous

les indices de risque <1); par conséquent, le lac Snake a été exclu de l'évaluation de Niveau 2. Par contre, le lac Sandy a été inclus puisque c'est le point à partir duquel les effluents des plans d'eau des lacs Island et Cluff se mélangent.

Les récepteurs aquatiques de cette évaluation consistent en des représentants simplifiés de plusieurs niveaux trophiques dans un écosystème de lac typique et sont discutés plus en détail à la section 6.2.14. Ils comprennent les producteurs primaires (algues et macrophytes aquatiques), les consommateurs primaires (zooplancton), les détritivores (invertébrés benthiques), et les consommateurs secondaires (Grand Brochet et Meunier Noir). Les risques pour le biote benthique liés aux contaminants dans les eaux sont abordés ici, alors que les risques liés aux contaminants des sédiments sont présentés à la section 9.2.5. Les mammifères aquatiques et les oiseaux sont inclus dans l'évaluation du biote terrestre.

Les résultats des calculs pour les lacs Island, Cluff et Sandy sont présentés respectivement aux Tableaux 9.7 à 9.9. Les résultats sont présentés sous la forme d'indices de risque correspondant aux ratios des pics de concentrations d'exposition (c.-à-d., les eaux) par rapport aux valeurs de référence. Les indices de risque supérieurs à 1 indiquent le risque d'effets négatifs pour un individu ou une population. Aucune valeur n'excédait 1 pour les contaminants suivants : ammoniac, arsenic, cobalt, plomb, sélénium et zinc. Par conséquent, ces contaminants dans les eaux sont considérés comme ne posant aucun risque pour les organismes aquatiques dans l'ensemble des plans d'eau évalués.

Les indices de risque pour les concentrations en cuivre du 95^{ème} centile indiquent un risque d'impacts pour les producteurs primaires et les poissons de ces trois lacs. Toutefois, en se basant sur les valeurs de bruit de fond, il est évident que les niveaux de cuivre dans ces lacs sont naturellement supérieurs aux valeurs de référence de toxicité sélectionnées pour ces CVÉ. Des observations similaires ont été faites en réalisant des travaux de référence dans les zones des mines de Cigar Lake et McArthur River où les concentrations naturelles de cuivre dans les eaux avaient des valeurs respectives de 0,005 et 0,008 mg/L, (CLMC 1995). Ces concentrations dépassent considérablement le pic modélisé du 50^{ème} centile avec la valeur de McArthur dépassant le 95^{ème} centile (0,0074 mg/L). Étant donnée la présence de systèmes aquatiques sains dans ces lacs de référence aux concentrations de cuivre naturellement élevées, les expositions au cuivre prédites ne poseront probablement pas de risques pour le biote aquatique natif.

Les concentrations en molybdène dans le lac Island antérieures au déclassement (50^{ème} et 95^{ème} centiles) pourront poser un risque pour le zooplancton et le Grand Brochet (Tableau 9.7). Toutefois, d'ici à l'année 2050, on ne prédit pas d'impact sur les CVÉ aquatiques. Dans les lacs Cluff et Sandy, les concentrations en molybdène sont inférieures aux valeurs de toxicité de référence pour les CVÉ aquatiques.

Les indices de risque pour le nickel sont tous inférieurs à 1, à l'exception des producteurs primaires dans les lacs Cluff et Island. Le 95^{ème} centile des valeurs prédites dépassent 1 pour les scénarios 2001 (1,5) et 2050 (1,7). Les quotients de risque pour le phytoplancton dans les lacs Island et Cluff sont essentiellement le résultat de l'utilisation d'une valeur conservatrice pour la valeur de référence (0,005 mg/L). La similarité entre les quotients de risque pour les lacs de référence et les lacs exposés, et le fait que les concentrations d'exposition modélisées sont inférieures à la valeur guide CCME de 0,025 mg/L

(les valeurs guides CCME sont considérées comme protectrices de la vie aquatique en général), suggèrent que les concentrations en nickel ne posent que peu de risque.

Les valeurs de l'indice de risque basées sur les concentrations en uranium dans le lac Island sont supérieures à 1 pour les producteurs primaires et le zooplancton (Tableau 9.7.). Ces indices élevés sont principalement fonction de la référence de toxicité sélectionnée. Le calcul de la valeur de référence de la toxicité a été fortement influencé par la prépondérance des études sur le plancton réalisées dans des conditions de très faible dureté (2 à 4 mg/L comme CaCO₃) qui sont reconnues pour accroître la toxicité de l'uranium. Les niveaux de dureté actuels dans le bassin versant du lac Island sont artificiellement élevés en raison des rejets d'effluents, toutefois, les valeurs de dureté naturelles du système varient entre 35 et 45 mg/L comme CaCO₃ (sur la base des valeurs 2001 et 2002 dans le fossé de diversion nord). Ainsi, les valeurs de référence pour les producteurs primaires et le zooplancton sont considérées comme conservatrices [environ 8 fois plus élevées que celles attendues après l'application d'un facteur correctif pour l'augmentation de la dureté (voir COGEMA 2001)] et résultent en des estimations également conservatrices pour l'indice de risque. Lorsque la valeur de référence de la toxicité d'uranium est corrigée en tenant compte de la dureté (COGEMA 2001) les valeurs de l'indice de risque tombent en deçà avant l'année 2050. La surveillance périodique des systèmes biologiques au cours de cette période évaluera l'exactitude de ces prédictions et le taux de restauration écologique.

Comme présenté au Tableau 9.8, il se peut que l'uranium soit un contaminant problématique pour le lac Cluff. Toutefois, comme précédemment discuté, la valeur de référence de toxicité ne prend pas en compte la dureté qui augmentera également avec l'option de déclassement choisie. S'il s'avère que la relation avec la dureté est exacte ou conservatrice, alors les quotients de risque pour l'uranium dans le lac Cluff seront inférieurs à 1. Le programme de suivi comprend la réalisation de tests de toxicité de l'uranium dans les eaux du lac Cluff ainsi que des études pour améliorer notre compréhension de la relation entre la toxicité de l'uranium et la dureté. (Voir section 10.6). La modélisation du risque indique que le sélénium dans l'eau ne pose pas de risques pour le biote aquatique (Tableaux 9.7 à 9.9). Toutefois, comme discuté à la section 6, l'utilisation des valeurs de référence de toxicité du sélénium dans l'eau est une méthode inadéquate pour évaluer les risques liés au sélénium (Sappington 2002). Les études sur les poissons du lac Island indiquent que le sélénium s'est accumulé dans leurs tissus au cours de la période opérationnelle atteignant des niveaux qui pourraient entraîner des risques. Ce point est actuellement en cours d'évaluation dans le cadre du programme de suivi. Pour de plus amples informations, voir les discussions dans la section 10.8.

Effets résiduels et importance

Lac Island

Le statut biologique actuel du lac Island rend compte d'une communauté aquatique altérée, mais fonctionnelle. Les effets actuels sont d'ampleur modérée et sont limités dans l'espace (géographiquement) puisqu'ils devraient rester limités au lac Island (181 ha, 27x10⁵ m³). L'évaluation des risques de Niveau 2 identifie les contaminants les plus probables tels que le molybdène et l'uranium. Toutefois, comme précédemment indiqué, les analyses des tissus des poissons du lac Island suggèrent que le sélénium pourra également poser un risque pour les poissons. La salinité et les synergies possibles

avec les autres contaminants pourront également être des facteurs contributeurs. Comme précédemment discuté, ces effets sont les résultats des rejets d'effluents au cours de la période opérationnelle. Il n'y a pas d'effets négatifs supplémentaires liés au déclassement.

L'évaluation cumulative a indiqué que les risques écologiques pour la majeure partie du biote aquatique s'améliorent dans la période d'environ 10 ans suivant le déclassement pour le molybdène, alors que la restauration liée à l'uranium s'opère quelque peu plus lentement après environ 50 ans. Les risques pour les organismes vivant dans les sédiments diminuent plus lentement, nécessitant environ 50 ans pour le molybdène et environ 100 ans pour l'uranium (voir section 9.2.5). Pour le sélénium, les risques pour le biote et les temps de restauration qui leurs sont liés feront l'objet d'une évaluation plus approfondie dans le cadre du programme de suivi.

Ainsi, l'effet cumulatif des activités opérationnelles et de déclassement est classé comme négatif. Les effets négatifs sont d'ampleur modérée, limités dans l'espace (géographiquement) au lac Island et réversible, avec une restauration considérable dans les 50 à 100 premières années. Par conséquent, les effets négatifs sur le biote ne sont pas considérés comme significatifs car ils sont restreints aux populations locales et leur rétablissement s'effectuera sur plusieurs générations. Sur la base des critères du guide de la LCÉE, les effets cumulatifs, bien que négatifs, ne sont pas considérés comme importants.

Lac Cluff

Il n'y a eu que des effets minimes sur le lac Cluff (augmentation faible des niveaux de sulfate); par conséquent, l'évaluation des risques a été limitée aux conditions associées aux pics prédits après le déclassement. L'ÉRE a indiqué qu'il se peut que l'uranium affecte les producteurs primaires et le zooplancton du lac Cluff. Les effets ne seraient pas sévères puisque l'ÉRE a abouti à des quotients de risques faibles (1,8 à 2,2) en dépit de l'utilisation d'une valeur de référence de toxicité relativement conservatrice. Quoique les effets résiduels potentiels sur les organismes aquatiques du lac Cluff sont négatifs, il est probable qu'ils soient d'ampleur faible, étant donné la présence de phytoplancton et de zooplancton dans le lac Island pour des concentrations d'uranium environ dix fois plus élevées (à noter : l'amélioration de la dureté). Tous les effets seraient limités géographiquement au lac Cluff. Par conséquent, les effets sur le biote aquatique dans le lac Cluff sont considérés comme négatifs mais pas significatifs.

Lac Sandy

Le lac Sandy a été inclus dans l'ÉRE puisqu'il représente une zone éloignée potentiellement exposée aux contaminants issus à la fois du bassin versant du lac Island et de celui du lac Cluff et qu'il serait représentatif des populations régionales. L'ÉRE a indiqué que le lac Sandy ne devrait pas être affecté par les activités du déclassement dans ces deux bassins versants. Ainsi, les activités ne devraient pas affecter négativement le biote aquatique.

Radionucléides

A l'heure actuelle, il n'existe pas de méthodes standardisées pour le calcul des doses de radiation sur le biote. La méthodologie utilisée dans les documents techniques de support (COGEMA 2000e: Annexes 1, B3) incorporait une valeur de référence des effets de 10 mGy/j et une correction d'efficacité biologique relative pour les particules alpha égale à 5. Cette évaluation a conclu que les doses de radiations liées au déclassement du lac Cluff ne posaient pas de risques mesurables pour le biote aquatique (c.-à-d., tous les indices <1). Une autre méthodologie a récemment été créée pour calculer les doses de radiations sur le biote. Celle-ci implique des valeurs de référence des effets plus faibles pour des groupes aquatiques taxinomiques spécifiques (0,54 mGy/d à 5,4 mGy/j) et utilise une EBR pour les particules alpha égale à 40 (Bird et al. 2002). Même en appliquant cette méthode d'évaluation plus stricte, les indices de risque pour le lac Island (le plan d'eau aux expositions les plus élevées) n'ont pas dépassé 1. Par conséquent, la présence de radionucléides dans la colonne d'eau ou dans les sédiments des bassins versants des lacs Cluff et Island bien que négative ne devrait pas avoir un effet significatif sur le biote aquatique.

9.2.6.2 Effets sur les organismes terrestres – Bassins versants des lacs Island et Cluff

Cette section présente les résultats de l'évaluation de Niveau 2 des impacts des substances non radioactives et des radionucléides sur les CVÉ terrestres dans les bassins versants des lacs Island et Cluff. Cette analyse a quantifié le risque pour la faune liés à l'abreuvement, la recherche d'aliments, et l'ingestion de terre/sédiment, calculé à partir des concentrations en contaminants prédites dans les eaux, les proies, la végétation, les sédiments et la terre. Pour les espèces évoluant sur de grandes distances et les espèces migratoires, les régimes alimentaires ont été ajustés en fonction de l'utilisation anticipée des zones affectées (par ex., il a été estimé que les gibiers d'eau étaient exposés pendant 6 mois de l'année, COGEMA 2000d, Sous-annexe B3). Puisqu'il n'y avait qu'une quantité limitée de données spécifiques au site disponible pour la plupart des paramètres (en particulier pour spécifier les distributions des probabilités), les estimations de risque pour la faune ont été très dépendantes des concentrations modélisées des eaux et des terres/sédiments, et leur facteur de transfert dans la chaîne alimentaire. Étant donné la simplicité de cette approche, les estimations moyennes des risques (50^{ème} centile) devraient être interprétées avec précaution. Certains paramètres clés ont besoin d'être vérifiés au cours du programme de suivi pour donner confiance dans le niveau de réalisme des résultats probabilistes de l'évaluation de Niveau 2.

L'ÉRÉ pour le lac Cluff a été limitée aux conditions associées aux pics prédits suite au déclassement puisqu'il n'y a eu que des effets opérationnels minimes. L'évaluation du lac Island comprenait la modélisation des risques liés aux rejets opérationnels (2000) ainsi que les conditions associées à trois intervalles de temps de la période post déclassement (2009, 2050, 2100). Les conditions de référence régionales ont également été modélisées pour comparaison avec les conditions prédites sur le site de Cluff Lake.

Contaminants non-radioactifs

Dans le lac Island, les indices de risque ont tous été inférieurs à 1 pour les conditions actuelles et futures en ce qui concerne l'arsenic, le cobalt, le cuivre, le plomb, le nickel et le zinc (Tableau 9.10). Les risques potentiels à court terme pour quelques espèces (Colvert, canard fuligule, rat musqué et loutre) ont été évidents pour le sélénium, avec des indices de risque demeurant légèrement supérieurs à 1 jusqu'en 2009, mais seulement pour le 95^{ème} centile. De façon générale, le risque a diminué rapidement avec le temps pour ce groupe d'éléments. Typiquement, les indices de risque s'approchaient des valeurs de référence d'ici à 2100.

Des indices de risque extrêmement élevés ont été initialement trouvés dans l'analyse de Niveau 1 pour le molybdène et l'uranium dans le lac Island (COGEMA, 2001), avec même les estimations de risque au 50^{ème} centile restant très élevées pour plusieurs espèces loin dans le futur. Dans l'analyse de Niveau 2 (Tableau 9.10), les indices de risque pour les deux éléments ont diminué de plusieurs ordres de grandeur, et par conséquent, seules quelques estimations de risque pour le molybdène (Colvert, canard fuligule, rat musqué, loutre) sont demeurées supérieures à 1 seulement jusqu'en 2009, et uniquement pour le 95^{ème} centile. Les différences entre les résultats des Niveaux 1 et 2 pour ces deux éléments importants, et leur interprétation, sont discutées séparément ci-dessous.

A Cluff Lake, (Tableau 9.11), les indices maximum de risque étaient toujours typiquement bien inférieurs à 1, avec seulement quelques valeurs maximales au 95^{ème} centile proches de 1. Généralement, il y avait peu d'indications de risques potentiels pour la faune sur une large variété d'espèces et de contaminants.

Molybdène dans le lac Island

L'analyse de Niveau 1 a indiqué le risque d'effets résiduels sur les différentes espèces loin dans le futur, avec des indices de risque demeurant supérieurs à 1 au 50^{ème} centile en 2100 pour le rat musqué (40,2), la loutre (8,3), l'orignal (2,1) et l'ours (1,2). Toutefois, les valeurs de référence élevées (par ex., jusqu'à 8,6) de cette analyse initiale ont suggéré que certains paramètres génériques ou hypothèses étaient soit hyperconservateurs, ou inadéquats pour cette région. Les indices de risque ont été affinés dans l'analyse de Niveau 2 en calculant les facteurs de transfert dans la chaîne alimentaire (eaux-végétation aquatique, eaux-poissons, etc.) à partir des données limitées spécifiques au site. La consommation de terres/sédiments a également été considérée sur la base d'un poids humide plutôt que d'un poids sec, et les hypothèses concernant la biodisponibilité des contaminants ont été tirées de la bibliographie disponible. En fonction de la combinaison espèces-régime alimentaire, des changements de facteurs de transfert ont été largement responsables des réductions des estimations de risques dans l'analyse de Niveau 2. Les estimations sont tombées en deçà de 1 pour la plupart des espèces d'ici à 2009 (Tableau 9.10), par rapport au risque de référence attendu pas plus élevé que 0,03 (50^{ème} centile, loutre).

Les modifications des indices de risque pour la faune en fonction du temps dépendaient directement du lien entre les voies d'exposition de la faune et les concentrations prédites dans les eaux (Figure 9.1) et les sédiments (Figure 9.6) du modèle du bassin versant. Pour le molybdène, ces deux termes source sont restés élevés pendant de nombreuses années, causant un déclin prolongé dans le temps du risque pour la faune. Les comportements des différentes espèces ont reposé largement sur les spécifications des régimes

alimentaires et les caractéristiques écologiques fixes (par ex., l'utilisation prévue de la zone du lac Island). Une composante nécessaire du programme de suivi sera la vérification des concentrations prédites dans les éléments représentatifs du régime alimentaire, tels que consommés par la faune (par ex., les rats musqués mangeant des racines de *Typha Latifolia* avec les sédiments qui y adhèrent, les prédateurs consommant des poissons entiers contenant des sédiments dans l'appareil gastro-intestinal). La comparaison des valeurs mesurées avec celles prédites donnera confiance dans les diverses méthodes utilisées pour estimer à la fois l'ampleur et la durée des risques pour la faune, à mesure que le bassin versant retourne à son état de référence.

Les quotients de risque, au 50^{ème} centile, pour le colvert et le fuligule sont inférieurs à 1. Cependant, en raison du fait que la référence de toxicité est le plus petit niveau avec effet observé (CMEQ) représentant une mortalité des embryons durant la période d'incubation, la prédiction au 95^{ème} centile est prise en compte. L'estimation de risque au 95^{ème} centile indique un risque potentiel pour la reproduction de ces oiseaux jusqu'à l'année 2009, le risque diminuant à moins de 1 en 2050. Le réalisme de cette modélisation sera évalué en mesurant les concentrations en molybdène dans la chaîne alimentaire pour ces VEC durant le programme de suivi.

Les quotients de risque pour l'analyse de niveau 2 ne sont pas présentés pour le caribou et l'orignal (voir Tableau 9-10). Les caribous ne sont pas étudiés plus en détail car il n'y a pas de lien entre leur régime alimentaire (principalement les lichens) et les rejets de molybdène dans le milieu aquatique. Dans le cas de l'orignal, de récentes informations suggèrent que la valeur de référence basée sur les effets sur la reproduction des rongeurs pourrait ne pas être appropriée pour évaluer les effets du molybdène. Pour les ruminants tels que l'orignal, l'exposition au molybdène pourrait conduire à une molybdénose, une maladie des ruminants domestiques reconnue dans le monde entier (Thouten, 2002). Cette maladie est bien documentée chez les ruminants domestiques consommant du fourrage à concentration élevée en molybdène. Il existe une littérature scientifique récente sur la sensibilité de l'orignal à la molybdénose (par exemple, Frank et al., 2002) dans des environnements ayant de faibles niveaux naturels de cuivre disponible biologiquement. La disponibilité biologique du cuivre dans le régime alimentaire est importante dans la mesure où le molybdène conduisant à la molybdénose est influencé par l'état du cuivre chez l'animal. Des concentrations en molybdène en excès peuvent entraîner des ingestions réduites de cuivre et en conséquence une défiance en cuivre. Des données limitées du Nord de la Saskatchewan suggèrent que les niveaux en cuivre dans la végétation sont en dessous des besoins alimentaires pour le bétail. L'effet du molybdène est également amplifié par une augmentation des niveaux en soufre dans le régime alimentaire (O'Connor et al., 2001).

Il est prouvé que l'orignal utilise l'habitat autour du lac Island (par exemple, par l'observation des animaux et des matières fécales), et qu'aucun décès ou maladie de l'orignal n'a été reporté. L'environnement post-déclassement du site de Cluff Lake pourrait rendre l'habitat encore plus approprié pour l'orignal (c. à d., moins d'activité humaine, et la disponibilité accrue d'herbe jeune à brouter) avec comme résultat une augmentation du temps de résidence et une augmentation potentielle de l'exposition au molybdène du fourrage du lac Island (macrophytes et végétation riveraine). Par conséquent, la vraisemblance du risque de molybdénose demandera une surveillance lors du programme de suivi afin de déterminer l'état du cuivre dans le fourrage de la région et les concentrations en molybdène et soufre dans le fourrage du lac Island. Dans le cas où l'analyse chimique confirmerait le risque potentiel de molybdénose dans la zone du lac Island, l'utilisation du site par l'orignal devrait être surveillée et s'il est

trouvé que l'orignal utilise le site de façon intensive, l'état de santé des animaux devra être étudié. Ces besoins seront inclus dans le programme de suivi.

L'effet potentiellement négatif du molybdène sur le fuligule, le colvert et l'orignal n'est pas considéré comme significatif car il est limité dans la zone du lac Island et par ce que le risque diminuera avec le temps après le déclassement et l'arrêt des rejets d'effluents. La prévention de la possibilité d'une mobilisation des contaminants à partir des sédiments du marécage du lac Island à l'aval vers le lac Sandy et la rivière Douglas suite au retrait des apports d'effluents de l'usine au bassin versant, est cruciale.

La surveillance du marécage et du déclin prédit des concentrations en contaminants dans le temps est alors essentielle dans le cadre du programme de suivi pour assurer la protection totale de la faune à l'échelle du bassin versant. Par exemple, dans les derniers stades de fermeture de l'usine (mars 2003), l'effet filtrant du marécage du lac Island a réduit les concentrations en molybdène de 99% dans les eaux en aval du ruisseau Island (réduit à 0,014 mg/L à partir d'une concentration de 1,0 mg/L à l'embouchure du lac Island).

Uranium dans le lac Island

L'évaluation des indices de risque pour l'uranium dans le lac Island est également influencée par des problèmes similaires d'interprétation et d'incertitude à ceux soulevés dans le cas du molybdène. L'analyse de Niveau 1 indiquait des effets résiduels potentiels sur certaines espèces loin dans le futur, avec des indices de risque demeurant supérieurs à 1 au 50^{ème} centile en 2100 pour le rat musqué (5,0), la loutre (1,7), l'orignal (1,5) et le canard fuligule (1,5). Pour comparaison, les valeurs de référence simulées étaient légèrement inférieures à 1,0 (par ex., jusqu'à 0,8), reflétant les le bruit de fond élevé attendu pour une région minière uranifère, et un certain conservatisme dans les choix de paramètres. Comme pour le molybdène, des modifications des facteurs de transfert dans l'évaluation de Niveau 2, les taux d'ingestion de terres/sédiments, la biodisponibilité et la nature des valeurs de référence de toxicité ont entraîné des réductions considérables des estimations des risques (Tableau 9.10), de telle sorte qu'aucune estimation de risques n'était supérieure à 1 au 50^{ème} centile, dans le contexte d'un risque de référence en deçà de 0,06. Afin de vérifier le niveau de réalisme des prédictions d'exposition de la faune pour l'uranium, cet élément doit également être surveillé dans les aliments critiques et le milieu environnemental du bassin versant du lac Island dans le cadre du programme de suivi.

L'interprétation des risques requiert la prise en compte des incertitudes et des extrapolations faites à partir des valeurs de référence de toxicité pour l'uranium. En l'absence de valeurs de référence appropriées pour les gibiers d'eau, une valeur de référence issue de la littérature a été utilisée comme valeur par défaut (Haseltine & Sileo, 1983). Cette étude expérimentale n'a trouvé aucun effet sur les canards noirs ingérant de l'uranium métallique jusqu'à une dose de 160 mg/kg/j. Toutefois, cette étude a utilisé l'uranium métallique comme source alimentaire, rendant impossible la détermination de la quantité d'uranium physiologiquement disponible. Les données disponibles sur les concentrations d'uranium dans les gibiers habitant dans l'Aire de Gestion des Résidus de Cluff Lake (AGR) indiquent que l'uranium rejeté dans l'environnement sur le site est disponible biologiquement. En dépit des déficiences des références de toxicité, les données sur les gibiers de l'AGR de Cluff Lake supportent les conclusions de l'évaluation des risques que l'exposition à l'uranium représente un risque mineur pour le gibier. Les concentrations d'uranium dans les reins des gibiers récupérés en 2001 étaient bien inférieures à la valeur sans effet sur le

fonctionnement des reins (ENEV) de 0,5 mg/kg de poids mouillé (le fonctionnement des reins est la cible première de la toxicité en uranium).

Des données de toxicité comparatives de meilleure qualité étaient disponibles à partir d'expériences de laboratoire sur les mammifères offrant un niveau plus élevé de confiance dans les valeurs de référence choisies (Gilman et al., 1998a,b). Les références de toxicité sélectionnées représentent des effets à court terme sur la reproduction, la croissance et la survie et par conséquent les quotients de risques faibles pour les mammifères indiquent qu'il ne devrait pas y avoir d'effets à court terme. Toutefois, la possibilité d'effets chroniques résultant des expositions prolongées (éventuellement sur plusieurs générations) n'ont pas été complètement pris en compte. Par conséquent une surveillance de confirmation grâce à des échantillonnage appropriés des voies d'exposition potentiellement significatives a été incluse and le programme de suivi.

Effets résiduels et importance

Dans le lac Island, les activités opérationnelles ont résulté en des conditions qui sont potentiellement négatives pour la faune. Les contaminants potentiellement problématiques sont: le molybdène, l'uranium et à un niveau bien inférieur le sélénium. Ces effets sont réversibles, puisqu'ils résultent des rejets historiques, avec une restauration aux conditions de référence très graduelle. L'ampleur des risques varie en fonction des espèces et des contaminants et est fortement influencée par les hypothèses sur les caractéristiques du régime alimentaire et écologiques. Pour plusieurs espèces, l'ampleur est élevée, actuellement et dans le futur immédiat. Le temps pour une restauration complète est également long, en raison de la stratégie de déclasserment par restauration naturelle. Il se peut que les indices de risque indicatifs des effets de niveau faible restent supérieurs à 1 pour le molybdène et l'uranium pour quelques espèces au-delà des périodes attendues de surveillance et d'observation (par ex., de 2050 à 2100). Toutes les implications des effets résiduels négatifs au moment de l'abandon devront être évaluées à nouveau avec des modèles plus réalistes, une fois que des données fiables spécifiques au site auront été obtenues dans le cadre du programme de suivi.

Il est prédit que l'étendue géographique des effets négatifs soit limitée à la zone immédiatement avoisinante du lac Island (181 ha), et par conséquent petite. Dans un contexte écologique, les effets négatifs sur certains individus des espèces de la faune vivant dans ou près du lac Island ne devraient pas se traduire par un impact considérable sur la faune régionale en termes de quantité. Les espèces les plus affectées sont fréquentes dans toute la région de forêt boréale, et aucune espèce en danger ou menacée n'est affectée. L'utilisation à l'état final pour les usages traditionnels de certaines espèces (rat musqué, loutre, orignal, gibier d'eau) pourra être affectée dans la zone immédiate du lac Island à moyen terme. Des impacts en aval à grande échelle (c. à d. lac Sandy et Rivière Douglas) sont très improbables, étant donné les modèles de bassins versants qui prédisent un rejet relativement graduel des contaminants retenus dans le marécage du lac Island. Les effets d'une large période de restauration vers les niveaux de référence en molybdène, uranium et sélénium ne sont pas par conséquent considérés comme importants du point de vue écologique, ou en terme d'utilisation traditionnelle par la faune de la zone. Cette conclusion dépend de la stabilité du marécage du lac Island, et par conséquent elle devra être vérifiée dans le cadre du programme de suivi (section 10.4).

Dans le lac Cluff, tous les indices de risque réalistes du Niveau 2 pour la faune étaient inférieurs à 1 pour les contaminants non radioactifs. Les effets résiduels sont par conséquent peu probables et ne sont pas significatifs.

Radionucléides

Les indices de risque pour la faune en ce qui concerne les radionucléides ont été calculés en utilisant les mêmes méthodes de modélisation des voies d'exposition que pour les contaminants non radioactifs. Les estimations de risques dépendaient par conséquent également fortement des termes sources principaux du bassin versant et des estimations des facteurs de transfert pour l'ingestion de radionucléides via la chaîne alimentaire. Un résumé des résultats des 50^{ème} et 95^{ème} centiles pour les indices de risque en utilisant les valeurs du bruit de fond, les concentrations maximales prédites, et les concentrations pour l'année 2009 est présenté au Tableau 9.12. Les doses absorbées et les doses équivalentes basées sur l'efficacité biologique relative (EBR) de 5 pour les radiations alpha, sont présentées. Les données représentent les expositions attendues les plus élevées pour la faune dans la zone du projet au lac Island.

A l'exception d'un cas extrême (le 95^{ème} centile de concentration maximale pour le colvert), tous les indices de risque étaient inférieurs à 1. L'utilisation d'une valeur conservatrice d'EBR de 40 dans les calculs augmenterait les doses équivalentes d'un facteur 7 environ (en fonction de la contribution alpha des radionucléides impliqués). Cela ne changerait pas le cadre général pour les risques moyens faibles issus des concentrations maximales et les risques moyens très faibles de l'état prédit du bassin versant en 2009. Le cas particulier du colvert est très peu probable, et résulte de l'importance de l'ingestion de sédiments et de la bioaccumulation en raison de certains facteurs de transfert élevés, y compris les facteurs de transfert intrinsèquement élevés d'aliments/chair pour les oiseaux comparativement aux mammifères. Ce résultat peu probable devrait être interprété en termes d'incertitudes majeures dans la spécification des facteurs de transfert spécifiques aux oiseaux, qui nécessitent l'utilisation d'une fourchette particulièrement large de distribution des paramètres par défaut. Des données historiques limitées d'évaluation indiquent seulement l'utilisation minimale de la zone du lac Island par les gibiers d'eau, la majeure partie de la reproduction et du ravitaillement se passant dans la zone du lac Claude.

Effets Résiduels et importance

Pour les radionucléides, il existe une faible probabilité d'effet résiduel négatif pour les colverts du lac Island sur la base d'une modélisation relativement générique pour les oiseaux. L'ampleur de cet effet est minimale dans la plupart des scénarios. L'effet est de courte durée, avec des indices de risque élevés seulement pour les faibles probabilités ; scénarios maximum au cours des années suivant la fermeture de la mine/usine. Les effets sont plausibles seulement sur une petite zone du lac Island et sont réversibles, et s'améliorent graduellement avec le temps. Les populations de gibiers d'eau dans la zone du projet ne sont pas bien connues, mais sont généralement similaires à celle rencontrées sur l'ensemble de la région minière du Nord de la Saskatchewan. Le colvert est à la fois migratoire et trouvé fréquemment dans la région. Par conséquent, cet effet n'est pas considéré comme important dans le contexte écologique.

9.2.6.3 Effets sur les organismes terrestres – fosses noyées

La section précédente a présenté les risques potentiels pour le biote non-humain liés à l'utilisation des ressources de la zone d'étude locale. Ces évaluations reposaient sur l'hypothèse que l'eau potable provenait des plans d'eau naturels. Une évaluation plus approfondie est requise pour déterminer s'il existe des risques supplémentaires si le biote non-humain utilisait les fosses noyées pour s'abreuver.

Cette section décrit l'évaluation des effets supplémentaires potentiels pour les récepteurs écologiques s'abreuvant dans les fosses D et DJX.

Qualité des eaux

Le Tableau 9.13 résume les concentrations dans les eaux utilisées pour l'évaluation des effets additionnels sur l'écologie et la santé humaine via l'ingestion d'eau.

La fosse D a été noyée et la qualité des eaux est surveillée depuis 1985. En général, la qualité des eaux est stable, et devrait rester stable dans un futur lointain. Les niveaux d'uranium de la fosse D ne sont toutefois pas stables. Ils présentent des fluctuations dues au ruissellement/infiltration en provenance de la verse à stériles adjacente suite à des précipitations importantes.

La fosse DJX sera noyée dans le futur. Une nouvelle modélisation a donc été réalisée afin d'estimer les concentrations en uranium et nickel dans la fosse DJX. Les concentrations des autres contaminants ont été établies en se basant sur les prédictions de qualité des eaux de la fosse réalisées par SENES (1992). Les résultats de la modélisation indiquent que la qualité des eaux était comparable pour les fosses D et DJX pour tous les contaminants autres que l'uranium. Par conséquent, seule la fosse D a été évaluée (concentrations en uranium plus élevées).

Les concentrations du 50^{ème} centile dans les eaux des lacs Island et Snake (maximales au cours de l'an 2000) ont été obtenues à partir de l'exercice de modélisation de Niveau 2 (COGEMA, 2002b). Les concentrations dans les eaux ont été obtenues en utilisant les mêmes hypothèses et les paramètres présentés à l'Annexe B de COGEMA (2001). Les valeurs diffèrent légèrement des autres présentations en raison de différences dans la procédure de tirage aléatoire du modèle; toutefois, ces changements sont insignifiants.

Tableau 9.13
Qualité des eaux pour l'évaluation des eaux potables

Contaminants	Unités	Concentrations des eaux de la fosse D	Concentrations des eaux de la fosse DJX	Concentrations des eaux du lac Island ^a	Concentrations des eaux du lac Snake ^a	Recommandations de qualité des eaux potables ^c
Arsenic	mg/L	0.026	0.026	0.001	0.0006	0.025
Cobalt	mg/L	nd	nd	0.0006	0.0009	-
Cuivre	mg/L	0.007	0.007	0.003	0.002	1.0 ^d
Plomb	mg/L	0.012	0.012	0.005	0.001	0.010
Molybdène	mg/L	0.008	0.008	0.801	0.026	-
Nickel	mg/L	0.028	0.028	0.006	0.005	-
Sélénium	mg/L	nd	nd	0.004	0.0004	0.01
Uranium	µg/L	340	110	179	2	20
Zinc	mg/L	0.069	0.069	0.006	0.003	5.0 ^d
Thorium-230	Bq/L	0.017	0.017	0.019	0.012	0.4
Radium-226	Bq/L	0.071	0.071	0.021	0.029	0.6
Plomb-210	Bq/L	0.107	0.107	0.040	0.014	0.1
Polonium-210	Bq/L	0.107 ^b	0.107 ^b	0.007	0.003	-

Note: a – maximum (an 2000) concentration prédite du 50^{ème} centile

b – présumé égal aux concentrations de plomb-210

c – du CCME (1999)

d – recommandations pour un objectif esthétique

nd – données non disponibles

- - recommandations non disponibles

Évaluation écologique pour les fosses noyées

L'évaluation des récepteurs écologiques pour les fosses noyées a considéré les récepteurs suivants: l'ours noir, le caribou, l'aigle chauve, le lièvre, le lagopède, l'original et le loup. Les gibiers d'eau n'ont pas été pris en considération, puisqu'il est peu probable qu'ils utilisent la fosse noyée pour une durée prolongée étant donné l'abondance de terrains inondés de bonne qualité dans la zone d'étude du site. Il a été anticipé que les récepteurs terrestres utiliseraient les zones autour des fosses pour s'alimenter et s'abriter, et il était présumé qu'ils boiraient l'eau de la fosse. Les caractéristiques des récepteurs, y-compris les taux d'ingestion d'eaux et la fraction d'eau en provenance du site, utilisées dans cette analyse et l'évaluation précédente des risques de Niveau 2 sont disponibles dans COGEMA (2002b).

Cette section présente les résultats de l'évaluation des effets additionnels de la fosse D (et de la fosse DJX) comme source d'eau potable pour les récepteurs terrestres. Les indices de risque considérés ici représentent le risque additionnel lié à la consommation des eaux de la fosse et par conséquent s'ajoutent aux indices présentés dans la section précédente.

Contaminants non radioactifs

Le Tableau 9.14 présente les indices de risque liés à l'ingestion de l'eau de la fosse D par la faune. Les indices pour le cuivre, le plomb, le nickel et le zinc sont tous extrêmement faibles. Les concentrations en arsenic et uranium dans la fosse D entraînent des indices de risque également faibles. La valeur la plus grande du Tableau 9.14 est un indice de risque de 0,038 lié à l'uranium et l'original. Si cette valeur est ajoutée à l'indice de risque de 0,188 pour l'original dans le bassin versant du lac Island (Tableau 9.10, an 2000, 95^{ème} centile), l'indice de risque total reste bien inférieur à 1 ($0,039 + 0,188 = 0,227$). Des calculs similaires pour d'autres combinaisons d'espèces et contaminants arrivent également à des quotients de risques inférieurs à 1.

La qualité des eaux dans la fosse D est moins bonne que celle du lac Snake pour tous les contaminants, et par conséquent la faune utilisant le lac Snake comme source d'eau potable serait également exposée à des risques très faibles. Les estimations des risques de Niveau 2 précédentes pour la faune tenaient compte de la consommation d'eau du lac Island; les résultats ont été présentés à la section 9.2.6.

Tableau 9.14
Valeurs supplémentaires de l'indice de risque pour les non-radionucléides sur les récepteurs terrestres – Voies d'exposition de l'eau potable de la fosse D

	Ours	Caribou	Aigle	Lièvre	Original	Lagopède	Loup
Arsenic	0.012	0.016	< 0.001	0.006	0.014	< 0.001	0.003
Cobalt	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Cuivre	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Plomb	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Molybdène	0.002	0.002	< 0.001	0.001	0.002	< 0.001	< 0.001
Nickel	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Sélénium	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Uranium	0.030	0.025	0.001	0.009	0.039	0.001	0.020
Zinc	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001

Note: nd – données non disponibles pour ces paramètres

Contaminants radioactifs

Le Tableau 9.15 présente les indices de risque liés à l'ingestion de radionucléides présents dans l'eau potable de la fosse D. Les valeurs sont extrêmement faibles, quelles que soient les espèces, ou le choix de la EBR pour les radiations alpha. Comme pour les contaminants non radioactifs, puisque la qualité des eaux du lac Snake est meilleure que celle de la fosse D, les indices de risque sont également négligeables pour le lac Snake.

Tableau 9.15
Valeurs supplémentaires de l'indice de risque pour les radionucléides sur les récepteurs terrestres
Voies d'exposition des eaux potables de la fosse D

	Ours	Caribou	Aigle	Lièvre	Orignal	Lagopède	Loup
EBR de 5	< 0.0001	< 0.0001	0.0001	< 0.0001	< 0.0001	0.0001	< 0.0001
EBR de 10	< 0.0001	< 0.0001	0.0001	< 0.0001	0.0001	0.0002	< 0.0001
EBR de 20	< 0.0001	< 0.0001	0.0002	< 0.0001	0.0001	0.0003	< 0.0001

Effets résiduels et importance

Les indices de risque additionnels faibles ou négligeables pour la faune s'abreuvant dans les fosses noyées (D ou DJX), ou dans le lac Snake n'indiquent aucun effet résiduel sur les récepteurs terrestres qui utilisent ces zones comme sources d'eaux potables.

9.2.7 Effets du projet sur la santé humaine

Cette section présente les résultats de l'évaluation des impacts sur la santé humaine liés à l'exposition à des contaminants non radioactifs et à des radionucléides. La première sous-section présente les effets de l'utilisation traditionnelle de la zone du projet (utilisation par les trappeurs), en présumant que les trappeurs locaux s'approvisionneraient en eau potable à partir des lacs Cluff et Sandy. La deuxième sous-section identifie les risques additionnels si les mêmes récepteurs buvaient les eaux des fosses noyées et des lacs Island et Snake.

9.2.7.1 Les effets issus de la vie dans la zone du projet

Contaminants non radioactifs

Une évaluation des risques de Niveau 2 a été réalisée sur une période de 10,000 ans pour deux trappeurs hypothétiques présumés comme résidents tout au long de l'année près du lac Sandy ou du lac Cluff (COGEMA, 2002b). Il est présumé que les trappeurs obtiennent leur eau potable et leurs poissons à partir de ces lacs et consomment les baies locales de la zone du projet. Ils chassent les animaux sauvages locaux au sein du bassin versant le plus contaminé (orignal, lagopède, lièvre et canard du bassin versant du ruisseau Island), ou dans le cas du caribou des bois, sur la zone entière du projet. Des hypothèses conservatrices ont été utilisées pour la modélisation des voies d'exposition (COGEMA, 2000d, Annexe B). Des contaminants non radioactifs, seul l'arsenic est carcinogène. Les expositions par des voies directes et indirectes résultaient généralement en des quotients de risques très faibles, similaires aux valeurs de référence (Tableau 9.16). Seul le zinc, pour une concentration maximale du 95^{ème} centile avait un quotient de risque marginalement supérieur à 1, mais dans le contexte d'une valeur de référence similaire. L'absorption d'arsenic et les niveaux de risques d'incidence de cancer étaient bien dans la fourchette des valeurs d'exposition de référence pour l'arsenic à travers le Canada (niveaux d'absorption typiques de $1,2 \times 10^{-4}$ à 7×10^{-4} mg/(kg j) et de risques de 7×10^{-4} à $1,1 \times 10^{-3}$) (EC 1993).

Radionucléides

Les estimations de doses additionnelles (50^{ème} et 95^{ème} centiles) pour les trois intervalles de temps post-déclassement (2009, 2050 et 2100) sont présentées au Tableau 9.17. En plus des voies d'exposition modélisées pour les contaminants non radioactifs, les estimations de doses ont inclus les contributions issues de l'inhalation de radon et de poussière. La dose additionnelle la plus importante a été prédite à 170 µSv/an (95^{ème} centile pour le trappeur du lac Cluff). Cette dose maximale additionnelle peut être comparée à une dose de référence naturelle nominale au Canada d'environ 2,000 µSv/an, et à la dose limite réglementaire pour le public de 1,000 µSv/an.

Effets résiduels et importance

Pour des résidents tout au long de l'année, les risques potentiels liés à une exposition aux aliments naturels et aux eaux potables dans le cas de l'utilisation traditionnelle la plus probable de la zone (les trappeurs) sont similaires ou légèrement plus élevés que les risques d'exposition naturelle de référence. Par conséquent, il n'est pas prédit d'effets négatifs sur la santé humaine pour les scénarios les plus réalistes d'utilisation de la zone de déclassement.

9.2.7.2 Évaluation de la santé humaine pour les fosses noyées et les lacs Island et Snake

Les effets potentiels sur les récepteurs humains ont été évalués pour la consommation occasionnelle, c.-à-d. à court terme, d'eaux des sites qui pourraient offrir des sources d'eaux opportunes pour la consommation humaine, particulièrement lorsque la zone du projet retournera à son état naturel, par ex., les fosses noyées et les lacs Island et Snake. Il a été présumé que les adultes collecteraient suffisamment d'eau pour une consommation durant 20 jours à un taux de 2 L par jour. L'hypothèse a été formulée que le trappeur du lac Sandy consommerait des eaux des lacs Island et Snake. Le trappeur du lac Cluff consommerait des eaux de la fosse D (comprenant l'exposition liée à la fosse DJX). La qualité de l'eau prédite est présentée au Tableau 9.13.

Cette section discute des résultats de l'évaluation des effets à court terme pour les trappeurs hypothétiques des lacs Sandy et Cluff. Ils sont considérés comme étant les meilleurs représentants des récepteurs humains.

Contaminants non radioactifs

Le Tableau 9.18 montre les quotients de risques pour l'exposition à court terme comparativement aux valeurs de référence de toxicité aiguë, ou aux recommandations disponibles (par ex., le Niveau Tolérable Supérieur d'Ingestion, l'Ingestion Alimentaire de Référence pour le molybdène de l'Institut de la Médecine (IOM), COGEMA 2002b). En dehors de deux exceptions, les quotients de risques ont été très faibles pour tous les contaminants et les récepteurs. Pour le trappeur du lac Cluff, un quotient de risques de 0,149 a été obtenu pour l'arsenic. L'arsenic est rapidement éliminé du corps humain (< 1 jour, ATSDR, 2000). L'exposition occasionnelle à l'arsenic des eaux des fosses noyées ne devrait pas par

conséquent aboutir à des problèmes de santé, étant donné l'hypothèse raisonnable que les individus se fourniraient normalement en eau du lac Cluff pour laquelle le quotient de risque est inférieur à 1.

Pour le trappeur du lac Sandy, un quotient de risques de 0,789 a été obtenu pour la concentration prédite du 50^{ème} centile de molybdène dans le lac Island de 0,8 mg/L pour l'année 2000, comparativement à la recommandation alimentaire consensuelle Nord Américaine. Par comparaison, dans l'étude expérimentale la plus similaire à ce jour, aucun effet n'a été trouvé pour les quatre mâles volontaires ingérant du molybdène à des niveaux atteignant jusqu'à 1,5 mg/jour pendant 24 jours, (Turnlund et al. 1995). Les concentrations mesurées en molybdène dans le lac Island étaient de 1,0 mg/L en mars 2003 lorsque les opérations se terminaient. Les concentrations en molybdène du lac Island devraient chuter considérablement à court terme, mais ne reviendront aux niveaux de référence qu'après une très longue période (Figure 9.1). Par conséquent, certains risques résiduels sont probables si l'eau du lac Island est utilisée pour la consommation humaine au cours des premières années. L'ampleur des risques est difficile à quantifier exactement, puisqu'il n'existe pas de valeurs de référence à court terme pour le molybdène, toutefois, il est peu probable que l'eau du lac Island (1,5 m de profondeur) soit utilisée comme source régulière d'approvisionnement en eau par le trappeur hypothétique du lac Sandy, limitant la possibilité d'effets considérables sur la santé.

Tableau 9.18

Valeurs à court terme des quotients des risques pour les contaminants non radioactifs sur les récepteurs humains – voies d'exposition des eaux potables

	Trappeur du lac Cluff Fosse D	Trappeur du lac Sandy Lac Island	Trappeur du lac Sandy Lac Snake
Arsenic	0.149	0.006	0.003
Cobalt	nd	< 0.001	< 0.001
Cuivre	0.001	0.001	< 0.001
Plomb	0.017	0.008	0.001
Molybdène	0.008	0.789	0.026
Nickel	0.057	0.013	0.011
Sélénium	nd	0.018	0.002
Uranium	0.007	0.004	< 0.001
Zinc	0.003	< 0.001	< 0.001

Note: nd – données non disponibles pour ces paramètres

Radionucléides

Le Tableau 9.19 montre la dose additionnelle pour les récepteurs humains liée à la consommation des eaux de la fosse D, des lacs Island et Snake sur une période de 20 jours. Les doses additionnelles prédites sont bien inférieures à la dose limite réglementaire de la CCSN de 1000 µSv/an.

Tableau 9.19
Dose supplémentaire de radiation sur les récepteurs humains
Voies d'exposition des eaux potables

	Fosse D	Lac Island	Lac Snake
Dose supplémentaire (µSv/an)	478	194	19

Effets résiduels et importance

Les effets sur les humains des contaminants non radioactifs et radioactifs sont minimes pour les scénarios réalistes d'utilisation traditionnelle de la zone entière du projet par des trappeurs hypothétiques résidents à long terme. Seule l'utilisation à court terme de certains plans d'eau pour la consommation au cours de la période prolongée de restauration aux conditions de référence présente quelques effets potentiels, par ex., le molybdène du lac Island. L'ampleur de ces effets, toutefois, est plus faible que les valeurs de référence disponibles, (i.e. quotients de risques inférieurs à 1) et par conséquent ne pose qu'un faible risque pour les humains. Les effets potentiels sur la santé humaine sont par conséquent classés comme négatifs mais pas importants.

9.2.8 Effets du projet sur l'utilisation des terres

Restauration et utilisation des terres

Des 4 131 hectares du bail de surface, 418 hectares ont été développés ou perturbés, sans compter la fosse D qui a été restaurée. Les terrains perturbés seront restaurés naturellement, avec l'aide apportée en plantant des espèces caduques indigènes. Dans deux zones spécifiques (l'AGR de 55 ha et la verse à stériles Claude de 36 ha), des couvertures en till seront utilisées pour limiter l'infiltration. Ces zones seront semées avec des variétés d'herbes/de légumineuses afin de promouvoir la transpiration initiale et la stabilisation de la couverture. L'invasion naturelle de la végétation indigène sera retardée dans ces zones. Toutefois, le plan de restauration permettra l'utilisation en toute sécurité de la zone pour la chasse, la trappe et la pêche, qui sont des activités cohérentes avec l'utilisation précédente et actuelle des terres de la région. Il est estimé que la durée de cette période de restauration devrait être de 10 à 15 ans.

Le déclassement final de l'AGR, de la fosse Claude, des verses à stériles Claude et D laissera des zones permettant un accès occasionnel.

Effets résiduels et importance

Des contrôles institutionnels seront requis pour prévenir toute résidence permanente, ou utilisation des eaux souterraines comme eau potable, dans les zones restaurées majeures, y-compris l'AGR, la fosse Claude et les verses à stériles D et Claude. Toutefois, le caractère éloigné du site prévient la présence d'un tel cas dans le futur proche et une bonne partie du reste du site pourrait être utilisée sans avoir besoin de telles restrictions. Les zones de l'AGR, de la fosse Claude et des verses D et Claude ne représentent

qu'une petite portion de la zone d'étude du site, considérablement moins grande que la zone d'étude locale.

Puisque la restauration palliera aux perturbations résultant de la période opérationnelle mais que certaines restrictions sur l'utilisation future des terres seront nécessaires pour une petite portion de la zone d'étude du site, les effets résiduels sont considérés comme négatifs mais pas importants.

Niveaux radiologiques ambiants

Les zones qui nécessiteront d'être restaurées comprennent la zone de la fosse Claude, l'AGR, la zone DJN/DJX, la zone DP et la zone de l'usine. Certaines zones de l'usine auront des niveaux élevés de radiations gamma au cours de la démolition de l'usine. Par conséquent, un programme de radioprotection efficace sera requis pour maintenir les expositions des travailleurs ALARA. Une fois le déclassement final réalisé, les matériaux radioactifs résiduels seront déposés dans la fosse Claude ou le bassin à liquides réduisant ainsi considérablement les niveaux de radiation gamma au sol dans les zones affectées.

Un comptage des radiations gamma dans les zones de la mine indiquera les zones nécessitant l'excavation ou le recouvrement avant la revégétalisation. Au cours de la période suivant la fermeture, les niveaux devraient être comparables aux niveaux de référence, et l'utilisation occasionnelle de ces zones à doses de radiation légèrement élevées (telles que l'AGR et les zones des stériles) sera sans conséquence en terme de doses attendues.

Les flux de radon seront réduits d'un facteur de 2 pour chaque 0,5 m de couverture en till, donc les niveaux de l'AGR et de la verse à stérile Claude seront grandement réduits. Les concentrations additionnelles prédites pour le radon seront proches des niveaux de référence à quelques centaines de mètres de l'AGR.

Les valeurs des Particules Totales en Suspension (PTS) peuvent être converties en concentrations de poussières radioactives à longue vie (PRLV) aériennes, pour estimer les niveaux au cours du déclassement. Les concentrations PRLV anticipées ont été calculées à 0,02 – 0,11 Bq/m³. Des niveaux plus élevés pourront être rencontrés au cours de la démolition de l'usine, toutefois, la surveillance radiologique ajoutée à l'utilisation efficace des méthodes de suppression des poussières et l'utilisation d'équipements de protection tel que requis, devraient aider à maintenir les expositions du personnel de déclassement à des niveaux aussi faibles que possible et bien inférieurs aux limites réglementaires. Après la réalisation des travaux physiques, les valeurs PST et PRLV devraient tomber à des niveaux proches des valeurs de référence, éliminant ainsi les expositions supplémentaires.

Effets résiduels et importance

Les mesures palliatives, la démolition et le dépôt des bâtiments/équipements contaminés, l'élimination ou l'enfouissement des sols contaminés, seront menés à bien afin d'atteindre les objectifs décrits à la section 7.7 sur tous les emplacements du site. Par conséquent, les doses radiologiques résiduelles n'auront pas

d'effets négatifs ou importants car elles seront toutes inférieures à la dose limite pour le public et ne représenteront seulement qu'une petite fraction des radiations naturelles de référence.

9.2.9 Effets sur l'utilisation durable des ressources renouvelables

Comme noté à la section 9.2.10, les plans de restauration pour les paysages perturbés du site de Cluff comprennent la revégétalisation dans la plupart des zones par la semence d'herbes/légumineuses sur les couvertures. Le plan de revégétalisation naturelle offrira un habitat adéquat pour les espèces de la faune indigène. La semence d'herbes/légumineuses sur les zones de couverture (AGR et verse à stérile Claude) pourra offrir des aires de broutage supplémentaires et accroître la capacité de maintien de petits mammifères, de petits prédateurs mammifères et d'ongulés, par rapport à la capacité qui existait avant la perturbation du terrain.

Aucun effet important à long terme n'est prédit pour les plans d'eau de surface qui altérerait le développement d'une écologie aquatique forte dans ces zones.

Le site de Cluff Lake continuera à offrir un habitat terrestre et aquatique et à supporter les activités traditionnelles d'utilisation occasionnelle des terres pour la chasse, la trappe et la pêche. Il n'y a pas de résidents permanents dans la zone, quoiqu'il existe quelques utilisateurs traditionnels saisonniers. Les effets résiduels de perte temporaire d'habitat ne sont pas négatifs puisque le déclassement créera à nouveau l'habitat perdu pendant la phase opérationnelle.

9.2.10 Effets socio-économiques du projet

Le projet de déclassement offrira des emplois à courts termes. COGEMA s'est engagée à offrir des emplois préférablement aux employés actuels et aux résidents des communautés de la zone d'étude régionale. De même, COGEMA s'est engagée à offrir aux résidents du Nord la priorité pour acheter les matériaux et équipements récupérables.

L'achat de matériaux et d'équipements injectera des fonds dans l'économie régionale à court terme.

L'achèvement du déclassement et éventuellement le retour à l'accès non contrôlé faciliteront le retour des terres pour leur utilisation traditionnelle incluant les activités des trappeurs, la pêche et la chasse. Toutefois, la nécessité de contrôles institutionnels à long terme représente un petit fardeau pour les générations futures.

Effets résiduels et importance

Les bénéfices financiers et de création d'emplois sont limités à la durée du projet. Le retour éventuel à l'utilisation traditionnelle des terres est considéré comme un effet positif.

La méthode de déclassement proposée a été développée afin de minimiser les contrôles institutionnels à long terme et de minimiser le fardeau pour les générations futures. Les concepts finaux seront revus et modifiés si nécessaire afin d'assurer que les exigences en maintenance à long terme sont minimisées.

Ainsi, les effets résiduels socio-économiques sont considérés comme négatifs en raison de la nécessité de contrôles institutionnels mais ne sont pas considérés comme importants.

9.3 Effets de l'environnement sur le projet

Des événements inhabituels géologiques ou climatiques pourraient avoir un impact sur les mesures palliatives qui seront mises en place. Cette section identifie ces événements potentiels et fait des commentaires sur:

- La probabilité qu'ils se produisent,
- Les conséquences s'ils se produisent,
- Les mesures supplémentaires qui ont été adoptées pour minimiser les conséquences.

9.3.1 Événements sismiques

Atomic Energy of Canada Limited (AECL) a réalisé des recherches intensives sur la stabilité tectonique du Bouclier canadien. AECL a conclu que le Bouclier canadien est l'une des zones tectoniques les plus stables au monde (COGEMA 1997). L'activité sismique ne sera probablement pas un problème pour la mine de Cluff Lake déclassée en raison de la faible probabilité d'activité significative dans la région.

Le Barrage principal de l'AGR est la seule structure ouvragée qui restera en place après le déclassement et pour laquelle il pourrait y avoir des risques potentiels. En raison des conséquences qu'aurait une défaillance et pour assurer que le risque est minimal, la pente en aval du Barrage principal sera renforcée avec du till pour assurer la stabilité à long terme du Barrage principal.

9.3.2 Effets climatiques à court terme

Sécheresse prolongée

Afin de définir s'il existe une sécheresse et sa sévérité, les valeurs de l'Index des Précipitations Normales (IPN) ont été calculées et appliquées aux données de précipitations saisonnières de Cluff Lake (hiver, printemps, été et automne).

Les valeurs de précipitation les plus faibles pour l'hiver, le printemps, l'été et l'automne avec une période de retour de 100 ans sont respectivement 2,8 mm, 41,7 mm, 57,2 mm et 30,2 mm. Selon l'IPN, les valeurs avec une période de retour de 100 ans pour l'hiver, le printemps et l'été correspondent à des sécheresses extrêmes, alors que la valeur des précipitation avec une période de retour de 100 ans pour l'automne correspond aux conditions normales. La variance des valeurs des précipitations d'automne de

1981 à 1998 est suffisamment faible pour résulter en conditions pratiquement normales (IPN) au cours de cette période.

En appliquant les périodes de retour aux modèles de conception, il se peut que les plus faibles précipitations, pour une période de retour de 100 ans, ne correspondent pas au début d'une sécheresse extrême. Les valeurs des précipitations seules ne peuvent pas décrire la sécheresse, par conséquent, l'existence et la sévérité d'une sécheresse ne peut seulement être déterminée par l'établissement de conditions limites, comme celle de l'IPN. Sur la base de l'évaluation des données, la période de retour pour une sécheresse extrême dans la zone de Cluff Lake est d'environ 25 ans pour les périodes d'hiver, de printemps et d'été.

La modélisation de la couverture pour l'AGR et la verse à stérile Claude ont pris en compte l'analyse de la sensibilité pour les périodes sèches et présentent une faible sensibilité à ces événements (COGEMA 2000b et 2000c). L'objectif principal de ces couvertures est de limiter l'entrée d'eau; par conséquent, une période de sécheresse n'a pas de conséquence autre que de réduire la quantité d'eau de dilution disponible dans le système en aval, et le stress de la couverture végétale qui est l'élément majeur de contrôle de l'érosion dans des conditions humides. Pour la verse à stériles Claude, la réduction de la quantité d'eau dans la couverture augmentera temporairement la quantité d'oxygène entrant dans la verse et pourrait entraîner l'augmentation à court terme du taux de drainage minier acide. Aucun des ces problèmes potentiels ne devrait accroître considérablement les concentrations prédites des contaminants dans les eaux souterraines et à l'aval dans les récepteurs d'eaux de surface, ou avoir des effets à long terme sur l'intégrité des zones déclassées.

Précipitations abondantes

Les précipitations ont été surveillées depuis 1981 sur le site de Cluff Lake. Le record extrême de précipitations en 24-heures enregistré à la station climatologique de Cluff Lake était de 62,2 mm le 7 juillet 1981. La probabilité qu'une pluie de 24 heures comparable se produise est de 0,05 à 0,02 pour n'importe quelle année résultant en des périodes de retour de 20 à 50 ans. La Précipitation Maximale Probable (PMP) est utilisée dans la conception des structures, dont la défaillance entraînerait des dégâts environnementaux et physiques ou la perte de vie humaine (Hopkinson 1994). La PMP est utilisée pour tester et réviser les concepts préliminaires de période de retour pour fournir des preuves que le concept final fonctionnera correctement dans les conditions les plus extrêmes. L'estimation annuelle de la valeur PMP pour Cluff Lake, pour une durée de 24 heures, est 497 mm (Hopkinson 1994).

Les bassins de drainage de diversion ont été construits autour de l'AGR et leurs tailles leur permettent d'accommoder les événements de PMP. Cela a effectivement limité la zone du bassin d'alimentation de l'AGR en une zone aussi petite que possible. La surface restaurée finale de l'AGR sera conçue avec une pente globalement faible et des écoulements d'eau canalisés vers le lac Snake. Une couverture végétale importante avec un système de racines bien développé minimisera l'érosion de la surface de l'AGR. Le canal de sortie sera conçu et construit pour accommoder une situation d'écoulement sévère. Un cas de pluies majeures (c.-à-d. PMP) pourrait entraîner quelques dégâts d'érosion locale mais ne devrait pas compromettre la couverture.

La situation est similaire pour la verse à stériles Claude dont la surface supérieure sera remodelée pour diriger et contrôler les écoulements. Les pentes latérales de la verse seront remodelées, toutefois, cela résultera quand même en des inclinaisons plus élevées que l'AGR. En plus de la végétation de la couverture du sol, les structures ouvragées, telles que filtres à limon en saule, seront établies dans les canaux de drainage des pentes latérales pour ralentir les écoulements très rapides et minimiser l'érosion.

Le concept et les plans de construction finaux du déclassement seront revus et approuvés par les agences fédérales et provinciales pour confirmer que les provisions adéquates sont en place pour le contrôle de l'érosion et du colmatage là où et quand cela sera nécessaire.

9.3.3 Le réchauffement global

Les effets du réchauffement planétaire sur le projet de déclassement de Cluff Lake ont été évalués en utilisant trois Modèles de Circulation Générale (GCM). Les Modèles de Circulation Générale (MCG) sont utilisés pour simuler les effets des diverses concentrations des gaz à effet de serre sur le climat global. Les GCM diffèrent quelque peu en termes de formules mathématiques et physiques utilisées pour leur développement. Par conséquent, ils arrivent à des résultats quelque peu différents en termes de scénarios de changement de climat. De ce fait, l'utilisation de trois modèles apportent un supplément de robustesse à cette évaluation.

Dans le scénario de doublement du CO₂, les estimations récentes des MCG prédisent que la moyenne annuelle globale des températures en surface augmentera entre 1,0 et 4,5°C. À l'échelle régionale ou sub-continentale, il n'est pas possible de savoir avec certitude les détails du changement de climat (EC, 1997). Les résultats des MCG, ils offrent actuellement les meilleures estimations de changement du climat pour le scénario du doublement du CO₂.

Les MCG n'ont pas été utilisés pour prédire les changements de climat pour les zones plus petites telle que le Nord-Ouest de la Saskatchewan (zone de Cluff Lake). Toutefois, les prédictions pour les prairies ont été faites en utilisant les MCG, pour le scénario de doublement du CO₂. Les prairies ont été sous divisées en prairie et région forestière du nord-ouest. En terme de prédiction des changements climatiques qui pourraient se produire pour la zone de Cluff Lake, les résultats pour la région forestière du nord-ouest offrent les meilleures estimations disponibles et sont présumées adéquates pour l'utilisation dans la zone de Cluff Lake.

Précipitations et températures

Le Tableau 9.20 résume les changements projetés des températures et précipitations saisonnières produites par trois MCG différents pour les régions forestières du nord-ouest. Les valeurs inférieures et supérieures de chaque catégorie représentent la variabilité spatiale des variations projetées pour les régions. Les valeurs pour les températures sont les montants des variations de température prédites par rapport aux températures normales actuelles. Les valeurs pour les précipitations sont les pourcentages de variations prédites par rapport aux valeurs actuelles normales. Bien que les valeurs pour les températures

sont relativement variables, il est noté que dans tous les cas elles sont positives (c. à d. une augmentation relative aux normes actuelles). Les précipitations sont plus difficiles à modéliser, et par conséquent, ces prédictions sont plus variables que celles de ces températures.

Tableau 9.20

Prédictions des changements de températures saisonnières (°C) et de précipitations (%) pour la région forestière du Nord-Ouest par trois modèles de circulation générale pour le doublement du CO₂ dans l'atmosphère

Forêt du Nord-Ouest					
		Fourchette des températures (°C)		Fourchette des précipitations (% de variation)	
Saison	Modèle	Valeur inférieure	Valeur supérieure	Valeur inférieure	Valeur Supérieure
Hiver (DJF)	CCC	4.5	7.0	0	30
	GFDL	2.5	4.0	5	20
	GISS	2.5	3.0	0	15
Printemps (MAM)	CCC	3.0	5.0	-5	25
	GFDL	2.5	3.5	5	15
	GISS	1.5	2.0	5	20
Été (JJA)	CCC	3.5	5.5	-15	10
	GFDL	2.0	2.5	-10	15
	GISS	0.5	1.0	10	40
Automne (SON)	CCC	2.5	3.5	5	30
	GFDL	3.5	4.5	-5	10
	GISS	1.5	2.5	0	20

Note:

- CCC est le Centre Canadien pour la Modélisation et l'analyse du Climat
- GFDL est le laboratoire des dynamiques des fluides géophysiques de l'Université de Princeton
- GISS est l'institut Goddard des études spatiales de la NASA

Source: Environnement Canada 1997.

Évaporation et Évapotranspiration

Il ne semble pas qu'il y ait de références spécifiques qui quantifient les changements prédits d'évaporation et d'évapotranspiration dans la zone forestière nord-ouest. En général, les effets spécifiques du changement de climat sur l'évaporation ne sont pas bien connus.

Toutefois, l'évaporation et l'évapotranspiration augmentent généralement avec la température. Dans le cadre d'une enquête sur 20 ans dans l'Aire Expérimentale des Lacs (AEL) au nord-ouest de l'Ontario, la relation entre la température et l'évaporation a été quantifiée dans les petits lacs boréaux. Au cours des 20 années de la période expérimentale, la température de l'air a augmenté de 1,6°C et l'évaporation

annuelle du lac a augmenté de 35 mm par 1,0°C d'augmentation de la température annuelle de l'air (EC, 1998).

Étant donné qu'un doublement du CO₂ résulte en des températures dans l'air plus élevées pour la majeure partie du Canada, l'évaporation et l'évapotranspiration devraient augmenter, bien que des précipitations plus élevées soient également attendues pour plusieurs régions du Canada. Les études suggèrent que des évapotranspirations plus élevées contrebalanceront les précipitations plus élevées des scénarios de changement de climat dans la région des Grands Lacs et du Bassin de la rivière Mackenzie (EC, 1998).

Pour Cluff Lake les GMC prédisent des températures annuelles plus élevées, avec des augmentations plus notables durant les périodes d'automne et d'hiver. L'augmentation des précipitations hivernales pourraient entraîner des événements de ruissellement des eaux plus intenses, toutefois, en concevant les installations pour qu'elles puissent gérer les cas de PMP plus sérieux (voir section 9.3.2), ces augmentations potentielles peuvent être facilement gérées.

9.3.4 Feux de forêt

Les conditions pour que des feux de forêt se produisent sont intimement liées à la météorologie et au climat. Les conditions climatiques, telles que les sécheresses intenses et prolongées, sont généralement associées aux saisons de feux sévères. La fréquence des feux de forêt dans la région boréale du nord de l'ouest du Canada ont des cycles moyens de feux d'environ 39 ans pour les forêts dominées par le pin gris ou le peuplier faux-tremblant, 78 ans pour les forêts dominées par le pin noir et 96 ans pour les forêts dominées par le pin blanc (Larsen 1997).

L'interception réduite en raison du couvert forestier brûlé permettra à davantage de précipitations d'atteindre le sol, augmentant potentiellement la disponibilité en eau du sol et l'écoulement. La capacité de rétention du sol est réduite en raison de la réduction des pertes par transpiration de l'humidité du sol. Cela résulte en des sols plus humides dans les zones brûlées, en des niveaux de la nappe plus élevés dans les zones d'eau souterraine peu profonde et en une augmentation des zones de sol saturés proches des cours d'eau. Les feux peuvent consommer les matériaux du sol, ce qui réduit également la capacité de stockage en eau du sol et expose le sol minéral aux forces d'érosion.

Les inquiétudes ci-dessus ont des conséquences principalement pour l'AGR et la verse à stériles Claude où l'efficacité et la durabilité à long terme du matériel de couverture est largement basée sur le succès de la revégétalisation. Dans les années initiales après le déclassement, la couverture végétale sera dominée par une herbe légumineuse. Ce type de végétation n'est pas affecté négativement par les feux de forêt puisque les zones de leur racines restent intactes et que la combustion de la couche de litière accélère le recyclage des nutriments. Le rétablissement après le feu est immédiat et généralement plus intense que ce qui existait avant le feu. Dans un tel cas, la surveillance post fermeture vérifiera que le rétablissement s'opère dans un délai acceptable. La revégétalisation pourrait être entreprise, si nécessaire, pour accélérer le rétablissement de la couverture végétale.

A plus long terme, la succession écologique résultera en une progression vers la végétation naturelle et finalement l'établissement d'espèces culminantes, telles que le pin gris. Il est anticipé que les variétés d'herbes légumineuses conserveront une présence sous-jacente, même après l'établissement de végétation boisée entrelacée. Cette présence continue avec les espèces de succession précédentes, telles que le saule et l'aulne, assureront une restauration rapide en cas de feu de forêt. Il faut également noter que le pin gris lui-même est une espèce de succession du feu qui se régénérera rapidement après de tels événements. La nature actuelle des feux de forêt au Nord de la Saskatchewan ne devrait pas avoir d'effets nuisibles sur le déclassement de Cluff Lake.

9.4 Effets environnementaux cumulatifs

Il n'existe pas actuellement de proposition de développements miniers, forestiers ou industriels sur le site de Cluff Lake ou à proximité. Les effets cumulatifs potentiels sont limités aux effets opérationnels combinés aux effets des activités de déclassement.

Au cours de l'exploitation, les effluents ont été rejetés dans un système de drainage qui n'a été affecté par aucun autre développement (Rivière Douglas) et les impacts environnementaux ont été limités aux zones directement voisines du site de Cluff Lake. Ainsi, les impacts cumulatifs sont ceux liés aux impacts opérationnels avant le commencement du déclassement, et aux impacts supplémentaires résultant des activités du déclassement et de la période de restauration s'étalant dans le futur. La section 6 a discuté des impacts existants liés aux opérations. La section 9 a identifié les impacts associés au déclassement et les effets cumulatifs ont été évalués pour les activités de déclassement combinés aux effets opérationnels (par ex., lac Island). Le Tableau 9.21 résume les effets environnementaux cumulatifs.

Des effets à long terme sont prédits pour les qualités des eaux de surface et souterraines, la qualité des sédiments, les organismes aquatiques et terrestres. L'effet le plus considérable devrait être lié aux opérations passées, à savoir l'impact des rejets d'effluents sur le lac Island.

Comme indiqué à la section 9.3, il existe un certain nombre d'événements climatiques, y compris les sécheresses, les événements de précipitations abondantes et les feux de forêt, qui pourraient affecter le projet. Les caractéristiques de conception et les contrôles de construction, qui feront l'objet d'une revue détaillée et seront soumis à approbation réglementaire, seront utilisés pour assurer que ces effets potentiels sont adéquatement mitigés. La surveillance de suivi vérifiera la performance des différents concepts et initialisera les mesures de mitigation adéquates si elles s'avèrent nécessaires.

Bien que des effets environnementaux cumulatifs prédits en raison des opérations passées couplées aux activités de déclassement proposées soient négatifs, aucun de ces effets n'est considéré comme significatif.

10. PROGRAMME DE SUIVI

10.1 Introduction

Comme noté à la section 9, les effets environnementaux du projet, quoique négatifs, ne sont pas considérés comme significatifs. Cette conclusion, toutefois, repose sur le succès des différents plans de déclassement, la restauration réussie du lac Island et la confirmation que les effets écologiques sont conformes aux prévisions.

La section 8.3.3 présentait le programme de protection environnementale tel qu'il s'applique durant la phase opérationnelle, et son évolution au cours de la phase de déclassement. Le programme de protection environnementale continuera à être utilisé pour évaluer les conditions environnementales actuelles et tout changement dans le temps.

Cette section décrit le programme de suivi qui s'ajoutera au programme actuel de surveillance environnementale, et qui sera mis en place pour vérifier que les mesures d'atténuation proposées pour le projet de déclassement sont adéquates et efficaces pour atteindre les objectifs du déclassement.

Le programme traite des activités principales du déclassement, spécifiquement le déclassement de l'AGR et celui des verses et des fosses de Claude et DJ. De plus, le programme aborde d'autres problèmes soulevés au cours du processus de revue de l'Étude Approfondie par le public et les agences réglementaires.

Le programme de suivi de l'évaluation environnementale sera un élément clé de la documentation à soumettre pour l'obtention du permis de déclassement, conformément à la loi sur la sûreté et la réglementation nucléaire (LSRN). Les programmes de suivi ont été des composantes importantes du processus d'évaluation environnementale, et le demeurent dans la récente modification de la *Loi canadienne d'évaluation environnementale* (LCÉE). La section 14 de la LCÉE reste inchangée, et déclare toujours que « le processus d'évaluation environnementale d'un projet comporte, selon le cas : l'élaboration et l'application d'un programme de suivi », sous-section 14 (c). La Loi modifiée continue à définir un programme de suivi comme un « programme visant à permettre : (a) de vérifier la justesse de l'évaluation environnementale d'un projet ; (b) de juger de l'efficacité des mesures d'atténuation des effets environnementaux négatifs. »

10.2 Objectifs

La LCÉE définit le programme de suivi comme :

« un programme visant à permettre de vérifier la justesse de l'évaluation environnementale d'un projet et de juger de l'efficacité des mesures d'atténuation des effets environnementaux négatifs... »

Sur la base de la LCÉE 2002, le programme de suivi est nécessaire pour quatre raisons :

- Pour faciliter la gestion de l'ensemble d'un projet en tenant compte d'un programme cadre de suivi dès la phase initiale de planification de celui-ci.
- Pour fournir de l'information, sur les effets environnementaux et les mesures d'atténuation résultant de la mise en œuvre du projet, qui servira à améliorer ou appuyer les ÉE ultérieures, notamment l'évaluation des effets cumulatifs.
- Pour aider à la détection d'effets environnementaux imprévus.
- Pour assurer et vérifier l'exactitude des prévisions concernant «l'absence d'effets environnementaux importants ».

Pour le déclassement de Cluff Lake, un programme de suivi est spécifiquement nécessaire pour :

- Répondre aux préoccupations du public apparues au cours du processus de consultation, comme par exemple l'état actuel de la zone de stockage temporaire des résidus de traitement dans des cuves ;
- Vérifier l'exactitude ou le conservatisme des prévisions, principalement en ce qui concerne la qualité des eaux et des sédiments dans le long terme dans les bassins versants des lacs Island et Cluff, et les risques pour le biote ;
- Évaluer l'efficacité des mesures d'atténuation, principalement les couvertures de terre proposées pour l'AGR et la verse à stériles Claude ; et
- Poursuivre une recherche pertinente pour mieux comprendre complètement les processus naturels, spécifiquement le piégeage par les sédiments du lac Claude et les tests de toxicité dans le lac Cluff.

10.3 Termes sources et migration des contaminants post déclassement

Deux effets potentiellement négatifs principaux ont été prédits au cours de cette évaluation.

- L'infiltration depuis l'AGR qui aura des effets négatifs sur la qualité des eaux souterraines, et sur la qualité des eaux de surface dans le lac Island et les plans d'eau en aval ;
- L'infiltration depuis les verses à stériles, les mines souterraines et les fosses noyées, qui aura des effets négatifs sur la qualité des eaux souterraines en aval et sur la qualité des eaux de surface du ruisseau Claude et de la rivière Peter qui se déchargent dans le lac Cluff.

Ces infiltrations pourraient en outre avoir des effets négatifs sur la qualité des sédiments et créer des risques potentiels pour les humains et le biote non-humain.

Le succès de l'approche préférée pour le déclassement dans les zones principales repose sur une couverture efficace qui réduira les infiltrations, et sur un mécanisme de piégeage passif qui restera efficace et fiable dans le plus long terme. De plus il faut vérifier et confirmer les termes source, tels que les concentrations des eaux interstitielles des résidus de traitement et des remblais stériles. Les sections suivantes résument brièvement le programme de suivi proposé pour évaluer les différents points notés ci-dessus et pour identifier les éventualités à considérer au cas où les résultats ne seraient pas conformes aux attentes.

10.3.1 AGR

Comme discuté à la section 9.2.4.1, la modélisation a été utilisée pour prédire la qualité de l'eau à long terme du lac Snake, juste en aval de l'AGR. Deux facteurs clés doivent être confirmés pour vérifier les prédictions du modèle : le taux d'infiltration à travers la couverture, et le terme source des résidus.

Infiltration à travers la couverture

Un programme de surveillance sur le terrain sera mis en place pour mesurer les performances de la couverture. Pour mesurer l'infiltration, quatre lysimètres seront installés, deux dans la zone à solides supérieure, et deux dans la zone à solides inférieure, ainsi qu'indiqué au Tableau 10.1. On s'attend à ce qu'il puisse y avoir une variabilité significative entre les lysimètres, en raison de différences dans le succès de la revégétalisation, et des caractéristiques des résidus ainsi que de la couverture de terre. Cependant, l'information recueillie fournira des fourchettes pour les modélisations futures.

Tableau 10.1
Surveillance de la couverture de l'AGR

Numéro de station de la compagnie	Lieu d'échantillonnage	Paramètres	Fréquence
CS 1100L	Zone sud de l'AGR – Zone des résidus grossiers	Climat, infiltration, tassement, température du sol	M
CN 1000L (nouvelle)	Zone nord de l'AGR – Zone des résidus grossiers	Infiltration, tassement, température du sol	M
FN 1200L (nouvelle)	Zone nord de l'AGR – Zone des résidus fins		
FS 1300L (nouvelle)	Zone sud de l'AGR – Zone des résidus fins		

Terme source des eaux interstitielles

Dans le passé, le recueil de données sur les eaux interstitielles des résidus pour déterminer le terme source a été gêné par l'incapacité à accéder la zone des résidus et prélever un échantillon sans perturber les résidus adjacents. Avec le placement de la couverture, des piézomètres peuvent être installés et surveillés régulièrement pour fournir des mesures précises de la qualité des eaux interstitielles. Le programme de surveillance proposé est montré au Tableau 10.2. Les paramètres des analyses de classe B incluent HCO₃/CO₃, Ca, Cl, Mg, K, Na, S₀₄, TSS, TDS, Ra-226, U, As, Cu, Co, Fe, Se, Mn, Ni, Zn, Pb, pH, Mo, la conductivité, la dureté totale, le total des ions et la turbidité. L'échantillonnage sera effectué à une fréquence trimestrielle et comprendra la mesure du niveau d'eau (NE).

Tableau 10.2
Surveillance des eaux interstitielles dans l'AGR

Numéro de station de la compagnie	Lieu d'échantillonnage	Paramètres	Fréquence
CN 1000G	Zone nord de l'AGR – Zone des résidus grossiers	Classe B Niveau d'eau (NE)	Trimestrielle Trimestrielle
CS 1100G	Zone sud de l'AGR – Zone des résidus grossiers		
FN 1200G	Zone nord de l'AGR – Zone des résidus fins		
FS 1300G	Zone sud de l'AGR – Zone des résidus fins		

La performance de l'AGR sera surveillée pour déterminer les taux d'infiltration réels à travers la couverture et la qualité des eaux interstitielles. Si l'infiltration ou les contaminants dans les eaux interstitielles sont plus élevés que prédit, le modèle de transport de contaminants sera révisé. Si les résultats de la surveillance indiquent que les concentrations de contaminants dans le lac Snake vont dépasser les objectifs SSWQO, la couverture de l'AGR sera réévaluée en cherchant comment réduire davantage les infiltrations.

Si la couverture végétale au sol se révèle incapable de maîtriser l'érosion, de l'enrochement ou d'autres méthodes pour maîtriser l'érosion seront évaluées et mises en place en tant que de besoin.

10.3.2 Zone minière

La modélisation réalisée pour la zone minière était très complexe comme discuté à la section 9.2.4.3. Il y a un certain nombre de points clés et d'hypothèses qui pourraient avoir un impact sur les résultats de la modélisation, qui incluent :

- Les termes source pour les stériles placés dans des conditions immergées et en surface
- Le taux d'infiltration à travers la couverture de la verse à stériles Claude
- L'utilité et l'efficacité potentielle de la tranchée remplie de tourbe
- La qualité des eaux interstitielles dans la fosse de Claude remblayée

- L'efficacité du piégeage des contaminants par les sédiments du lac Claude.

De plus, il est important de déterminer si la qualité des eaux dans la partie supérieure de la colonne d'eau de la fosse DJX noyée atteindra puis continuera de respecter les valeurs fixées comme objectifs du déclassement.

La surveillance des eaux souterraines en aval de la zone minière (en ce qui concerne la charge hydraulique et la qualité des eaux) fera partie du programme de surveillance de l'environnement qui se poursuivra après le déclassement, et sera utilisée comme vérification supplémentaire que l'approche de déclassement fonctionne comme prévu (COGEMA 2000d, Annexe A, section 6.4).

Vérification des termes source

Les termes source utilisés pour la zone minière ont été basés sur tous les tests disponibles de lixiviation des stériles (c. à d. tests BC SWEP modifiés, tests en cellules humides, tests en colonne partiellement saturée et tests de lixiviation en réservoir saturé). Pour la verse à stériles Claude, les termes source ont également été obtenus à partir des concentrations observées dans les puits de surveillance des eaux souterraines placés immédiatement en aval de la verse Claude.

Des tests supplémentaires seront effectués sur les stériles et les concentrations dans les eaux souterraines et de surface en aval des verses Claude et DJN seront interprétées. Pour confirmer les prévisions d'impact des diverses options de déclassement des stériles sur les eaux souterraines et de surface et pour confirmer le bénéfice environnemental prédit pour l'option préférée de COGEMA de remblayage de la fosse Claude. L'alternative consistant à utiliser la fosse DJX pour enfouir des stériles supplémentaires problématiques reste disponible et sera évaluée plus en avant. Les tests supplémentaires comprendront :

- Des tests de lixiviation des stériles spéciaux de DJN, des stériles de DJN et de ceux de Claude dans des conditions immergées similaires,
- L'installation de puits supplémentaires de surveillance des eaux souterraines en aval des stocks de stériles de façon à valider les prévisions de transport de contaminant,
- L'analyse d'échantillons supplémentaires d'eaux de surface le long du ruisseau Claude et de la rivière Peter.

Les résultats des évaluations mentionnées ci-dessus seront utilisés dans le programme de modélisation de suivi du transport des contaminants afin de prévoir plus précisément les effets à long terme liés aux autres options telles que le remblayage de la fosse DJX. La modélisation comprendra une analyse de sensibilité afin d'évaluer les effets des variations de conductivité hydraulique des zones de fractures entre la fosse DJX et le lac Cluff, la conductivité hydraulique des travaux miniers souterrains et le degré de connexion entre la fosse DJX, les travaux souterrains et les zones de fractures. Dans le cas où la fosse DJX devrait être partiellement ou complètement remblayée, l'analyse de sensibilité inclura également les effets des variations de la conductivité hydraulique des stériles qui y seront déposés.

De plus, dans la mesure où les critères cibles pour les concentrations en uranium et nickel dans les eaux de surface sont basés sur la dureté de l'eau, le programme de suivi comprendra également une modélisation pour prédire l'évolution dans le temps de la dureté de l'eau dans le lac Claude et la fosse DJX noyée. La modélisation s'intéresse à la période durant laquelle les contaminants et la dureté (c. à d., calcium et magnésium) sont transportés de leurs sources vers les récepteurs.

S'il s'avère que les tests de suivi et le programme de modélisation indiquent que les autres options et mesures éventuelles sont acceptables, des analyses supplémentaires seront entreprises afin de mettre en œuvre ces options et ces mesures.

Infiltration à travers la couverture de la verse à stériles Claude

De même que pour l'AGR, le taux d'infiltration dans la couverture sera surveillé grâce à l'installation de lysimètres. Cet équipement a été installé à l'automne 2001. L'un des lysimètres est situé au sommet de la verse, alors que le second est situé sur la face présentant une pente de 4:1. L'eau des lysimètres est collectée, les volumes sont mesurés et des échantillons sont expédiés pour analyse chimique et radiologique. Les résultats à ce jour démontrent que les équipements fonctionnent au cours des mois où il ne gèle pas, mais ne prédisent pas encore de façon adéquate les taux d'infiltration car la surface de cette zone n'a été que récemment revégétalisée, au printemps 2003. La surveillance continue de ces lysimètres servira à évaluer les hypothèses faites pour la modélisation.

Dans le cas où les résultats de la surveillance seraient significativement différents des hypothèses faites pour la modélisation, cette modélisation sera répétée en utilisant les mesures de terrain pour évaluer les effets sur la qualité des eaux souterraines et des eaux de surface en aval. Si cette modélisation indique que la qualité des eaux de surface ou des sédiments ne peut plus atteindre les objectifs de déclassement, des méthodes pour réduire la perméabilité de la couverture seront évaluées et mises en place.

Tranchée remplie de tourbe

Une tranchée remplie de tourbe située près de la verse à stériles Claude a été envisagée comme un mécanisme supplémentaire de traitement des eaux contaminées s'écoulant de la verse. En particulier, des études bibliographiques et des tests sur le terrain ont démontré la capacité d'un tel matériau à piéger l'uranium en solution (COGEMA 2000c, Annexe C, section 8.1).

Le programme de suivi commencera par le creusement jusqu'au socle de quelques petites excavations, perpendiculairement à la direction d'écoulement des eaux souterraines, qui seront surveillées pour déterminer s'il y a circulation d'eau souterraine dans les terrains de recouvrement. En cas de présence d'eau souterraine au-dessus du socle, une tranchée remplie d'un mélange de tourbe disponible localement et de ferrailles sera conçue et réalisée.

Dans le cas où cette tranchée remplie de tourbe serait construite, des piézomètres peu profonds seront installés en amont et en aval de la tranchée. Des échantillons d'eau souterraine seront recueillis trimestriellement pour évaluer le succès du piégeage, principalement de l'uranium et du nickel.

Il convient de noter que l'évaluation n'a pas pris en compte le piégeage de contaminants par la tranchée remplie de tourbe. Cette tranchée a été considérée comme une méthode additionnelle de piégeage pour réduire la charge de contaminants globale vers la fosse de Claude.

Qualité des eaux interstitielles dans la fosse Claude remblayée

Un piézomètre sera installé dans le remblai de la fosse Claude ou sur le rebord de la fosse pour permettre un échantillonnage trimestriel des eaux souterraines. La concentration mesurée en contaminants sera comparée aux estimations utilisées pour la modélisation.

Dans le cas où les résultats de la surveillance différencieraient significativement des hypothèses prises en compte pour la modélisation, la modélisation sera répétée en se servant des valeurs observées pendant la surveillance pour évaluer les effets sur la qualité des eaux en aval. Si cette nouvelle modélisation indique que la qualité des eaux de surface ou des sédiments n'atteindra plus les objectifs du déclassement, des méthodes pour réduire la concentration des eaux interstitielles seront évaluées.

Piégeage des contaminants par les sédiments du lac Claude

Les eaux souterraines en provenance de la verse à stériles Claude et de la fosse Claude remblayée émergent dans le lac Claude doivent d'abord migrer à travers une couche de sédiments organiques épaisse de 1,5 à 2m au fond du lac Claude. Une partie des contaminants sera adsorbée ou précipitée à travers cette couche de sédiments organiques, et ne restera donc pas en solution. Il est prévu que ceci réduise significativement la quantité de contaminants atteignant les eaux du lac Claude. Un test de laboratoire a été conçu et réalisé à Cluff Lake au cours de l'année et demi-écoulée, pour déterminer l'efficacité du piégeage, particulièrement en ce qui concerne l'uranium et le nickel qui seront les contaminants les plus préoccupants dans le panache d'eau souterraine.

Le projet de recherche a été développé pour évaluer l'efficacité et la capacité du système de piégeage par les sédiments, de façon à vérifier et quantifier les prédictions de capture de contaminants. Deux colonnes de sédiments organiques ont été recueillies en cinq points sur le lac Claude à la fin du mois d'avril 2001 en utilisant une tarière à travers la glace puis en insérant des tubes transparents de Plexiglas de 10cm de diamètre. Les tubes ont été extraits et scellés pour empêcher l'entrée d'oxygène et transportés au laboratoire du site dans lequel l'expérimentation a été préparée. Trois colonnes ont été érigées et maintenues en position verticale, avec, à chaque extrémité du tube en Plexiglas, des bouchons équipés d'un orifice pour permettre à l'eau d'entrer et de sortir. Une grille en acier inoxydable et des pastilles de verre ont été ajoutées en bas de colonne pour permettre une distribution bien répartie de l'eau d'alimentation. De l'eau contaminée en provenance de l'un des puits périphériques de la verse à stériles Claude (HYDG0312G) a été recueillie pour servir d'eau d'alimentation au bas de la colonne.

Les analyses initiales des eaux interstitielles, de l'eau d'alimentation et des sédiments ont compris une suite complète de paramètres physiques, les métaux lourds et les radionucléides. L'eau d'alimentation était contenue dans une bonbonne en hauteur et était délivrée par gravité à travers la carotte de sédiments. Le débit en était ajusté en changeant la hauteur de la bonbonne par rapport à la colonne.

L'eau débordant du haut de la colonne était dirigée dans un becher gradué et récupérée régulièrement pour être analysée. Les systèmes d'alimentation en eau et de collecte ont été maintenus sous azote afin d'assurer des conditions anoxiques pendant toute la durée du test.

Une discussion détaillée des résultats préliminaires est présentée dans COGEMA, 2002b. Les taux de piégeage de l'uranium sont restés constamment au-dessus de 99% même avec des débits dans la colonne 35 fois plus élevés que ceux prédits par la modélisation. De plus, la concentration moyenne en uranium dans l'eau d'alimentation était environ 28 fois plus élevée que le terme source pris comme hypothèse pour la fosse Claude et utilisé dans le modèle. Le modèle supposait de façon conservatoire un piégeage à 90% de l'uranium et prédisait des valeurs dans le lac Claude d'environ 72µg/L. Compte tenu d'une dureté prédite de l'eau dans le lac Claude de plus de 200 mg/L équivalent CaCO₃, et en appliquant la formule donnant l'objectif de déclassement pour l'uranium de 0.002[dureté], l'objectif pour l'uranium dans le lac Claude dans ce scénario serait de 400µg/L.

Les premiers résultats du test indiquaient que le piégeage du nickel dans les colonnes se stabilisait à environ 60%. Compte tenu d'une dureté prédite de l'eau dans le lac Claude de plus de 200 mg/L équivalent CaCO₃, la valeur des objectifs SSWQO pour le nickel est de 100µg/L. La modélisation, qui suppose un taux de piégeage de 60% par les sédiments du lac Claude, prédit un pic de concentration en nickel dans les eaux du lac Claude de 36µg/L.

Le programme de suivi comprend la poursuite des expérimentations sur les colonnes de sédiment jusqu'à ce que la restitution en sorti de colonne d'un ou plusieurs des contaminants majeurs soit observée. Ceci deviendra évident en raison d'une augmentation soudaine de contaminants dans le débit sortant de la colonne. A ce moment, les colonnes seront envoyées à un laboratoire pour être sectionnées afin de déterminer :

- La distribution de l'uranium et du nickel dans la colonne de sédiments ;
- La forme d'uranium et de nickel capturés par la colonne ;
- Le mécanisme de piégeage (les hypothèses initiales sont : absorption pour l'uranium et réduction des sulfates, pour le nickel et les autres métaux) ; et
- L'estimation de la capacité restante (pour le(s) paramètre(s) qui n'auront pas été restitués).

Cette information, si elle diffère significativement des hypothèses initiales, sera réévaluée dans le cadre de la modélisation pour déterminer si la prise en compte des taux de piégeage réels permet d'atteindre les objectifs du déclassement. Si des incertitudes persistent, une poursuite des tests sera peut-être appropriée.

Dans le cas où la modélisation indiquerait que ces objectifs ne peuvent pas être atteints sur la base des informations utilisant les paramètres de terrain, la contre-mesure proposée sera la construction d'un canal large et peu profond depuis la fosse de Claude vers le ruisseau Claude, avec un terrain marécageux au fond du fossé pour le piégeage passif des contaminants. Le seuil du canal sera situé à une altitude légèrement plus basse que la surface du lac Claude pour éviter tout mouvement d'eau souterraine supplémentaire vers le lac Claude.

10.4 Programme de suivi pour le marécage du lac Island

Le marécage du lac Island, situé immédiatement en aval du lac, a accumulé une charge de contaminants substantielle au cours de la période opérationnelle. Le marécage a limité, et continue de le faire, le transport de contaminants plus loin en aval du drainage vers le lac Island. Les sédiments du marécage sont partiellement une source différée de contaminants métalliques, par un processus similaire à celui qui produit le drainage minier acide (COGEMA, 2001, Réponse au commentaire #20).

Un programme de suivi sera effectué pour répondre à ce problème. Durant la phase initiale du programme, on déterminera les caractéristiques du régime hydrologique du lac Island et du marécage associé (appelé ci-dessous la zone d'étude). Ceci sera accompli, à partir du printemps 2003, en surveillant les stations de surveillance et les puits existants (Tableau 10.3) : niveaux des eaux souterraines et des lacs, ainsi que débits d'eau de surface entrant et sortant de la zone d'étude. L'adéquation du réseau actuel de surveillance des eaux souterraines à cet objectif sera étudiée par les Autorités Responsables (AR) et les Autorités Fédérales (AF) pour approbation du programme avant toute demande future de permis de déclassement. Le programme de routine de surveillance de la conformité des eaux maintiendra un point de surveillance de la qualité de l'eau en aval du marécage pour identifier toute décharge future.

A la composante de surveillance des eaux s'ajoutera une détection à distance des communautés de végétaux du marécage pour en évaluer le statut actuel et fournir une base de référence pour des comparaisons dans le futur. Un échantillonnage de la zone quadrillée (sel, sédiment et végétaux) et des analyses (utilisant l'uranium comme traceur) ont débuté pour établir les configurations de déposition des contaminants et pour déterminer la capacité de piégeage passif restante dans le marécage. Cela servira aussi à caractériser la distribution des contaminants et le potentiel de génération d'acide dans les zones potentiellement susceptibles d'être exposées à l'atmosphère.

**Tableau 10.3 : Surveillance du marécage du lac Island
Niveau des eaux souterraines**

Numéro de station de la compagnie	Lieu d'échantillonnage	Paramètres	Fréquence	
HYD01-19AG	Près de la sortie du lac Island	Classe B Niveau d'eau (NE)	Semi-annuelle	
HYD01-19BG				
HYD01-20AG	Près de l'entrée du lac Agnes		Classe B Niveau d'eau (NE)	Trimestrielle
HYD01-20BG				

Niveau des lacs

Numéro de station de la compagnie	Lieu d'échantillonnage	Paramètres	Fréquence
ISLSG-2	Lac Agnes	Niveau d'eau (mètres au-dessus du niveau de la mer)	M
ISLSG-3	Lac Island		
ISLSG-4	Lac Snake		

Débits des cours d'eau

Numéro de station de la compagnie	Lieu d'échantillonnage	Paramètres	Fréquence
ISLHYD-1	Ruisseau Island aux Dolomites	Débit du cours d'eau	Continue
ISLHYD-2	Ruisseau Bridle à la traversée de route du lac Sandy	Débit du cours d'eau	M
ISLHYD-3	Ruisseau Snake en aval du point de décharge des effluents		

Caractérisation des sédiments et de la végétation

Numéro de station de la compagnie	Lieu d'échantillonnage	Type	Paramètres	Fréquence ⁽¹⁾
Nouvel emplacement	Marécage du lac Island – Substratum	Quadrillage	Uranium	2002
		9 composites	Classe H	2002
Nouvel emplacement	Marécage du lac Island – Végétation – Composite d'au moins cinq plantes de chacune des 9 zones de substratum	Quenouilles - Racines	Classe H	2003
		Quenouilles - Feuillage	Classe H	2003

⁽¹⁾ Programme unique effectué l'année indiquée. Les résultats en seront examinés pour déterminer si un échantillonnage supplémentaire est nécessaire.

En cas d'imprévus des options de secours pour maintenir le niveau d'eau souterraine dans le marécage du lac Island seront examinées dans le cas où le programme de suivi indiquerait que la mobilisation de contaminants des sols du marécage exposés à l'atmosphère est problématique. Le plan à court terme actuel serait de pomper de l'eau du lac Cluff dans le système du ruisseau Island pour rétablir les niveaux d'eau de surface de la période opérationnelle (COGEMA, 2002b, section 3.5).

10.5 Surveillance des eaux souterraines des sites des décharges

La description de l'état actuel et de la stratégie pour le déclassement des sites des décharges principales ont été discutés dans COGEMA, 2000a, section 2.4.3. Des préoccupations ont ensuite été exprimées durant la revue des documents, en ce qui concerne l'évaluation et la surveillance des sites correspondant aux autres petites décharges dans la zone (COGEMA, 2001, Réponse aux commentaires #58 et 88).

Le programme de suivi comprend une série de points de surveillance des eaux souterraines à proximité de chacune de ces décharges, ainsi qu'indiqué dans le Tableau 10.4.

Tableau 10.4
Surveillance des eaux souterraines à proximité des sites des décharges

Numéro de station de la compagnie	Lieu d'échantillonnage	Paramètres	Fréquence
HYD01-101G	Cluff Centre Zone de décharge	Classe B Classe I Niveau d'eau (NE)	Annuelle Annuelle Trimestrielle
HYD01-102G			
HYD01-103G			
HYD01-104G			
HYD01-105G	Décharge sur la route de l'usine		
HYD01-106G			
HYD01-107G			
HYD01-108G			
HYD01-109G			
HYD01-110G	Zone de décharge domestique		
HYD9710G			
HYD9711G			
HYD01-111G			
HYD01-112G	Décharge industrielle près de l'AGR		
HYD01-113G			
HYD01-114G			
HYD01-115G			
HYD01-116G			
HYD01-117G	Zone de l'ancien stockage de fûts		
HYD01-118G			
HYD01-119G			
HYD01-120G			
TZZ9723G			

Au cas où la surveillance indiquerait que les infiltrations en provenance de ces décharges risquent d'affecter la qualité des eaux souterraines et la qualité de l'eau dans les récepteurs aquatiques en aval, une surveillance et des analyses supplémentaires seront effectuées pour évaluer les panaches de contaminant et les effets environnementaux potentiels. Sur la base des résultats de ces évaluations, si ces effets environnementaux sont jugés significatifs, alors des actions correctrices seront identifiées et mises en

place. Cela pourrait inclure l'installation d'une couverture appropriée pour réduire les infiltrations, ou l'enlèvement du matériel vers une décharge sûre et confinée.

10.6 Tests de toxicité pour l'uranium

Ni le Canada, ni la Saskatchewan n'ont actuellement de recommandations pour la qualité des eaux de surface quant à l'uranium. Il est généralement reconnu que la toxicité de l'uranium diminue avec une plus forte dureté. De ce fait, les objectifs de qualité des eaux du lac Cluff en ce qui concerne l'uranium varient en fonction de la dureté ainsi que présenté dans COGEMA 2002b (section 3.6). L'objectif pour l'uranium sera davantage affiné au cours du programme de suivi.

Le programme de suivi comprendra des tests de toxicité sur un poisson, un zooplancton, et une espèce d'algue indigène du lac Cluff, en utilisant les concentrations d'exposition prédites moyenne et maximale. En plus de ce travail, l'objectif pour l'uranium sera davantage affiné avec les informations obtenues au travers du groupe de travail sur la qualité de l'eau et des sédiments régionaux. Ce groupe, auquel participent des représentants des agences réglementaires fédérales et provinciales et des représentants de l'industrie, conduit des études bibliographiques et de recherche spécifiques aux effets des contaminants (différents métaux et radionucléides) sur la santé des populations aquatiques indigènes dans l'environnement du nord de la Saskatchewan. Le groupe de travail se concentre actuellement sur la toxicité de l'uranium en prenant en compte différentes caractéristiques de l'eau, à commencer par la dureté, dans les plans d'eau du nord de la Saskatchewan.

10.7 Qualité des eaux dans la fosse noyée DJX

L'observation historique de la qualité de l'eau dans la fosse D (COGEMA, 2000c, Annexe E) et dans d'autres fosses noyées dans l'ouest du Canada (COGEMA, 2000c, Annexe C, section 8.2) suggère qu'un chimiocline stable se formera dans la colonne d'eau de la fosse noyée DJN/DJX. Une qualité d'eau plus médiocre subsistera de façon permanente vers le fond de la fosse, alors que l'eau dans la partie supérieure de la colonne d'eau devrait atteindre les objectifs SSWQO et les autres objectifs du déclassement.

Un programme de surveillance a été proposé pour régulièrement vérifier la qualité de l'eau après le noyage (à 7 intervalles différents de profondeur) pour confirmer ce phénomène. Au cas où la qualité des eaux n'atteindrait pas les objectifs mentionnés précédemment dans la partie supérieure de la colonne d'eau, un traitement supplémentaire *in situ* serait effectué pour ajuster favorablement la qualité des eaux de surface. Une autre possibilité serait de remblayer la fosse soit partiellement soit complètement.

10.8 Zone de stockage temporaire des résidus de traitement dans des cuves

Dans ses commentaires, un membre du public a exprimé son inquiétude en ce qui concerne le nettoyage adéquat de la zone de stockage temporaire des résidus dans des cuves utilisée en 1980-1983 pour contenir les résidus de traitement avant la seconde phase de traitement dans l'usine.

La zone de stockage temporaire des cuves de résidus est située au sud de l'usine. Elle a servi de zone de stockage pour déposer des silos en béton contenant les résidus de traitement du minerai du gisement D. Durant la période de stockage, certaines des cuves ont fui, permettant à des résidus de s'épandre dans la zone. Le traitement final de ces résidus à l'usine pour récupérer l'or contenu et pour extraire davantage d'uranium, ainsi que le transfert des cuves dans l'AGR ont été achevés en 1986.

Bien que la zone ait été nettoyée à l'époque, l'efficacité du nettoyage a été mise en question.

Un plan compteur gamma détaillé sera réalisé dans la zone afin de vérifier que tous les matériaux contaminés ont été nettoyés et que les objectifs de déclassement spécifiés à la section 7 sont satisfaits. Un programme d'échantillonnage du sol et de la végétation sera également entrepris dans la zone du stockage des cuves à résidus afin de compléter le plan compteur gamma et de vérifier que la restauration existante ne pose pas de dangers pour la faune.

Toute zone ne répondant aux objectifs de déclassement sera nettoyée et restaurée à nouveau conformément aux critères de nettoyage du site et à la méthode spécifiée à la section 8.3.2.

10.9 Problèmes liés au biote aquatique et terrestre

10.9.1 Implications du niveau de sélénium sur la reproduction des poissons

Des niveaux de sélénium élevés (au-dessus des recommandations sur les résidus dans les tissus) ont été mesurés dans les poissons du lac Island. Un programme de suivi a été mis en place pour évaluer les implications de ces niveaux sur la reproduction des poissons du lac Island. Le programme d'étude repose sur le recueil de gamètes de poissons du lac Island pour la fertilisation et l'élevage en laboratoire afin de les comparer aux populations présentes dans des conditions naturelles de base de concentration en sélénium. Les embryons obtenus et les larves sont alors évalués pour obtenir les taux d'incidence de déformations tératogéniques qui comme on le sait proviennent de l'exposition chronique au sélénium.

10.9.2 Risques pour la faune résultant de l'exposition chronique à l'uranium et au molybdène relative au bassin versant du lac Island

La modélisation des risques indiquait l'existence potentielle d'effets négatifs pour la faune exposée aux concentrations actuelles d'uranium et de molybdène associé au lac Island. Ces effets négatifs n'étaient pas considérés comme significatifs sur la base des résultats de modélisation de Niveau II. Les résultats de modélisation étaient substantiellement influencés par des facteurs tels que l'exposition des récepteurs (par ex., l'habitat, la composition alimentaire), les concentrations des contaminants dans les aliments et les facteurs de transfert associés. Le programme de suivi est requis pour accroître la confiance dans les valeurs utilisées pour la modélisation de ces paramètres.

Le programme inclura la détermination des concentrations des contaminants spécifiques au site (U, Mo, et Se dans les voies de transfert spécifiques) dans les voies d'exposition alimentaires clés. Des exemples de composants alimentaires à suivre sont :

- Les sédiments du littoral associés aux macrophytes aquatiques (fourrage des orignaux et des rats musqués) ;
- Broutage des orignaux (par ex., le saule, les macrophytes aquatiques) ;
- Fourrage des rats musqués (par ex., le Typha) ;
- Les invertébrés aquatiques ingérés par les gibiers d'eau ; et
- Poissons entiers (avec le contenu des boyaux) pour les loutres.

Les risques liés à la molybdénose des ongulés seront spécifiquement pris en compte en déterminant la quantité de cuivre dans le fourrage de la région et les concentrations en molybdène et soufre dans le fourrage du lac Island. S'il s'avère que ces études révèlent que le fourrage proche du lac Island pose un risque de molybdénose, alors l'utilisation du site par les orignaux sera surveillée et dans le cas où il serait déterminé que les orignaux s'alimentent considérablement en fourrage de la région, la santé des individus sera évaluée.

Les spécifications du programme seront développées dans la documentation du programme de suivi proposé qui sera soumise pour revue et approbation réglementaire dans le cadre du processus d'obtention de la licence de déclassement.

10.9.3 Étude de recherche de données de référence pour la faune

Dans le cadre du déclassement, des données de référence sur la faune sont requises pour servir de base à l'évaluation du succès des activités de restauration. A l'heure actuelle l'information sur l'abondance de la faune de la zone consiste en une représentation unique relativement vieille (COGEMA, 2001, Commentaire #188a). La compagnie s'est engagée à réaliser une étude approfondie de la faune sur le site de Cluff Lake après l'arrêt des opérations. Un élément clé de ce programme sera de déterminer la présence ou l'absence de rats musqués et orignaux, le biote identifié comme étant le plus à risque. La présence de ces biotes dans l'habitat de la zone du lac Island apaiserait les incertitudes concernant les risques d'expositions aux niveaux élevés de contaminants. Les résultats de l'étude sur la faune aideraient également à déterminer la faisabilité de l'évaluation directe de la santé de tous les biotes résidents pour lesquels il existe un risque élevé dans les conditions d'expositions actuelles.

10.9.4 Surveillance aquatique de référence des bassins versants des lacs Island et Cluff

Dans le cadre du déclassement, des données de référence aquatiques sont nécessaires après l'arrêt de l'exploitation. Elles serviront de base pour les mesures de la restauration du système du lac Island et des effets futurs potentiels sur le lac Cluff (COGEMA, 2001, Commentaires #188b et 189). COGEMA s'est engagé à réaliser une étude aquatique approfondie, comprenant les composants non biotiques et biotiques, en conjonction avec le Programme de Surveillance des Effets Environnementaux et le Rapport sur le Statut de l'Environnement pour lesquels la récolte de données est requise en 2004.

10.10 Surveillance à long terme

La section 8.3.3 présente le programme de surveillance environnementale et son évolution au cours du projet.

Un programme d'observation est inclu dans ce programme de surveillance et sera mis en place à la fin de la période de surveillance suivant la fermeture. Ce programme de surveillance à long terme sera réalisé à une fréquence minimale annuelle grâce à l'accès par hydravion ou hélicoptère. L'objectif de ce programme sera de confirmer l'efficacité à long terme des mesures d'atténuation et de voir si l'abandon peut être considéré dans un futur proche.

Les emplacements de surveillance et la fréquence exacte de l'échantillonnage seront déterminés à la fin de la période de surveillance post fermeture. La surveillance sera réalisée pendant environ 10 ans après la période post fermeture et ne s'achèvera que lorsque les objectifs de déclassement auront été atteints et maintenus, de façon satisfaisante pour les intervenants.

11. CONSULTATION DU PUBLIC ET DES INTERVENANTS

La LCÉE requiert que toutes les études approfondies prennent en compte les commentaires du public, et que l'accès du public au rapport soit facilité [Sous-section 22(1) et paragraphe 16(1)c]. L'AR est responsable d'assurer que les préoccupations du public sont identifiées et traitées aux stades appropriés du processus.

Les objectifs de la consultation du public sont non seulement d'informer le public à tous les stades de l'ÉE, mais aussi de donner l'occasion au public d'offrir ses idées et des informations, de réagir aux propositions, et d'influencer les recommandations et les décisions (LCÉE, 1999). Afin d'atteindre ces buts, l'information pourra être fournie lors de réunions publiques et d'annonces dans les médias. La soumission d'informations et de commentaires par le public doit être facilitée, et les points discutés dans un cadre approprié, tel que des ateliers. Il se peut qu'il soit nécessaire de favoriser l'atteinte d'un consensus parmi les intervenants et les individus les plus affectés par le projet.

Pour le projet de déclassement de Cluff Lake, la CCSN et COGEMA ont toutes les deux conduit des programmes de consultation du public.

10.1 Programmes de consultation du public de la CCSN

Dans le cadre du développement des recommandations sur la portée de l'Étude Approfondie, le personnel de la CCSN a consulté différentes agences fédérales et provinciales. De plus, le processus d'ÉE comprend une période pour la soumission de commentaires sur l'ébauche du Rapport relatif à la portée du projet et sur le rapport d'évaluation. Ces commentaires ont été incorporés dans le rapport final.

De plus, le personnel de la CCSN a participé aux ateliers publiques et aux réunions avec les intervenants intéressés tout au long du processus de l'ÉE.

En outre, le personnel de la CCSN s'est entretenu avec l'Agence sur les commentaires reçus pendant la revue formelle.

10.2 Programme de consultation du public et des intervenants de COGEMA

Un Plan d'Implication du Public a été développé. Il visait à reconnaître les membres intéressés du public et à leur fournir différentes opportunités d'être informés à tous les stades de l'étude, d'offrir des idées et des informations, de réagir aux propositions afin d'influencer les recommandations et les décisions et d'être informés de toutes les décisions » (Gouvernement du Canada, 1999, p.23). Certains des buts clés du programme de consultation du public comprenaient l'atteinte d'un consensus parmi les groupes clés ou les individus affectés par le projet, et d'informer les participants des résultats et des décisions. Des mesures ont été mises en place pour recevoir les contributions des parties intéressées, et inclure les commentaires du public dans l'Étude Approfondie.

A ce jour, le programme de consultation est passé par trois stades. Le premier stade comprenait un atelier sur le site qui a servi à développer le Plan d'Implication du Public, et à créer une liste de points

importants. Au deuxième stade, une brochure présentait les plans de déclasserement préliminaires aux intervenants, et leur réactions ont été reçues. De plus des sessions portes ouvertes et des réunions par communautés ont été menées. Les résultats ont été organisés en quatre catégories et fournis aux planificateurs de la compagnie.

Le troisième stade comprenait des discussions approfondies et la communication avec les intervenants à propos des points importants soulevés au deuxième stade. Le personnel de COGEMA a également rencontré plusieurs sous-traitants du Nord et leur a fourni des mises à jour. Les membres du Comité sur la Qualité Environnementale de l'Ouest (CQE) de la province ont été emmenés en Ontario pour visiter des sites d'uranium déclassés.

Des mises à jour sur le plan de déclasserement et l'Étude Approfondie ont été incorporées dans les publications habituelles de la compagnie et distribuées à tous les intervenants.

Les points clés soulevés par les intervenants sont classés en quatre catégories –emplois et économie, inquiétudes concernant l'environnement physique, impacts sur la communauté et la santé, et implication du public.

En particulier, les membres des communautés de l'Ouest de la province ont exprimé leur intérêt en matière d'opportunités d'emplois et d'affaires avec pour objectif la possibilité de profiter des activités de déclasserement. Les inquiétudes environnementales comprennent la sécurité du public ainsi que les problèmes plus spécifiques liés à la qualité de l'air et de l'eau, à la contamination résiduelle, à la fiabilité des modèles, à la surveillance, à l'expérience de la compagnie en matière de déclasserement, et la responsabilité à long terme. Les inquiétudes liées aux impacts sur la communauté et la santé se sont concentrées sur le futur des infrastructures liées à la mine, la sécurité concernant l'utilisation future du site, l'utilisation des terres et des ressources et les droits. Les points concernant l'implication du public ont souligné l'importance du fait que la communauté ait un droit de parole pour l'approbation de l'abandon du site, et la participation des résidents du Nord à la surveillance.

Afin de répondre aux attentes concernant les opportunités d'emplois et d'affaires, la compagnie compte impliquer autant que possible les résidents locaux et les compagnies du Nord dans les activités de déclasserement et les activités d'exploration futures. Elle fournira des services de recherche d'emplois pour les employés licenciés, et prendra en considération les requêtes spéciales pour l'utilisation des matériaux récupérables, tel que décrit dans les sections précédentes de ce rapport.

Un programme de bourses scolaires est offert pour aider les résidents du Nord, et la compagnie serait heureuse d'aider les personnes ayant les qualifications appropriées à obtenir de l'expérience professionnelle sur ses opérations.

Dans leur majorité, les inquiétudes du public concernant l'environnement physique sont discutées dans cette étude. La compagnie a utilisé son expérience, et l'expérience d'autres compagnies de la région, en

déclassement de mines pour donner confiance que le processus de déclassement est satisfaisant du point de vue environnemental.

Afin de répondre aux inquiétudes en matière de communauté et de santé, il a été déterminé que bien que les déclarations d'accident doivent être faites auprès du Conseil de Compensation des Travailleurs dans les 6 mois qui suivent l'accident, la demande de compensation d'un employé pourrait être prise en considération, même dans le cas d'une notification tardive, dans la mesure où le Conseil considère la déclaration justifiée et admissible. Il a également été indiqué que le site déclassé ne posera pas de dangers à long terme pour les résidents du Nord, et que c'est le gouvernement qui prendra les décisions finales sur l'utilisation future des terres et les droits.

De plus, COGEMA consultera la communauté de Fort Chipewyan si nécessaire.

Les agences gouvernementales ont été représentées lors des ateliers et des réunions, et ont aussi eu des consultations spécifiques pour traiter des aspects techniques.

A mesure de la mise en place du plan de déclassement, la communication sera régulière avec le CQE, et des publications présentant le statut du site et la progression du déclassement seront régulièrement envoyées aux communautés. Par ailleurs, un dialogue sera maintenu dans le Nord au cours des périodes de déclassement actif et de surveillance post fermeture, et le personnel visitera les communautés affectées. Le site Internet et les numéros de téléphone gratuits resteront disponibles.

12. CONCLUSIONS

Le personnel de la CCSN conclut que le projet proposé de déclassement de Cluff Lake ne devrait pas avoir d'effets environnementaux négatifs significatifs, en tenant compte des mesures atténuantes proposées. Si le projet de déclassement passe à la phase d'obtention de la licence, le personnel de la CCSN assurera l'application d'un programme de suivi de l'ÉE conformément aux engagements de mettre en œuvre des mesures d'atténuation et conformément au concept proposé du programme de suivi détaillé dans ce RÉA.

Les Autorités Fédérales expertes pour ce projet ont donné leur accord pour que le RÉA soit considéré comme étant complet afin d'être soumis à la revue du public dans le cadre de la LCÉE. La CCSN, en tant qu'Autorité Responsable du projet selon la LCÉE, est satisfaite que le RÉA réponde aux exigences de la LCÉE, et qu'il puisse être envoyé au Ministre de l'Environnement et à l'Agence Canadienne d'Évaluation Environnementale pour être revu et pour qu'une décision soit prise conformément aux sections 22 et 23 de la LCÉE.

13. REFERENCES

- Amok Ltd., 1992. (Amok, 1992). **“Environmental Impact Statement Dominique-Janine Extension”** consisting of an Executive Summary, Main Document and four Supporting Documents, February, 1992.
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry 2000. (ATSDR, 2000) **“Toxicological Profile for Arsenic”** (Update). U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. September.
- Bayda, E.D. 1978. (Bayda, 1978) **“Final Report - Cluff Lake Board of Inquiry”**. Regina, Saskatchewan
- Beyer, W.N., Connor, E.E. & Gerould, S. 1994. **Estimates of soil ingestion by wildlife**. Journal of Wildlife Management 58, 375-382.
- Agence canadienne d'évaluation environnementale, 1999. (ACÉE, 1999). **“Guide des autorités responsables.”** Loi canadienne sur l'évaluation environnementale – Manuel des procédures.
- Agence canadienne d'évaluation environnementale. 2002. (ACÉE, 2002). **“Programmes de suivi en vertu de la Loi canadienne sur l'évaluation environnementale”**. Énoncé de politique opérationnelle, OPS/EPO-6-2002, Octobre, 2002.
- Cluff Mining. 1982. (Cluff, 1982) **“Cluff Lake Development Phase II Environmental Impact Assessment”**. SRC Publication, November, 1982.
- COGEMA Resources Inc., 1994. (COGEMA, 1994) **“Aquatic Biological Assessment of the Island Lake Drainage”**.
- COGEMA Resources Inc., 1994. (COGEMA, 1994b) **“Cluff Mining Partnership Dominique-Janine Extension Project Update”**. March, 1994.
- COGEMA Resources Inc. 1997. (COGEMA, 1997) **“Cluff Lake Project Operational Optimization Plan for the Cluff Lake Tailings Management Area”**.
- COGEMA Resources Inc., 1998. (COGEMA, 1998a) **“Cluff Lake Project. Snake Lake Investigations – Final Report”**. June 1998.
- COGEMA Resources Inc., 1998. (COGEMA, 1998b). **“Cluff Lake Project. Application for Approval to Discharge Tailings into the Lower Solids Pond of the TMA”**. December, 1998.
- COGEMA Resources Inc., 2000. (COGEMA, 2000a). **“Cluff Lake Project Comprehensive Study For Decommissioning, Comprehensive Study Report”** Version 1, December 2000.

- COGEMA Resources Inc., 2000. (COGEMA, 2000b). **“Cluff Lake Project Comprehensive Study For Decommissioning, Supporting Document #1 – Tailings Management Area”** Version1, December 2000.
- COGEMA Resources Inc., 2000. (COGEMA, 2000c). **“Cluff Lake Project Comprehensive Study For Decommissioning, Supporting Document #2 – Mines and Waste Rock”** Version 1, December 2000.
- COGEMA Resources Inc., 2000. (COGEMA, 2000d). **“Cluff Lake Project Comprehensive Study For Decommissioning, Appendices – Volume 1 of 2 (A & B)”** Version 1, December 2000.
- COGEMA Resources Inc., 2000. (COGEMA, 2000e). **“Cluff Lake Project Comprehensive Study For Decommissioning, Appendices – Volume 2 of 2 (C, D, E & F)”** Version 1, December 2000.
- COGEMA Resources Inc., 2000 (COGEMA 2000f). **“Cluff Lake Project, 2000 Status of the Environment Report,”** May 2000.
- COGEMA Resources Inc., 2001. (COGEMA, 2001). **“Cluff Lake Project Comprehensive Study For Decommissioning, Responses to Regulatory Comments”** November, 2001.
- COGEMA Resources Inc., 2001. (COGEMA, 2002a). **“Cluff Lake Decommissioning Project Review of the Source Terms, Flow and Transport Models, Comparison of the Backfilled DJX and Flooded DJX Pit Decommissioning Options ”.** August, 2002.
- COGEMA Resources Inc., 2002. (COGEMA, 2002b). **“Cluff Lake Project Comprehensive Study for Decommissioning, Responses to Supplementary Regulatory Comments”.** December 2002.
- Conor Pacific 2000. McArthur River Pre-milling Baseline for the Key Lake Project Area, 1998-1999. A report prepared for Cameco Corporation. Prepared by Conor Pacific Environmental Technologies Inc., Saskatoon, SK.
- Dunn, C.E. 1980. Lake sediment and water geochemistry of the Carswell Structure, Northwestern Saskatchewan. Saskatchewan Mineral Resources. Report 224.
- Environnement Canada 1977. **“Règlement sur les effluents liquides des mines de métaux et les lignes directrices”** EPS 1-WP-77-1.
- Environment Canada. 1993. (EC, 1993) **“Canadian Environmental Protection Act: Priority Substances List Assessment Report – Arsenic”.**
- Environment Canada. 1997. (EC, 1997) **“The Canada Country Study: Climate Impacts and Adaptations”.** Volume Three: Responding to global climate change – In the prairies.

- Environment Canada. 1998. (EC, 1998) **“The Canada Country Study: Climate Impacts and Adaptations”**. Volume Seven: National Sectoral Volume, Chapter 1.
- Frank, A., Wibom, R. & Danielsson, R. 2002. **Myocardial cytochrome c oxidase activity in Swedish moose (*Alces alces* L.) affected by molybdenosis**. Science of the Total Environment 290, 121-129.
- Franklin, N.M., J.L. Stauber, S.J. Markich and R.P. Lim. 2000. (Franklin et al., 2000) **“pH-dependent Toxicity of Copper and Uranium to a Tropical Freshwater Algae (*Chlorella* sp.)”**. Aquatic Toxicology 48: 275-289. {cited in EC/HC 2001}.
- Golder 2002. Key Lake Operation 2001 Aquatic Monitoring Program, Key Lake Mine Site, Saskatchewan. A report prepared for Cameco Corporation. Prepared by Golder Associates, Saskatoon, SK.
- Government of Canada. 1999 **“Scope of the Project and Assessment for the Preparation of a CEAA Comprehensive Study Cluff Lake Decommissioning Project, Saskatchewan”**. October, 1999.
- Gilman, A.P., Villeneuve, D.C., Secours, V.E., Yagminas, A.P., Tracy, B.L., Quinn, J.M., Valli, V.E., Wiles, R.J., & Moss, M.A. 1998a. **Uranyl nitrate: 28-day and 91-day toxicity studies in the Sprague-Dawley rat**. Toxicological Sciences 41, 117-128.
- Gilman, A.P., Villeneuve, D.C., Secours, V.E., Yagminas, A.P., Tracy, B.L., Quinn, J.M., Valli, V.E., & Moss, M.A. 1998b. **Uranyl nitrate: 91-day toxicity studies in the New Zealand White rabbit**. Toxicological Sciences 41, 129-137.
- Haseltine, S.D. & Sileo, D. 1983. **Response of American Black ducks to dietary uranium: a proposed substitute for lead shot**. Journal of Wildlife Management 47, 1124-1129.
- Hopkinson, R.F. 1994. (Hopkinson, 1994) **“Point probable maximum precipitation in northern Saskatchewan”**. Environment Canada, Atmospheric Environment Service. Report No. CSS-R94-01. March, 1994.
- International Commission on Radiological Protection (ICRP) 1996. **“Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Parts Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients”**. ICRP Publication 72. Vol. 26, No. 1, Elsevier Science Ltd., Oxford.

- Joint Federal-Provincial Panel on Uranium Mining Developments in Northern Saskatchewan, 1993. (JFPP, 1993) **“Dominique-Janine Extension, McClean Lake Project, and Midwest Joint Venture”**. Report, October, 1993.
- Kurias, J., P. Thompson and S. Munger 2000. (Kurias et al., 2000) **“Using Benthic Invertebrates and Sediment Chemistry Monitoring Data for Estimating LELs and SELs for Contaminants of Concern at Uranium Mine Sites in Northern Saskatchewan”**. Atomic Energy Control Board of Canada. In press.
- Larsen, C.P.S. 1997. (Larsen, 1997) **“Spatial and temporal variations in boreal forest fire frequency in northern Alberta”**. Journal of Biogeography. 24: 663-673.
- Lee, D., J.F. Archibald, J. Dantouze, R. Neal and A. Yassi. 1992. **“Guidelines for the preparation of Environmental Impact Statements and government information requests for the Cigar Lake and McArthur River Projects”**. Joint Federal/Provincial Panel on Uranium Mining Developments in Northern Saskatchewan.
- Leland, H.V. and J.S. Kuwabara. 1985. (Leland and Kuwabara, 1985) **“Trace Metals”**. Pp. 374-415. In Rand, G.M. and S.R. Petrocelli (eds.) Aquatic Toxicology. Hemisphere Publishing Corporation, New York.
- Lepore, P.D. & Miller, R.F. 1965. **Embryonic viability as influenced by excess molybdenum in chicken breeder diets**. Proceedings of the Society of Experimental Biology and Medicine 118, 155-157.
- Levin, S.A., M.A. Harwell, J.R. Kelly and K.D. Kimball (eds.) 1989. (Levin et al., 1989) **“Ecotoxicology: Problems and Approaches”**. Springer-Verlag, New York. 547.
- Liber, K. and S.L. White Sobey 2000. (Liber and White Sobey, 2000) **“Toxicity of Uranium, Molybdenum, Nickel and Arsenic to Hyaella azteca and Chironomus tentans in Water Only and Spiked-Sediment Toxicity Tests”**. In press.
- Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L. & Calder, E.D. 1995. (Long et al., 1995) **“Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments”**. Environmental Management 19, 81-97.
- Mines Pollution Control Branch (MCPB). 1989. **“Environmental monitoring guidelines for operational monitoring at uranium and gold mining and milling operations in Saskatchewan”**. Saskatchewan Environment and Public Safety.

- O'Connor, G.A., Brobst, R.B., Chaney, R.L., Kincaid, R.L., McDowell, L.R., Pierzynski, G.M., Rubin, A. & Van Riper, G.G. 2001. **A modified risk assessment to establish molybdenum standards for land application of biosolids**. *Journal of Environmental Quality* 30, 1490-1507.
- Paternain, J. L., Domingo, J.L., Ortega, A. & Llobet, J.M. 1989. **The effects of uranium on reproduction, gestation, and postnatal survival in mice**. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 17, 291-296.
- Robertson, A. MacG. 2000. (Robertson, 2000). **“International Experience in Tailings Pond Remediation”**. Paper presented at the international conference “WISMUT 2000 – Mine Rehabilitation”, Schlema, Germany, July 11 to 14, 2000.
- Sample, B.E., Opresko, D.M. & Suter, G.W. 1996. **Toxicology benchmarks for wildlife – 1996 Revision**. Report No. ES/ER/TM-86/R3, Risk Assessment Program, Health Sciences Research Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee
- Schroeder, H.A. & Mitchener, M. 1971. **Toxic effects of trace elements on the reproduction of mice and rats**. *Archives of Environmental Health*. 23, 102-106.
- Swanson, S. [ed.]. 1991. Cluff Lake status of the environment report. A review of predicted and observed environmental impacts at the Amok Ltd. Cluff Lake Mine and Mill Site. SRC Pub.E-2200-2-E-91.
- Terrestrial & Aquatic Environmental Managers Ltd. (TAEM) and SENES Consultants Limited (SENES) 1995. (TAEM and SENES, 1995) **“Cluff Lake Operation: Status of the Environment Report”**. Prepared for COGEMA Resources Inc.
- Thompson, P.A., J.A. Kurias, and S. Mihok. (Thompson et. al., 2002) **“Using Benthic Invertebrates and Sediment Chemistry Monitoring Data For Estimating Lowest Effect/Severe Effect Levels at Uranium Mines In Canada”**. Canadian Nuclear Safety Commission - Working Benchmarks. 2002 in preparation.
- Thornton, I. 2002. **Geochemistry and the mineral nutrition of agricultural livestock and wildlife**. *Applied Geochemistry* 17, 1017-1028.
- Turnlund, J.R.// Keyes, W.R. & Peiffer, G.L. 1995. **Molybdenum absorption, excretion, and retention studied with stable isotopes in young men at five intakes of dietary molybdenum**. *American Journal of Clinical Nutrition* 62, 790-796.
- Vyskočil, A. & Viau, C. 1999. **Assessment of molybdenum toxicity in humans**. *Journal of Applied Toxicology*. 19, 185-192.

Annexe A

**Déposition des commentaires reçus sur l'étude
approfondie de Cluff Lake
Documents techniques**

Déposition des commentaires reçus sur l'étude approfondie de Cluff Lake

Documents techniques

La préparation et la revue des documents techniques de support de l'approche du déclassement du projet de Cluff Lake se sont poursuivies depuis le mois d'avril 1999. Au cours de cette période il y a eu deux opportunités majeures de revue par les dépositaires et pour lesquelles des commentaires écrits ont été reçus.

En janvier 2001, un ensemble de cinq volumes de documents techniques a été soumis pour revue officielle. En septembre 2001, des commentaires détaillés ont été reçus. En janvier 2002, COGEMA Resources Inc. a soumis un volume séparé (réponses aux commentaires des agences réglementaires) répondant à chacun des commentaires et offrant des études supplémentaires en support aux réponses. Un résumé de ces commentaires est joint en tant que Tableau 1. Vous pouvez vous référer au document mentionné ci-dessus pour obtenir le détail des questions et des réponses. Les lignes assombries identifient les commentaires majeurs pour lesquels une évaluation technique supplémentaire a été requise.

En avril 2002, COGEMA Resources Inc. a reçu une deuxième série de commentaires officiels. Le Tableau 2 divise les commentaires par sujet et présente les réponses à ces commentaires. Les lignes assombries de ce tableau font référence aux commentaires pour lesquels une réponse plus détaillée a été requise et qui ont été traités séparément par des lettres adressées aux agences (et des réponses qui ont suivi) à l'origine des commentaires. Ces réponses détaillées sont disponibles dans un volume supplémentaire (réponses aux commentaires supplémentaires des agences) soumis en Décembre 2002. La colonne intitulée « plus de détails fournis dans COGEMA 2002b » donne la section spécifique dans laquelle se trouve chacune de ces lettres et leurs réponses. La colonne intitulée « voir commentaire précédent No. » fait référence à une question sur le même sujet précédemment abordée dans les commentaires de septembre 2001.

Tableau 1 - Résumé des commentaires initiaux des agences

Page No.	Commentaire No.	Agence	réglementaires	Commentaire
Section 2 - Méthodologie de l'évaluation				
2	C1	ACÉE		Résumer la méthodologie de la RÉA
3	C1	ACÉE		Manque de clarté générale dans la section 5; utilisation de termes ayant plusieurs significations (par ex. criblage)
3	C1	ACÉE		Pas de mention des défaillances ou accidents
3	C1	ACÉE		Les effets cumulatifs ont besoin d'être plus détaillés
3	C1	ACÉE		Définir les limites spatiales
4	C2	ACÉE		Besoin de corrélérer nos indices avec l'importance
4	C2	ACÉE		L'importance devrait se concentrer sur le déclassement
5	C6	ACÉE		Besoin d'une section sur le but du projet
6	C7	ACÉE		Plus amples discussions sur les effets environnementaux des alternatives techniquement et économiquement faisables
6	C8	ACÉE		Identifier qui est responsable de la surveillance et qui est responsable de vérifier la surveillance et de prendre des mesures correctives
7	C9	ACÉE		Besoin d'inclure les effets du projet sur la capacité de renouvellement des ressources et la gamme de ressources affectées
7	C13	ACÉE		Discuter des effets environnementaux d'une fosse spécifique pour les déchets de l'usine
8	C16	HC		Besoin d'un résumé et d'un glossaire
Section 3 - Critères d'abandon et points de conformité				
Section 3.1 - Qualité des eaux des bassins versants naturels				
8	C17	DPO		Objectif SSWQO atteint à mi-profondeur au centre du lac Snake
8	C17	DPO		Objectif SSWQO, ou valeurs cibles appropriées, atteint pour tous les contaminants du ruisseau Claude
8	C18	SERM		Indiquer s'il existe des zones du lac Snake qui n'atteindront pas les objectifs SSWQO et s'il y en a évaluer les impacts
9	C19	CCSN		Besoin d'un minimum de 2 stations de surveillance de la qualité des eaux, Snake et Island et probablement en aval du marécage
9	C20	CCSN		Exposition atmosphérique des sédiments du marécage
10	C21	SERM		Évaluer la possibilité de dégradation de la qualité des eaux du lac Sandy
10	C22	EC		Recommande une évaluation des impacts sur les petits mammifères et le gibier présents dans la zone de déclassement
10	C23	EC		Établir des objectifs spécifiques au site sur l'ensemble du site, et non pas seulement pour le nord du lac Cluff et le lac Snake
Section 3.2 - Objectifs pour les eaux de surface concernant l'uranium, le molybdène et le cobalt				
11	C24	SERM		Clarifier que les valeurs spécifiques au site proposées pour ces éléments seront atteintes dans le lac Snake
12	C25	SERM		Clarifier que les valeurs spécifiques au site proposées pour le cobalt seront atteintes dans la partie nord du lac Cluff
12	C26	CCSN		Calculs pour le lac Cluff basés sur des hypothèses de mélange complet
12	C27	SERM		Détailler la façon dont les temps de réhabilitation du lac Island ont été déterminés
12	C29	EC		Pas d'accord avec les critères spécifiques au site proposés, particulièrement pour l'uranium
13	C30	CCSN		Pas d'accord avec le critère spécifique au site proposé pour l'uranium dans le lac Cluff puisqu'il est 100 fois plus élevé que celui actuel; propose 23 ug/L
14	C31	CCSN		Pas d'accord avec le critère spécifique au site proposé pour le molybdène; propose 73 ug/L pour Cluff et accepte 500 ug/L pour Island
14	C32	CCSN		Pas d'accord avec le critère spécifique au site proposé pour le cobalt; propose 0,9 ug/L pour Cluff
Section 3.3 - Qualité des sédiments dans les nappes d'eau naturelles				
15	C33	DPO		Commentaires généraux tels que l'atteinte des valeurs CEP; la remobilisation des contaminants issus des sédiments
15	C34	CCSN		Demande des données sur les quantités de sélénium présentes dans les sédiments du lac Island
15	C35	EC		Besoin de justifier pourquoi la présence de concentrations de nickel dans les sédiments supérieures aux recommandations nationales n'a pas d'implications écologiques; suggère des tests de toxicité sur le terrain et en laboratoire
Section 3.4 - Qualité des eaux dans les fosses noyées				

Tableau 1 - Résumé des commentaires initiaux des agences

Page No.	Commentaire No.	Agence	Commentaire réglementaires
16 17 18	C36 C37 C38 C39 C40	DPO SERM CCSN EC	Pas d'accord avec l'utilisation du MMLER comme critère pour les fosses noyées; doit atteindre l'objectif SSWQO ou évaluer les impacts; inclure l'impact sur les humains dans l'évaluation; la modélisation indique que les fosses noyées sont un terme source important; évaluer le remblayage complet de la fosse Claude avec des stériles
Section 3.5 - Critère radiologique			
18	C41	HC	Requiert une présentation claire des critères d'exposition aux rayons gamma et au radon pour remédier aux ambiguïtés; diminuer le critère si possible
19	C42	CCSN	Critère gamma plus astreignant peut être atteint; dans les conditions actuelles proposées, contrôles institutionnels requis
20	C43	CCSN	Pas de critère de contrôle pour la contamination de surface
Section 4 - Commentaires généraux			
Section 4.1 - AGR et stériles			
21	C44	RNCAN	Devrait comprendre des mesures pour le recueil et le traitement des eaux d'infiltration de surface ou souterraines
21	C45	HC	Fournir des analyses pour les sulfures des résidus et des stériles
21	C46	CCSN	Potentiel DMA de la verse DJN
22	C47	EC	Pas d'information géochimique sur la verse à stériles D
22	C48	RNCAN	Besoin de résultats à plus long terme pour les tests d'oxydation et de lixiviation en colonne
22	C48	RNCAN	Oxydation du fer pourrait produire de l'acidité et affecter l'élimination passive dans la tranchée
22	C48	RNCAN	Besoin de piezomètres pour les eaux souterraines peu profondes et en profondeur pour le terme source
22	C48	RNCAN	Questions sur la modélisation des produits de désintégration de l'uranium
22 23 24	C48 C49 C50	RNCAN CCSN SERM	Enquête complète sur l'option de déplacement de la verse Claude dans les fosses Claude et DJ; pas d'analyse coût/bénéfice; (les commentaires de SERM s'adressent uniquement à la fosse Claude)
24	C51	EC	Programme de surveillance approfondi autour de l'AGR afin de confirmer les prédictions de la modélisation
25	C52	RNCAN	DMA dans la zone vadose des résidus
25	C52	RNCAN	Mesures correctives en cas d'épuisement du sulfate
25	C52	RNCAN	Besoin de piezomètres pour les eaux souterraines peu profondes et en profondeur pour le terme source
25	C52	RNCAN	Conduite majeure en sable entre l'AGR et le lac Snake
25	C52	RNCAN	Les valeurs accrues des piezos continueront-elles après le déclassement?
25	C52	RNCAN	La diminution du Kd avec l'épuisement du sulfate augmentera le Ra
25	C52	RNCAN	Désorption des sédiments dans les lacs Snake et Island
26	C53	DPO	Mesures correctives en cas d'épuisement du sulfate
26	C54	DPO	Fournir les flux totaux vers le lac Cluff
26	C55	DPO	Résoudre le point de saturation pour les marécages à mesures que les contaminants "s'enfoncent"
Section 4.2 - Autres commentaires généraux			
27	C56	EC	Des taux de relache plus rapides des sédiments du lac Island peuvent se produire; évaluer les mesures correctives "techniquement faisables"
27	C57	EC	Test des sols requis pour déterminer l'accumulation de métaux
27	C58	EC	Demande d'évaluation des trois décharges les plus petites
28	C59	EC	Critère pour définir les conditions acceptables de la végétation de couverture
28	C60	EC	Mesures correctives inadéquates pour la contamination des eaux souterraines
29	C60	EC	Mesures correctives inadéquates pour la défaillance des processus naturels dans la fosse Claude
29	C60	EC	Mesures correctives inadéquates pour la défaillance de la couverture due aux arbres tombés, aux terriers des animaux et les soulèvements dus au gel
29	C61	DPO	Plans détaillés pour les couvertures au cas où l'infiltration serait abondante
29	C62	EC	Faire la corrélation entre les modifications du climat et les impacts sur le déclassement du site
30	C62	EC	Sécurité plus élevée si la couverture sur l'AGR est plus imperméable
30	C62	EC	Eventualité de débordement des fosses Claude et DJX lors du noyage; impact sur le lac Cluff?

Tableau 1 - Résumé des commentaires initiaux des agences

Page No.	Commentaire No.	Agence	réglementaires	Commentaire
30	C62	EC		Couverture en till plus épaisse pour la verse DJN
30	C63	EC		Absence de l'importance biologique de l'observation de la faune
32	C63	EC		Exposition potentielle des oiseaux aux radionucléides au cours des opérations et de la fermeture
32	C63	EC		Entreprendre l'analyse des flux pour les prédictions des métaux et radionucléides dans la faune aquatique et terrestre; surveiller les petits mammifères
32	C64 C65 C66 C67	CCSN		Evaluation requise du criblage pour la toxicité sur la faune
35 36	C68 C69 C70	EC DPO SERM		Autres règlements à prendre en considération
Section 5 - Commentaires détaillés sur la RÉA et les documents de support				
Section 5.1 - Rapport d'étude approfondie - Document principal				
37	C71	CCSN		Déclassement de l'usine
37	C73	SERM		Contenu de la fosse Claude
37	C75	DPO		Chimie des eaux souterraines de la verse Claude pour 2000
37	C76	CCSN		Des mécanismes passifs se développeront; l'affirmation doit être justifiée
38	C77	DPO		Définir la fin de la période post déclassement
38	C78	SERM		Délais de remodelage de la pente de la verse Claude; impact de l'exposition des roches potentiellement génératrices d'acide et mesures correctives possibles
38	C79	DPO		Couverture en chaux de la surface remodelée de la verse Claude
38	C80	DPO		Source de l'eau pour le noyage de DJN (veut probablement dire DJX) et esquisse de la possibilité de débordement vers le lac Cluff
38	C81	DPO		Fermetures des bouches d'aération?
38	C82	CCSN		Justifier les déclarations que les réactions chimiques et les conditions anoxiques contrôleront les contaminants
39	C83	DPO		Sélénium dans le lac Snake problématique pour les poissons?
39	C84	DPO		Taux d'expulsion des eaux interstitielles basés sur la modélisation?
39	C85	DPO		Sélénium dans le ruisseau Snake supérieur à l'objectif CWQG
39	C86	DPO		Dépôt de la boue des égouts
39	C87	SERM		Echantillonnage et déclassement des champs d'épuration
39	C88	SERM		Détails d'enquêtes sur les autres décharges
39	C89	SERM		Carte de toutes les décharges et aires de gestion des déchets
40	C90	CCSN		Toutes les aires de décharge des déchets sont identifiées?
40	C91	CCSN		Pratique standard en 1983 pour remédier aux déversements accidentels
40	C93	RNCAN		Détail final des balayages gamma
40	C94	SERM		Mises à jour des déversements accidentels pour inclure la fin de 1999 et 2000
40	C95	RNCAN		Balayage gamma de l'AGR pour efficacité
40	C96	CCSN		Ce n'est pas une bonne pratique de brûler sauf si balayage préalable
41	C97	SERM		Enlever le ponton Carswell, remblayer les soubassements; fournir les emplacements des trous de forage
41	C98	SERM		Démantèlement de l'usine de traitement des égouts et de la décharge
41	C99	DPO		Source du till pour remblayer le lagon d'eaux d'égoût
41	C100	SERM		Tableau présentant les surfaces et les volumes des bâtiments ne semble pas cohérent
42	C103	DPO		Détail des procédures et du calendrier de démantèlement de l'installation de traversée
42	C104	DPO		Raisonnement menant à laisser les dalles en béton sur place
42	C105	SERM		Préférence donnée au cassage des dalles en béton
42	C106	SERM		Besoin des conduites à plus long terme pour le traitement des eaux?
43	C107	SERM		Impacts sur les zones d'emprunt de till
43	C108	SERM		Carte des emplacements des fosses d'emprunt et profondeur des excavations
43	C109	SERM		Espèces aborigènes préférées pour le mélange des semences
44	C110	SERM		Manque des numéros de page à la table des matières de la section 3
44	C112	EC et CCSN		Verse à stériles D - surveillance doit être suffisamment détaillée pour détecter un panache émergent; les données géochimique et les prédictions à long terme ne sont pas fournies
44	C113	DPO		En raison de l'incertitude de l'utilité à long terme des marécages, besoin d'un plan alternatif; le réchauffement global devrait être pris en considération
44	C114	DPO		Les puits noyés devraient atteindre les objectifs SSWQO; voir également C111

Tableau 1 - Résumé des commentaires initiaux des agences

Page No.	Commentaire No.	Agence	réglementaires ^{Commentaire}
45	C115	EC	Mesures correctives utilisant un marécage pour la fosse Claude susceptible d'échouer; considérer le traitement actif
45	C115	EC	Décrire la résistance de la couverture des stériles aux terriers des animaux et l'enracinement de la végétation
45	C116	CCSN	Discuter des précédents de construction de couverture réussie et de la performance des barrières capillaires dans les couvertures pour la roche DMA
45	C117	DPO	Mesures correctives pour les sédiments du lac Claude
45	C118	DPO	Niveau de l'eau dans la fosse Claude maintenu en deçà de celui du lac Claude
46	C119	SERM	Remblai DJN placé au fond de DJX devrait avoir une couverture en till de 0,3
46	C120	DPO	Détails du noyage DJX; même question que C80
46	C121	EC	Couverture composite plus épaisse pour la verse DJN
46	C122	SERM	Détail du but de la construction d'une fosse pour les déchets du démantèlement de l'usine
46	C123	SERM	Est-ce que les conduites d'eau des mines seront conservées?
47	C124	SERM	Surveillance des eaux souterraines des anciennes décharges faisant partie de l'AGR
47	C125 C126 C127	RNCAN et CCSN	Données régionales de base dans Wollaston issues d'études aérienne. Besoin de références locales; calendrier du balayage; Fosse D
48	C128	SERM	Taux de radon; changer les couleurs sur la Figure 4.4.2-2
48	C129	DPO	Rejet d'eaux souterraines dans le bassin inférieur à résidus solides et le lac Snake
48	C130	SERM	Suggestion pour l'analyse des composantes principales
48	C132	SERM	Source des prédictions sur la qualité des eaux du système du lac Island
48	C133	SERM	Identifier les paramètres qui excèdent actuellement les objectifs SSWQO dans le lac Snake
48	C134	SERM	Identifier les paramètres qui excèdent actuellement les objectifs SSWQO dans le lac Island
48	C135	SERM	Coliformes fécaux dans Germaine
48	C136	SERM	Espèces de poissons dans le lac Island
48	C137	SERM	Noter qu'un nouvel accord de développement des ressources humaines en actuellement en cours de préparation
48	C138	SERM	Clarification des communautés affectées
48	C139	CCSN	Niveaux de référence naturels élevés; d'avantage de références requises
50	C140	DPO	Fosses noyées devraient atteindre les objectifs SSWQO
50	C141	DPO	Montrer que le lac Snake peut assimiler les flux futurs
50	C142	DPO	Les critères de surveillance doivent établir qu'il n'y a pas d'impacts négatifs
50	C144	DPO	Délais pour atteindre 100 ug/L dans le ruisseau Claude
51	C146	DPO	Sélénium au lac Cluff
51	C147	DPO	Qualité des eaux dans les fosses noyées
51	C148	DPO	Qualité des eaux dans les fosses noyées
51	C150	RNCAN	Détails des plans compteurs gamma aériens ou au sol
51	C151	RNCAN	Différences dans les taux gamma de référence énoncés
52	C152	DPO	Valeurs des sédiments dans le lac Snake
52	C153	DPO	Support supplémentaire requis pour le concept de tranchée remplie de tourbe
52	C154	DPO	Modélisation à long terme de la fosse D effectuée?
52	C155	DPO	Le sédiment du lac Cluff dépasse les valeurs CEP
52	C156	SERM	Prédictions pour la partie nord ou l'embouchure du lac Cluff?
53	C157	SERM	Identifier les délais pour que la qualité des eaux et des sédiments du lac Island retournent aux valeurs SSWQO/CEP
53	C158	SERM	Evaluer d'autres options pour les sédiments du lac Island (c. à d. le recouvrement)
53	C159	SERM	Concentrations des sédiments dans le lac Cluff
53	C160	CCSN	Implications écologiques des prédictions des sédiments du lac Cluff
54	C162	SERM	Pluie acide et implications sur la modélisation de l'AGR et des stériles
54	C163	SERM	Contrôler la végétation autour de l'usine au cours de la mise sous cocon afin d'éviter les feux de forêt
54	C164	SERM	Effet du réchauffement global sur la végétation et le flux des cours d'eau du site
54	C166	DPO	Dalles en béton sur les bouches d'échappement aérées?
54	C167	SERM	Inquiétude concernant la stabilité souterraine à long terme; surveillance pourrait être requise
55	C168	SERM	Remblai 50 m en dessous de la cloison; répond à la recommandation de Golder?

Tableau 1 - Résumé des commentaires initiaux des agences

Page No.	Commentaire No.	Agence	réglementaires	Commentaire
55	C169	SERM		Demande d'informations supplémentaires au tableau 5.6-1
55	C170	SERM		Comment DJX sera-t-elle noyée?
55	C172	DPO		Calendrier et méthode de démantèlement des passages de cours d'eau le long des routes
55	C173	DPO		Efficacité de l'élimination par la tranchée remplie de tourbe doit être testée à l'avance
56	C175	DPO		Plan d'urgence si l'infiltration dans l'AGR est supérieure à celle anticipée
56	C176	DPO		Enquêter sur les différentes façons de réduire la perméabilité de la couverture des stériles avant l'apparition des problèmes
56	C177	DPO		Evaluer l'efficacité des mesures correctives utilisant des marécages pour la fosse Claude
57	C178	SERM		Enlèvement passif OK pour le polissage mais pas pour le traitement
57	C179	SERM		Importance de ne pas construire la digue DJX
57	C180	DPO		Le sélénium dans le lac et le ruisseau Snake pourrait être problématique
57	C182	DPO		Indiquer la réduction attendue en phytoplancton dans le lac Cluff en raison des concentrations d'uranium élevées
58	C183	SERM		Accès aux informations de santé après la fermeture
58	C184	SERM		Fournir les prédictions des coûts annuels de surveillance une fois que le site aura été retourné à la Province
58	C185	SERM		Evaluer les impacts et les coûts de l'élimination des barrages de castors dans les fosses de diversion
58	C186	CCSN		Le maintien et l'entretien institutionnel à long terme sera nécessaire pour l'AGR et les zones à stériles; détail et coût
58	C188	SERM		Etablir une nouvelle base écologique, particulièrement l'abondance de la faune à la fin de la période de déclassement pour le futur
59	C189	EC		Commentaires généraux sur les exigences du programme de surveillance
60	C192	SERM		Déclarations futures d'invalidité ou de problèmes de santé; besoin d'assurance
61	C193	DPO		Consulter le DPO concernant les plans d'élimination du pont et des caniveaux sur la route d'accès
Section 5.2 - Rapport d'étude approfondie - Volume 1 de 2, Annexes A & B				
61	C195	RNCAN		Tenir compte des données gamma issues de Commission Géologique du Canada
61 - 71	C196 C197 C230	RNCAN		Problèmes d'eaux souterraines
62 - 71	C198 C224	Toutes agences		Voies d'exposition des flux - Annexe B
Section 5.3 - Rapport d'étude approfondie - Volume 2 de 2, Annexes C, D, E & F				
71 - 72	C224 C228	Toutes agences		Stabilité souterraine - Annexe C
Section 5.4 - Document de support No.1 - Aire de gestion des résidus				
72 - 77	C231 C265	Toutes agences		Document de support AGR + Annexes A, B et C
Section 5.5 - Document de support No.2 - Mines et stériles				
77 - 80	C266 C277	Toutes agences		Mines et stériles + Annexe A
80	C278 C280	Toutes agences		Terme source - Annexes B
81 - 86	C281 C305	Toutes agences		Modélisation du Transport - Annexe C
86 - 87	C306 C312	Toutes agences		Modélisation de la couverture du sol - Annexe D
87 - 88	C313 C322	Toutes agences		Fosse D - Annexe E

Tableau 2 - Réponses aux commentaires supplémentaires des agences réglementaires

Commentaire spécifique (par sujet)	Agence	Voir commentaire précédant No.	réponse de COGEMA	plus de détails fournis dans COGEMA 2002b:
Remblayage de la fosses Claude				
<p>Modélisation des taux d'élimination des sédiments du lac Claude devrait considérer les variations d'efficacité d'élimination entre 50 et 90%</p> <p>Fournir la base des hypothèses d'élimination de 90%</p> <p>Doit montrer que la capacité d'élimination du nickel se rétablira avec la réduction du sulfate</p> <p>Les données expérimentales doivent démontrer l'élimination du nickel</p>	<p>RNCAN</p> <p>ES</p> <p>RNCAN</p> <p>CCSN - WDD</p>		<p>Les résultats mis à jour des expérimentations sur la colonne de sédiments du lac Claude ont été fournis à toutes les agences pour démontrer que, après près d'un an d'opération, l'élimination de l'uranium excédait toujours 99% et l'élimination du nickel et du cobalt semblait s'être stabilisée à environ 60%; engagé à continuer l'opération et la surveillance des colonnes</p>	Section 3.1
<p>Inclure les espèces de sulfure dissoutes dans les tests de qualité des eaux</p>	RNCAN		<p>Difficile de garder les échantillons des eaux dans des conditions d'anaérobiose au cours du transport vers le laboratoire; ces produits auraient tendance à s'oxyder avant l'analyse</p>	
<p>Les températures faibles en hiver dans les sédiments pourraient retarder le processus d'élimination</p>	RNCAN		<p>Pourrait légèrement ralentir le taux de réduction des sulfures mais ne réduira pas l'élimination de l'uranium par absorption</p>	
<p>Plus de détails pour le remblayage de la zone marécageuse entre la fosse et le lac</p>	ES		<p>La zone entre la fosse Claude et le lac Claude était le fond du lac avant l'installation des digues. Ces zones seront remblayées pour éviter l'infiltration en surface et pousser les eaux souterraines dans le lac Claude où les sédiments peuvent efficacement éliminer et une portion importante de la charge en contaminants.</p>	
<p>Devenir des contaminants si le lac s'assèche</p>	ES		<p>Bien qu'il soit possible que le lac Claude retourne à l'état de marécage au cours des 50 prochaines années, il continue à être une zone de décharge d'eaux souterraines et de recueil des eaux de ruissellement. Les sédiments actuels du lac continueront à être saturés et retiendront les contaminants.</p>	
<p>Les pics de flux augmenteront-ils après 1000 ans?</p>	ES		<p>Le Tableau 7-2 à la page 7-6 du document "Réponse aux commentaires des agences réglementaires" indique que les concentrations maximales et les pics des flux pour le lac Claude se produiront après 1000 ans mais indique que ces pics sont seulement légèrement plus élevés que ceux observés au cours des 1000 premières années. Des tableaux similaires sont présentés pour tous les autres emplacements et indique la même situation.</p>	
Remblayage de DJX				
<p>Devrait répondre à la modélisation une fois que l'alcalinité et les matériaux organiques incorporés aux stériles</p>	RNCAN		<p>La modélisation postérieure a indiqué que le noyage de DJX offrait des résultats de qualité de l'eau acceptables pour toutes les nappes d'eaux de surface en laissant les stériles de Claude en surface; cette option est économiquement supérieure.</p>	
<p>Le traitement de l'eau de DJX avant le noyage final; l'utilisation des eaux souterraines contaminées de la verse Claude pour remplir la fosse DJX</p>	ES	C60	<p>Le plan de gestion des eaux n'a pas été finalisé. Les plans détaillés seront soumis dans le cadre du processus de demande de permis. Les puits contaminés en aval de la verse Claude ne contiennent pas suffisamment d'eau pour justifier le pompage vers DJX.</p>	

Tableau 2 - Réponses aux commentaires supplémentaires des agences réglementaires

Commentaire spécifique (par sujet)	Agence	Voir commentaire précédent No.	réponse de COGEMA	plus de détails fournis dans COGEMA 2002b:
Modéliser la qualité à long terme des eaux de la fosse DJX complètement noyée; la CCSN s'attend à ce que la qualité des eaux sera moins bonne que prévue par la modélisation de COGEMA	CCSN - WDD		La modélisation de la zone minière a été revue et mise à jour après une évaluation critique des termes sources et des autres données du modèle. Le modèle a ensuite été appliqué afin de comparer les scénarios de remblayage et de noyage de DJX. Les résultats de l'étude ont confirmé que l'option du noyage était supérieure en termes de qualité finale des eaux dans le lac Cluff. La qualité des eaux dans la fosse noyée a été améliorée en raison de l'enlèvement du remblai de DJN pour atteindre un niveau de 314 mètres au dessus du niveau de la mer et l'ajout d'une couverture en till.	Section 3.2
Remodélisation du transport des contaminants de DJX en utilisant les résultats des tests de lixiviation de 1993	CCSN - WDD			Section 3.2
Attention requise pendant le noyage de DJX pour s'assurer que des poissons, sédiments et autres éléments aquatiques ne seront pas introduits	EC	C36, 39 & 40	COGEMA tentera de le faire en installant un grillage approprié à l'entrée de la tuyauterie de pompage, toutefois, il sera impossible de ne pas introduire de plancton.	
Le débordement de DJX devrait éviter la zone correspondant à l'accord de compensation de l'habitat des poissons	DPO	C80	La zone de compensation de l'habitat des poissons peut être évitée au cours de la construction de la fosse de débordement d'urgence.	
Le volume total et le calendrier du pompage de Cluff pour remplir DJX devrait être fourni	DPO	C80	Le plan de gestion des eaux et de noyage n'est pas encore terminé. Des eaux en provenance du lac Cluff seront requises pour compléter le noyage de DJX mais cela sera effectué à un taux qui n'excède pas le taux actuel d'utilisation pour l'usine. A cette période il n'y aura plus d'activités à l'usine.	
Détails de l'apport d'eau en provenance du lac Cluff pour le noyage de DJX	DPO	C120	Utilisera les mêmes quantités, infrastructures et le taux maximum de pompage que ceux utilisés pendant les opérations pour alimenter l'usine en eau fraîche. A cette période il n'y aura plus d'activité à l'usine.	
Modifications de la composition des espèces de phytoplancton devraient être revues afin de confirmer que les espèces prédominantes seront bonnes pour l'alimentation du zooplancton et des poissons	DPO	C182	Le programme de surveillance comprend une évaluation environnementale des points de référence des systèmes des lacs Cluff et Island au moment de la fermeture. Un rapport sur l'état de l'environnement sera entrepris après 5 ans. Les modifications de la composition des populations de phytoplancton seront identifiées par ces enquêtes. Si ces modifications sont confirmées, l'importance environnementale sera évaluée.	
Modélisation de l'AGR				
La modélisation devrait être faite afin de démontrer que l'arsenic élevé près de HYD197 s'éliminera et ne constitue pas un panache très contaminé	RNCAN	C197	La modélisation plus poussée a indiqué qu'une estimation conservatrice de la concentration du panache d'As des eaux souterraines pouvait atteindre 75 ug/L; ce qui augmenterait faiblement la concentration du lac Snake de 2 à 3 ug/L. Tel que requis HYD 197 a été ajouté au programme de surveillance suivant la fermeture.	Section 3.3
Carte indiquant les sites à résidus limoneux et les points d'échantillonnage des résidus solides pour prouver leur caractère représentatif	RNCAN	C210	Fourni dans le document supplémentaire soumis à RNCAN	

Tableau 2 - Réponses aux commentaires supplémentaires des agences réglementaires

Commentaire spécifique (par sujet)	Agence	Voir commentaire précédent No.	réponse de COGEMA	plus de détails fournis dans COGEMA 2002b:
<p>Evaluer la sensibilité de la dispersion longitudinale jusqu'à une valeur de 3 m</p> <p>Modéliser en utilisant un terme source As particulier pour les résidus limoneux non mélangés avec le reste des résidus</p>	RNCAN	C263	La modélisation plus poussée a indiqué que les valeurs de dispersion sélectionnées étaient appropriées.	Section 3.3
	RNCAN	C262	La soumission a démontré que les emplacements des trous de forage utilisés pour le calcul du terme source étaient suffisamment diversifiés pour fournir une représentation adéquate des résidus grossiers, fins et transitionnels.	
Le RÉA final devrait inclure les risques pour les canards dans l'AGR	ES	C22 & C63	Ceci n'est pas un point de l'évaluation environnementale pour le déclassement. Un programme a été élaboré pour approfondir l'enquête et sera conduit dans le cadre de l'autorisation d'opération actuelle.	
Une fois terminé, soumettre les résultats des tests de gradation pour la couverture et les résultats des relevés des piezomètres	CCSN - WDD	C242	COGEMA est d'accord pour fournir ces informations	
Les divergences entre le Ra226 prédit et observé dans les eaux interstitielles peuvent être le résultat d'une nouvelle suspension colloïdale au cours de l'échantillonnage	CCSN - WDD		C'est exactement ce que nous pensons qu'il se produit. Toutefois, plutôt que de faire un calcul restreignant, notre plan est d'installer des piezomètres dans les résidus après l'installation de la couche de mise à niveau et de surveiller les conditions au repos pour confirmer la valeur faible prédite	
Commenter l'impact à long terme des fosses de diversion autour de l'AGR	CCSN - PFTSD		Les fosses de diversion nord et sud ont été construites autour de l'AGR pour détourner l'écoulement en amont et latéral autour des résidus réhabilités plutôt que de les traverser. Les fossés sont conçus pour accommoder un événement de PMP, et devraient diminuer la zone de drainage de l'AGR autant que possible.	
Estimations fiables de l'infiltration nécessaires pour les couvertures	CCSN - PFTSD		Nous reconnaissons et nous sommes d'accord avec l'importance du taux d'infiltration. Plutôt que d'allouer du temps et des efforts supplémentaires à la modélisation, nous installerons des points tests de mesure pour surveiller l'infiltration qui se produit effectivement. Ceci a été inclus dans le programme de surveillance. Au fur et à mesure que les données sont recueillies, notre modélisation sera affinée en utilisant les valeurs observées.	
Les tests d'épuisement du sulfate effectués datant d'il y a 16 ans et n'ont pas continué suffisamment longtemps pour montrer la tendance du Ra226	DPO	C53	Il n'y a pas eu de changements significatifs de la chimie des résidus depuis les tests à l'exception des niveaux de radium-226 qui ont augmenté au cours de la dernière année en raison du minerai à concentration plus élevée. Nous croyons que les résultats des tests sont toujours valables.	
L'inspection régulière de la couverture au cours de la période post déclassement est importante pour surveiller les effets des animaux, de l'érosion et des chutes d'arbres	EC	C60	Accord. La surveillance post fermeture inclura des inspections journalières de l'aire des résidus ainsi que des évaluations annuelles de la revégétalisation.	
Verses à stériles				

Tableau 2 - Réponses aux commentaires supplémentaires des agences réglementaires

Commentaire spécifique (par sujet)	Agence	Voir commentaire précédent No.	réponse de COGEMA	plus de détails fournis dans COGEMA 2002b:
Discuter des cas prouvés où les couvertures ont réussi à minimiser la diffusion d'oxygène	CCSN - WDD	C116	Toute couverture réduira l'entrée d'oxygène à un certain degré mais une couche saturée empêchera l'entrée tant que la condition de saturation existera. Le programme MEND a documenté plusieurs exemples canadiens où l'entrée d'oxygène a été évitée en utilisant l'approche de couverture sèche.	
Emplacement des trous de forage pas indiqué sur le dessin	CCSN - WDD	C284	Ces emplacements sont indiqués sur la Figure 4 dans l'Annexe D du Volume 2	
Identifier le pourcentage et la distribution spatiale des stériles "in situ" et non compactés	CCSN - WDD	C310	La modélisation de la couverture du terrain considérait du till non compacté placé au dessus de stériles compactés sur les stériles "in situ". La catégorie de stériles non compactés a été développée dans une phase préalable de l'étude mais n'a pas été utilisée dans la modélisation.	
A la Figure D4-3, la perméabilité saturée est 10-9, pas 10-8	CCSN - WDD	C311	Accord.	
Modéliser à nouveau avec à la fois Claude et DJX remblayées et la verse Claude réduite à 20% de son volume actuel	CCSN - WDD		La modélisation de l'aire minière a été revue et mise à jour après l'évaluation critique des termes source et des autres données du modèle. Le modèle a ensuite été appliqué pour comparer les scénarios de remblayage et de noyage de DJX. Les résultats de l'étude ont confirmé que l'option de noyage était supérieure en termes de qualité finale des eaux dans le lac Cluff.	Section 3.2
Expliquer l'arrêt du flux et les augmentations de concentration dans les eaux souterraines	DPO	C75	La réduction du niveau des eaux souterraines est directement liée aux précipitations annuelles inférieures à la moyenne qui se sont produites à Cluff Lake au cours de 1999, 2000 et 2001. Les précipitations réduites résultent également en une dilution réduite de la portion d'eaux souterraines issue de la verse à stériles, entraînant une augmentation correspondante de la concentration en contaminants.	
Les impacts potentiels de l'arsenic du lac Cluff devraient faire l'objet de futur tests de toxicité des sédiments	DPO	C155	Sur la base des valeurs d'arsenic prédites dans les sédiments du lac Cluff, les études de toxicité ne sont pas requises pour l'instant. Dans le cas où la surveillance indiquerait que ces niveaux s'approchent d'un potentiel de toxicité réel, les études de toxicité seront considérées.	
Les tests de laboratoire pour les stériles n'ont pas été effectués pour les niveaux de pH prédits pour les verses	DPO	C292	Le transfert de la verse à stériles DJN dans la fosse Claude enlèvera la plus importante source de contaminants de la rivière Peter.	
La couverture sur la verse Claude devra être régulièrement inspectée afin d'évaluer sa stabilité	EC	C115	Accord. La zone sera inspectée tous les mois et les évaluations de la revégétalisation seront faites annuellement.	
Critères de qualité des eaux				

Tableau 2 - Réponses aux commentaires supplémentaires des agences réglementaires

Commentaire spécifique (par sujet)	Agence	Voir commentaire précédent No.	réponse de COGEMA	plus de détails fournis dans COGEMA 2002b:
Utiliser la dureté d'une nappe d'eau non affectée	ES		La réduction de la toxicité en uranium est liée à la valeur de la dureté de l'eau au moment de l'exposition. Si l'augmentation de la dureté coïncide avec l'augmentation de l'uranium, une portion accrue d'uranium sera capturée par la TSD supplémentaire et ne sera pas biologiquement viable. L'objectif pour l'uranium doit être déterminé en fonction de la dureté au moment du relevé et variera au cours du temps à mesure que la dureté augmentera ou diminuera. Ceci est similaire à la méthode actuellement utilisée dans le cadre du SSWQO pour le calcul du nickel.	
Justifier pourquoi le SSWQO n'est pas atteint dans la colonne d'eau entière des fosses noyées	ES	C23	Réponse séparée fournie à ES qui détaille les raisons pour lesquelles l'atteinte du SSWQO dans la portion supérieure de la colonne d'eau de la fosse noyée est une approche acceptable du déclassement.	Section 3.4
Le sélénium dans les sédiments - demande de détails sur l'évaluation tératogénique pour le meunier noir du lac Island	ES	C33	Un rapport sur les tests effectués sur le meunier noir sera fourni à ES et DPO une fois qu'il sera terminé.	
Appliquer le SSWQO pour le sélénium et l'arsenic est dangereux et pas approprié	DPO	C1 & C23	Ces éléments doivent être évalués dans le cadre du Groupe de travail régional sur la qualité de l'eau et des sédiments (RW&SQWG) afin de définir le niveau approprié de protection pour la situation du Nord de la Saskatchewan. Nous désirons insister une fois encore sur le fait que le CWQG est dérivé des études de laboratoire sur les espèces les plus sensibles (généralement non autochtones) divisé par un facteur de sécurité important. Le dépassement de ces recommandations ne conduit pas nécessairement à une situation dangereuse.	
Le délai pour atteindre le SSWQO dans les fosses n'est pas clairement défini; utiliser des traitements pour activer la réhabilitation	DPO	C36	COGEMA s'est engagé à traiter et surveiller la fosse DJX noyée jusqu'à ce que la conformité soit atteinte (dans la portion supérieure de la colonne d'eau) ou qu'elle puisse être raisonnablement prédite. Nous pouvons espérer que cela sera atteint au moment du noyage initial, mais si ce n'est pas le cas, dans l'année ou les deux ans qui suivent.	
Utiliser les Objectifs régionaux de qualité des eaux et des sédiments pour valider l'objectif de clôture pour l'uranium	EC	C23	Accord	
Utiliser un objectif intérimaire clos de 0,5 mg/L pour le molybdène du lac Island	EC	C23	Ceci est cohérent avec la position de la CCSN (Commentaire #79) et les objectifs qui ont été ajustés pour refléter cette préférence. C'est au RW&SQWG d'évaluer si cette faible valeur est appropriée pour la protection de l'environnement.	
Des critères pour les eaux souterraines devraient être développés au cours de la phase d'approbation en se servant de calculs basés sur les critères acceptables pour les eaux de surface	EC	C60	Les impacts des eaux souterraines sont fonction des concentrations et des flux. Ainsi, les objectifs de qualité seraient largement variables selon les emplacements et n'offriraient que des bénéfices limités.	
MMER nécessitera EEM	EC	C189	Nous sommes actuellement en cours de discussions avec EC concernant l'application du MMER et des programmes associés EEM.	

Tableau 2 - Réponses aux commentaires supplémentaires des agences réglementaires

Commentaire spécifique (par sujet)	Agence	Voir commentaire précédant No.	réponse de COGEMA	plus de détails fournis dans COGEMA 2002b:
CCSN n'accepte pas la relation de dureté proposée pour la toxicité de l'uranium; propose 23 ug/L	CCSN - EP & A	C23	Des discussions supplémentaires avec la CCSN ont abouti à la conclusion que la relation dureté et toxicité en uranium développée par COGEMA sera acceptée de façon temporaire. Dans le cas où le RW&SQWG, dans le cadre de la recherche future et d'études liées, modifie cette valeur, Cluff Lake évaluera encore les implications spécifiques au site et travaillera avec la CCSN pour prendre les mesures appropriées.	Section 3.6
Utiliser 0,5 mg/L pour le molybdène du lac Island et les eaux de la fosse et 0,073 mg/L pour les autres ruissellements	CCSN - EP & A	C23	Ceci est cohérent avec la position d'EC (Commentaire #65) et les objectifs ont été ajustés pour refléter cette préférence. C'est au RW&SQWG d'évaluer si cette faible valeur est appropriée pour la protection de l'environnement.	
Qualité des sédiments				
La circulation des contaminants entre les sédiments et les eaux; considérer les implications à long terme	DPO	C33 & 212	Ceci a été pris en considération dans les prédictions de l'analyse des voies d'exposition pour la qualité future des eaux et des sédiments.	
Remplacer les données de référence des sédiments avec des valeurs mises à jour	CCSN - EP & A	C139, 160, 212 & 213	Accord.	
Sélénium				
L'hypothèse que des valeurs acceptables en amont signifient des valeurs acceptables en aval n'est peut être pas appropriée	DPO	C1	Les études sur le Se prendront en compte les conditions existantes dans le lac Island là où les effets en aval sont plus élevés en raison des rejets de sédiments.	
Evaluer le développement des embryons des poissons du lac Island	DPO	C9	Une étude a été menée sur les effets du sélénium sur les premiers stades de la vie des meuniers noirs du lac Island. Une copie du rapport final sera fournie à DPO et CCSN.	Section 3.5
Caractériser le sélénium dans les stériles	DPO	C34	Le sélénium a été ajouté à la liste des paramètres pour l'échantillonnage des eaux souterraines. Plusieurs piezomètres ont été installés dans ou près de la verse à stériles Claude.	
La rétention de sélénate dans les sédiments du lac Claude concernant l'oxydation potentielle et l'ingestion par les benthiques	DPO	C34 & C54	Les eaux souterraines entrent dans le lac du bas vers le haut; le sectionnement des colonnes à la fin des tests déterminera les proportions proches de l'interface eaux/sédiments; celles-ci seront probablement minimales.	
Détails supplémentaires pour démontrer que le Se n'est pas problématique pour les poissons du lac Snake	DPO	C83 & 34	La discussion au commentaire 83 des Réponses aux commentaires des agences réglementaires se réfère au ruisseau Snake en aval du lac Snake. Les valeurs Se dans le lac Snake ont été traditionnellement inférieures à la valeur de détection (<1 ug/L). Les mouvements des poissons dans et en dehors du lac Snake sont difficiles en raison de l'activité des castors et des faibles flux.	
CCSN doit approuver l'étude conçue pour les enquêtes sur le sélénium; une évaluation supplémentaire et des objectifs de clôture pourraient être requis selon les résultats	CCSN - EP & A	C34	Le programme a été développé et mis en application à la fin mai 2002; revu avec les représentants de la CCSN sur le site le 14 mai 2002.	
Lac Snake / Lac Island				

Tableau 2 - Réponses aux commentaires supplémentaires des agences réglementaires

Commentaire spécifique (par sujet)	Agence	Voir commentaire précédant No.	réponse de COGEMA	plus de détails fournis dans COGEMA 2002b:
Fournir les estimations des flux à long terme du lac Snake	ES	C17	Les estimations des flux à long terme sont présentées à la section 7.3.6.1 de l'Annexe A, Volume 1 de la RÉA. Le flux total y compris le rejet du STS est anticipé à une moyenne de 0,51 m ³ /s.	
Possibilité d'assèchement des marécages et de décharge des contaminants	ES	C55	Pour le marécage du lac Island, une programme de surveillance a été conçu et inclus dans le programme de suivi pour confirmer que le niveau des eaux de la zone est contrôlé par les eaux souterraines.	
L'hypothèse d'un mélange complet dans le lac Snake pour atteindre le SSWQO n'est pas acceptable; démontrer que la qualité de l'eau au centre est similaire à celle en embouchure	DPO	C17	Le RW&SQWG évaluera si les valeurs SSWQO sont appropriées. Les détails du programme de surveillance seront établis au cours de la période d'approbation; l'évaluation environnementale s'engage simplement à la surveillance du lac Snake, pour laquelle nous sommes tous d'accord.	
Désigner les marécages comme "sites contaminés"	DPO	C55	Pas d'accord; si les contaminants sont contenus en permanence, ce qui est le cas s'ils restent dans des conditions saturées, il n'y a pas de dangers à long terme. Le programme de surveillance comprend le recueil d'informations dans le marécage du lac Island qui permettront l'évaluation de la probabilité de la continuité de l'état de saturation.	

Tableau 2 - Réponses aux commentaires supplémentaires des agences réglementaires

Commentaire spécifique (par sujet)	Agence	Voir commentaire précédant No.	réponse de COGEMA	plus de détails fournis dans COGEMA 2002b:
Des mesures correctives pour les sédiments du lac et du marécage Island pourraient faire intervenir DPO comme AR; besoin de clarifier la probabilité que ces mesures correctives soient nécessaires	DPO		COGEMA a officiellement modifié le plan d'urgence pour inclure la spécification du pompage d'eau fraîche issue du lac Cluff (par les installations de pompage existantes) pour suppléer les flux vers le lac Island jusqu'à ce qu'une solution plus permanente soit identifiée. Ceci répondra aux inquiétudes du DPO concernant les impacts sur les poissons en raison des transferts d'eaux entre les bassins.	Section 3.5
Evaluation régulière des sédiments du lac Island	EC	C35	Accord. Une base de référence de l'écosystème aquatique du lac Island pour le déclassement sera établie à la fermeture pour évaluer les écosystèmes aquatiques, y compris les sédiments. Une étude de suivi supplémentaire sera menée après cinq ans et sera notée dans le Rapport sur l'état de l'environnement.	
Pas de mesures correctives offertes pour la possibilité du rejet des contaminants des sédiments dans les eaux	EC	C56	L'ÉIE prévoit le rejet mais à des taux qui n'entraînent pas de problème de qualité des eaux; les marécages assainiront la qualité des eaux si les taux sont plus élevés que prévu. La surveillance continue de la qualité des eaux et des sédiments dans le lac Island et en aval permettra d'identifier et de quantifier le problème.	
Radiologique				
L'étude des zones de rejets des égouts de l'usine, DP et Claude pour établir un plan de contamination radiologique et de nettoyage	ES	C87	Un plan compteur gamma sera mené sur l'ensemble du site réhabilité pour s'assurer que toutes les zones soient dans les limites radiologiques acceptées. Cela comprendra l'aire de décharge des égouts; si les limites ne sont pas atteintes, les options incluront l'excavation des sols contaminés ou le recouvrement avec du matériel propre. Ceci sera un point pour la phase d'approbation.	
Clarifier les niveaux d'exposition gamma issus de la fosse et de la verse D	ES	C127	ES est correct en disant que la Figure 4.4.2-1 indique des niveaux gamma entre 1 et 5 uSv/h dans la zone de la fosse D. Ceci peut être partiellement lié au niveau de référence élevé en raison de la présence dans la zone de gros blocs naturels. Comme précédemment accepté, un plan compteur gamma final sera effectué à l'aide de méthodes au sol sur une grille plus serrée sur la zone entière après le déclassement. Si les critères de 1 uSv/h pour les zones étendues et de 2,5 uSv/h ponctuellement ne peuvent pas être atteints, les options comprennent des mesures correctives supplémentaires ou une confirmation que ces niveaux élevés sont des conditions de référence qui se produisent naturellement dans la zone.	
La surveillance post fermeture des petits animaux à terrier dans l'AGR devrait faire partie du suivi	EC	C59	COGEMA n'est pas d'accord sur le fait que les voies d'exposition terrestre ont été identifiées dans l'ÉIE comme étant suffisamment importantes pour requérir une surveillance de suivi. Toutefois, si les informations supplémentaires confirment que ce point a besoin d'être adressé dans le programme de suivi, le programme sera révisé.	
Impacts sur la faune / humains				

Tableau 2 - Réponses aux commentaires supplémentaires des agences réglementaires

Commentaire spécifique (par sujet)	Agence	Voir commentaire précédant No.	réponse de COGEMA	plus de détails fournis dans COGEMA 2002b:
Les quotients de risque élevés prédits pour la faune doivent être interprétés dans le contexte de l'ampleur spatiale et temporelle des impacts	CCSN - EP & A	C64-67, 215 & 218	Les quotients de risque élevés pour l'As, le Mo, le Se et l'U sont souvent le résultat de valeurs de référence discutables. Lorsque des facteurs tels que le temps de résidence, la taille de la population affectée et l'échelle sont considérés, la probabilité de risque est plus réduite.	section 3.7
Les impacts sur le biote des fosses noyées et des eaux entre les fosses et le lac Cluff devraient être discutés	CCSN - EP & A	C64	Les colonnes supérieures des eaux des fosses noyées atteindront l'objectif SSWQO ou les autres objectifs de qualité des eaux post fermeture; aucun n'impact n'est prédit	
Examiner les conséquences de l'utilisation occasionnelle d'eau contaminée en terme de risque pour la santé humaine	CCSN - EP & A	C65	Les quotients de risque énoncés au Commentaire #65 des Réponses aux commentaires des agences réglementaires pour les fosses noyées sont <1 pour tous les paramètres sauf pour l'U et l'As (et le Mo for DJX). Ce calcul conservateur était basé sur la consommation humaine d'eau en provenance uniquement de la fosse pendant 6 mois de l'année. La conclusion d'aucune conséquence s'appliquera aussi au lac Island où les valeurs de la qualité de l'eau sont similaires et au lac Snake où la qualité de l'eau sera considérablement meilleure.	
Des tableaux et des graphiques supplémentaires pour montrer la période au cours de laquelle les paramètres ayant des valeurs RQ élevées restent supérieurs à 1	CCSN - EP & A		Peut être présenté si nécessaire.	
Des expérimentations de toxicité avec les échantillons du lac Island pour déterminer les impacts sur les animaux terrestres	CCSN - EP & A		La recherche devrait être concentrée sur la voie d'exposition aquatique jusqu'à ce que suffisamment d'informations scientifiques soient disponibles pour supporter le développement d'objectifs réalistes.	
Fermeture de la mine souterraine				
Les mesures correctives prises dans la partie supérieure DJ Nord pour réduire ou éliminer le potentiel d'affaissement de la surface	ES	C228	Un remblayage supplémentaire a également été entrepris dans la partie supérieure DJ Nord, toutefois, le risque d'affaissement est faible dans cette zone en raison des profondeurs considérablement plus élevées des terrains de recouvrement entre les galeries de travail et la surface.	
Général				
Identifier les actions correctives supplémentaires qui seront prises si les mesures des résidus et des stériles sont inadéquats	ES	C44	Modifier le type de couverture pour diminuer le taux d'infiltration.	
Impacts potentiels des zones d'emprunt et des plans de réhabilitation; l'inquiétude est qu'ils soient "une voie pour la migration des contaminants"	ES	C107	Les zones d'emprunt sont la source de matériaux en till bien drainé pour la construction de couverture. Elles sont généralement situées sur des terrains élevés au dessus de la nappe d'eau souterraine. La réhabilitation sera faite en enlevant la couche arable et les matières organiques et les remplaçant une fois que la fosse d'emprunt aura été enlevée et que le site aura été remodelé.	
Utilisation d'espèces non aborigènes pour la réhabilitation pas approuvée sauf lorsqu'il peut être prouvé que les espèces aborigènes ne seraient pas efficaces	ES	C109	Certaines zones particulières du déclassement requierent un contrôle immédiat de l'érosion et une immense masse de racines qui accéléreront la transpiration. Ces zones comprennent les fosses de diversion Nord et Sud et les couvertures respectives de l'AGR et de la verse à stériles Claude. COGEMA consultera ES pour sélectionner le mélange final herbe/légume pour ces zones.	

Tableau 2 - Réponses aux commentaires supplémentaires des agences réglementaires

Commentaire spécifique (par sujet)	Agence	Voir commentaire précédant No.	réponse de COGEMA	plus de détails fournis dans COGEMA 2002b:
Expliquer comment la pluie acide a été prise en compte dans la modélisation des résidus et des stériles	ES	C234	Les impacts des pluies acides ont été pris en compte en commençant les calculs du modèle à un pH réduit.	
Les prédictions des flux de surface - vérifier l'analyse de régression pour CFFHYD-1; vérifier les points anormaux dans CFFHYD-3 et 4	CCSN - PFTSD		Ceci n'a pas d'impact direct sur le plan de déclassement. Ils sont fournis afin d'établir des comparaisons à long terme des flux entre les stations similaires. COGEMA vérifiera pour s'assurer que les calculs sont corrects.	
Développer un plan d'urgence avant le déclassement	DPO	C61	Des plans d'urgence ont été créés mais de plus amples détails seront ajoutés au cours de la surveillance de suivi.	
Identifier et fournir les informations sur tous les passages de cours d'eau	DPO	C103	La conception et l'approbation des passages de cours d'eau est clairement un point du processus d'approbation. L'enlèvement de passage de cours d'eau sera l'une des dernières tâches à faire puisqu'il empêche tout accès futur; il existe une période considérable pour effectuer ces travaux. Pour l'objet de l'ÉE, notre plan conceptuel est que tous les passages de cours d'eau seront enlevés, l'habitat sera rétabli et, puisque l'habitat sera créé et non pas détruit, il n'y aura pas d'HADD.	
Critères pour déterminer si le flux d'eau est un problème pour les dalles en béton	DPO	C104	Le problème de flux des eaux est seulement lié à la possibilité que l'eau s'accumule de façon continue dans la zone localisée. Il n'y a pas d'impacts sur les flux des eaux souterraines régionales et les structures de recharge.	
Les détails des tests proposés pour la tranchée de tourbe devraient être fournis avec vérification des techniques d'atténuation	DPO	C173	L'approche sera d'installer la tranchée et de surveiller les résultats sur le terrain au cours des années suivantes. Il est important de mettre l'accent sur le fait que la tranchée de tourbe est une auxiliaire du mécanisme d'enlèvement visant au traitement préalable le drainage de la versée Claude avant le mécanisme d'enlèvement principal, les sédiments sous le lac Claude.	
Surveillance des autres sites de stockage des déchets doit continuer avec un engagement de résoudre les problèmes s'il en survient	EC	C58, 88, 89 & 90	Accord. Les piezomètres installés sur les sites des décharges seront surveillés de façon trimestrielle tout au cours de la période post fermeture. Les hydrocarbures seront inclus dans les paramètres analytiques. Si une contamination est identifiée, des actions de suivi seront prises.	
Spécification générale du programme de surveillance; programme détaillé défini au stade de l'approbation	EC	C189	Les programmes de surveillance post fermeture et de suivi comprennent tous les éléments identifiés à l'exception de l'environnement terrestre que nous croyons ne pas nécessiter de surveillance de suivi.	
Le rapport doit être écrit à nouveau comme un document intégral unique	CCSN - EP & A		Un résumé intégral sera préparé pour soumission à l'ACÉE; les sept documents préalables deviendront des manuels de référence.	
Omissions au Tableau C199-1	CCSN - EP & A	C199	Deux valeurs doivent être ajoutées; l'information sera fournie.	

Annexe B

Liste des documents de l'ÉE de l'ACÉE

LISTE DES DOCUMENTS DE L'ÉE DE L'ACÉE

Référence IFÉE No. : 18738

Titre du projet : Rapport d'étude approfondie, projet de déclassement de Cluff Lake
Commission canadienne de sûreté nucléaire
Décembre 2003

Titre du document	Auteur	Date du document	Nbre de pages	Sujet (lettres)	No. de dossier
	D. Myles	7 novembre 2003	5	Projet de déclassement de Cluff Lake Rapport d'étude approfondie de la CCSN (RÉA)	17769 22-C1-123-5
	D. Munro	5 novembre 2003	1	Rapport d'étude approfondie de Cluff Lake Revue finale de la proposition de Rapport d'étude approfondie (septembre 2003)	17505 22-C1-123-5
	R. Kidd	30 octobre 2003	2	Commentaires sur le Rapport d'étude approfondie (RÉA) pour Cluff Lake	17470 22-C1-123-5
	R. Tupper	30 octobre 2003	1	Déclassement de Cluff Lake – Rapport d'étude approfondie	17467 22-C1-123-5
	A. Merkowsky	31 octobre	1	Projet Cluff Lake – Revue finale du rapport d'étude approfondie	17477 22-C1-123-5
	J. Conrod	4 novembre 2003	2	Rapport d'étude approfondie pour le projet de déclassement de Cluff Lake	17497 22-C1-123-5
	D. McClymont – Peace	29 octobre 2003	1	Déclassement de Cluff Lake – Revue finale du rapport d'étude approfondie	17435 22-C1-123-5

Note : Commentaires de revue de l'autorité fédérale

Comparaison des impacts prédits dans l'évaluation environnementale et des impacts opérationnels

Sujet	Description	Référence*	Impacts Opérationnels Potentiels Prédits	Classification des impacts potentiels	Impacts observés au cours des opérations	Classification des impacts réels
Qualité de l'air						
	Changement de la qualité de l'air en raison des émissions de PST, polluant standard, poussières radioactives et radon	2 et 1 - Sec 5.18	Augmentation des concentrations de poussières radioactives et de radon en raison des activités minières, de traitement, de stockage du minerai et de gestion des résidus.	Mineur à négligeable	Les résultats de la surveillance indiquent des taux mineurs de radon et de poussières localisés à la zone du projet, principalement à l'AGR	Négligeable (négatif mais pas significatif)
		2 et 1 - Sec 5.59	Augmentation des PST, SO ₂ et NO _x en raison des produits dérivés de la production d'électricité, de l'utilisation d'acide sulfurique et la conduite de véhicules au cours des opérations.	Mineur à négligeable	Contaminants atmosphériques maintenus à des niveaux inférieurs aux normes réglementaires; pas d'effets observés des émissions de SO ₂ et de No _x ; acide sulfurique non produit sur le site	Négligeable (négatif mais pas significatif)
		2	Supplément de poussières radioactives ou non et de radon après le déclassement.	Négligeable	Les résultats de la surveillance indiquent des augmentations mineures des niveaux de radon et de poussières qui étaient localisés à la zone du projet, principalement l'AGR.	Négligeable (négatif mais pas significatif)
Végétation						
	Activités de construction	2	Perturbation des communautés existantes	Mineur	Perturbations des terrains limitée à 418 ha; restauration progressive du site.	Mineur (négatif mais pas significatif)
		2 et 1 - Sec 5.57 & 5.58	Perte de communautés rares ou en danger	Mineur	Localisations principales proche du camp Germaine et les Dolomites n'ont pas été perturbées.	Négligeable (négatif mais pas significatif)
	Exposition aux radionucléides	2 et 1 - Sec 5.55	Absorption de radionucléides par la végétation, et transfert à l'homme par consommation directe et à travers la chaîne alimentaire.	Mineur	La surveillance des végétaux a indiqué quelques taux élevés de radionucléides dans les zones des champs d'exposition; les doses cumulées pour les travailleurs et le public restent bien dans les limites des normes autorisées.	Négligeable (négatif mais pas significatif)
	Érosion et noyage	2	Perte de végétation localisée	Mineur	Érosion et noyage contrôlés par la construction des installations et la maintenance.	Négligeable (négatif mais pas significatif)
Faune						
	Activités de construction et des opérations	2 et 1 - Sec 5.69	Perturbation des communautés existantes	Mineur	Les résultats de surveillance n'indiquent pas d'effet négatif sur la diversité de la faune et indiquent des perturbations minimes des terrains; des augmentations notables des populations d'ours noirs, de corbeaux et de gibiers d'eau (Oies du Canada, Colverts); les trappeurs ont continué leurs activités pendant les opérations.	Négligeable (négatif mais pas significatif)
			Perte ou altération de l'habitat	Mineur		
			Déplacement de la faune	Mineur		
			Réduction des quantités locales	Mineur		
	Exploitation de la faune	2	Récolte contrôlée et non contrôlée	Mineur	Quelques récoltes supplémentaires en raison de l'accès plus aisé au site et de l'installation d'un camp touristique à Carswell Lake	Négligeable (négatif mais pas significatif)
	Exposition aux radionucléides	2	Absorption de radionucléides par la faune et transfert à l'homme	Mineur	Doses sur les travailleurs et le public bien dans les limites des normes autorisées.	Négligeable (pas d'effets négatifs)
Qualité des eaux de surface						
	Variations de la qualité de l'eau du lac Snake Lake	1 - Sec 5.42	Augmentation du gypse et des solides dissouts	Mineur	La surveillance à long terme a indiqué des augmentations des TSD, SO ₄ et Cl. Des concentrations élevées de radium-226 ont été détectées en 1998-2000 en raison de l'utilisation temporaire par inadvertance d'une conduite contaminée pour le détournement de l'eau douce. Rectifié.	Mineur (négatif mais pas significatif)
	Variations de la qualité de l'eau du bassin versant du ruisseau Island Creek	2	Des flux plus importants d'eaux des mines contenant des niveaux élevés de TSD et de chlorure vers l'Aire de Gestion des Résidus pourraient entraîner des niveaux de contaminants plus élevés en aval du point de déversement des effluents traités.	Modéré	Les déversements d'effluents traités dans le ruisseau Snake Creek - lac Island Lake ont continué dans les limites autorisées mais a entraîné des niveaux élevés de Mo, U, TSD, SO ₄ et Cl dans le lac Island Lake. L'élimination efficace des contaminants dans le marécage à la sortie du lac Island Lake a minimisé les variations de la qualité des eaux en aval du lac Island Lake.	Modéré (négatif mais pas significatif)
		3 - Sec 2.4 & 3.5	La modélisation prédit des augmentations des concentrations de Mo, U, TSD, SO ₄ et Cl dans l'eau du lac Island lake.	Modéré		
	Variations de la qualité de l'eau du lac Sandy Lake	2	Augmentation des taux de contaminants en raison des apports combinés des systèmes du ruisseau Island Creek et du lac Cluff Lake pendant la phase opérationnelle et immédiatement après.	Mineur	Observation d'une légère augmentation des niveaux de TSD, SO ₄ et Cl.	Négligeable (négatif mais pas significatif)
		3 - Sec 2.4 & 3.5	La modélisation prédit des augmentations des concentrations de Mo, U, TSD, SO ₄ et Cl dans l'eau du lac Island Lake	Mineur		
	La décharge de déchets contaminés dans la fosse Claude entraînera des variations de la qualité de l'eau du lac Claude.	3 - Sec 3.5 & 3.39	La modélisation prédit des augmentations des concentrations de As, Ni et U dans l'eau du lac Claude.	Modéré	La fosse Claude est maintenue dans un état partiellement dénoyé pendant les opérations; le confinement hydrodynamique a été maintenu.	Mineur (pas d'effet négatif)

Comparaison des impacts prédits dans l'évaluation environnementale et des impacts opérationnels

Sujet	Description	Référence*	Impacts Opérationnels Potentiels Prédits	Classification des impacts potentiels	Impacts observés au cours des opérations	Classification des impacts réels
	Variations de la qualité de l'eau de la rivière Peter River.	2	Arrivée d'eaux d'infiltration contenant des contaminants dissous en provenance des versées à stériles	Négligeable	Tous les taux de contaminants dans la rivière Peter River sont aux niveaux de référence à l'exception d'une légère augmentation du SO ₄ ; les piezomètres des eaux souterraines n'indiquent pas de présence de panache de contaminants au-delà de la base des versées à stériles; le dénoyage des fosses a empêché les mouvements.	Mineur (négatif mais pas significatif)
	Variation de la qualité de l'eau du lac Cluff Lake	2	Effets de la formation de limon dus à la construction du merlon.	Pas classifié	Construction du barrage non requise en raison de l'adoption d'un autre plan de développement de la mine. La construction pour l'exploitation des lentilles minéralisées DJ avec les terres de recouvrement dans le lac Cluff Lake limitée à une petite zone proche du littoral.	Pas d'impact (pas d'effet négatif)
		2	Infiltration de contaminants en provenance du merlon pendant la phase opérationnelle.	Modéré		
		2	Infiltration de contaminants en provenance du barrage et des versées à stériles contaminés dans une cellule cloisonnée avec du till à l'intérieur du barrage ou un dépôt couvert de till dans la fosse pendant la phase post-opérationnelle.	Mineur		
		2	Variations de la qualité de l'eau en aval en raison des variations de la qualité de l'eau du lac Cluff Lake	Mineur à négligeable		
		3 - Sec 3.5	La modélisation prédit une augmentation de la concentration d'U dans l'eau du lac Cluff Lake	Modéré		
Ecologie aquatique						
	Activités de construction	2	Effets de la formation de limon sur les benthos dans la zone du barrage	Mineur	Le littoral du lac Cluff Lake a été altéré afin de permettre la réalisation de tests sur les lentilles minéralisées de DJ. La petite zone d'habitat perdue a fait l'objet d'un accord de compensation de l'habitat avec Pêches et Océans Canada.	Mineur (effets négatifs mais pas significatifs)
		2	Perte permanente de l'habitat et d'invertébrés benthiques avec la perte associée de ressources alimentaires pour les poissons.	Majeur		
	Access aux ruisseaux se déversant dans la partie du nord du lac Cluff Lake	2	Le barrage altérera l'accès aux zones de pontes et d'élevage	Majeur		Pas d'impact (pas d'effet négatif)
	Exploitation des ressources en poissons	2	Élimination des poissons les plus vieux et les plus gros; réduction possible du recrutement	Mineur	La pêche par les employés au cours de la phase opérationnelle a été largement limitée aux lacs Sandy Lake et Carswell Lake. La pratique de la technique de pêche et relâche a généralement été adoptée par le personnel; l'enlèvement des poissons a été limité.	Pas d'impact (pas d'effet négatif)
	Variation de la qualité de l'eau de la rivière Peter River en raison des infiltrations des stériles	2	Toxicité inférieure au seuil fatal ou bioaccumulation	Négligeable	Les niveaux dans la rivière Peter River sont similaires à ceux de référence à l'exception d'une augmentation mineure en SO ₄ . Les piezomètres des eaux souterraines n'indiquent pas de présence de panache de contaminants au-delà de la base des versées à stériles; le dénoyage des fosses a empêché les mouvements.	Négligeable (négatif mais pas significatif)
	Variation de la qualité de l'eau du lac Cluff Lake et en aval	2	Toxicité inférieure au seuil fatal ou bioaccumulation. Variation de la composition des espèces	Mineur à négligeable	Pas de variation négative de la qualité de l'eau observée durant les opérations. Ecoulement de la mine largement contenu grâce au pompage vers l'usine pour traitement et décharge par le bassin versant du ruisseau Island Creek	Négligeable (pas d'effets négatifs)
	Déversement d'effluent traités en provenance de l'AGR	2 et 1 - Sec 5.62 & 5.63	Augmentation continue des ions principaux et de certains éléments trace; accompagnant les changements de composition des espèces; bioaccumulation.	Modéré	Déversement d'effluent traités dans le lac Island Lake a résulté en des changements du zooplancton, et de la composition des communautés benthiques et de poissons.	Modéré (négatif mais pas significatif)
Voies d'expositions environnementales						
	Décharge de radioactivité	2	Exposition supplémentaire incrémentale du public aux radiations en raison des décharges de radioactivité dans l'air et l'eau au cours des opérations et après le déclassement	Mineur	Les résultats de surveillance indiquent une augmentation mineure des concentrations de radon et PRLV qui sont restreints à la zone du projet, principalement l'AGR. Les sources principales d'émission gamma comprennent l'usine et l'AGR. Les doses cumulées sur les travailleurs et le public sont dans les limites des normes autorisées.	Négligeable (négatif mais pas significatif)
* Référence						
1	Rapport Final - Commission d'enquête Cluff Lake - Mai 1978					
2	Étude d'Impact Environnemental - Dominique-Janine Extension - Document Principal - Chapitre 4 - Prédiction de l'impact et atténuation - Février 1997					
3	Étude d'Impact Environnemental - Dominique-Janine Extension - Document Additionnel - Janvier 1997					
4	Étude Approfondie pour le déclassement - Décembre 2000 et tous les documents supplémentaires soumis jusqu'en novembre 2002					

Tableau 9.1
Résumé des effets environnementaux du projet et évaluation de leur importance

Composant environnemental	Zone ou catégorie	Effets environnementaux? Oui ou Non?	Bases de la décision		Sont-ils négatifs? Oui ou non?	Bases de la décision		Sont ils significatifs? Oui ou non?	Bases de la décision				
									Inférieurs aux objectifs acceptés	Ampleur	Étendue géographique	Durée	Degré de réversibilité
Qualité de l'air	Usine et AGR	Non	Les matériaux contaminés issus de la démolition de l'usine seront enterrés. La revégétalisation des couvertures en terre sur l'AGR et les verses à stériles préviendra l'émission de poussières										
Hydrologie de surface	Bassin versant du lac Island Lake	Non	A l'arrêt des décharges d'effluents, les débits retourneront à leurs niveaux naturels										
	Bassin versant du lac Cluff Lake	Non	Les débits retourneront aux conditions antérieures à l'exploitation										
Eaux souterraines	Bassin versant du lac Island Lake	Oui	Les infiltrations depuis l'AGR introduiront des contaminants dans le débit d'eaux souterraines pour plusieurs années futures	Oui	Effet négatif sur les eaux souterraines associé aux conditions opérationnelles	Non	N'entraînera pas d'augmentation du niveau de contaminants dans les plans d'eau de surface supérieure aux objectifs SSWQO ou de déclassement			Limité à une zone très petite à proximité immédiate de la source			
	Bassin versant du lac Cluff Lake	Oui	Les infiltrations depuis l'AGR introduiront des contaminants dans le débit d'eaux souterraines pour plusieurs années futures	Oui	Effet négatif sur les eaux souterraines associé aux conditions opérationnelles	Non	N'entraînera pas d'augmentation du niveau de contaminants dans les plans d'eau de surface supérieure aux objectifs SSWQO ou de déclassement			Limité à une zone très petite à proximité immédiate de la source			
Qualité des eaux de surface	Lac Snake Lake	Oui	La qualité prédite des eaux sera affectée davantage par les infiltrations depuis l'AGR	Non	Effet négatif sur la qualité des eaux associé aux conditions opérationnelles	Non	La qualité prédite de l'eau est inférieure aux recommandations acceptées (SSWQO) pour la protection de l'eau potable ou la vie aquatique	Négligeable. Effets écologiques ne devraient pas être détectés.		Minime: le lac Snake Lake fait 20 ha et a une profondeur moyenne de 1,8 m.			
	Lac Island Lake	Non	La qualité des eaux s'améliorera comparativement aux conditions existantes une fois que la décharge d'effluent aura cessée.										
	Bassin versant du lac Cluff Lake	Oui	La qualité prédite des eaux est élevée comparativement aux conditions existantes	Oui	La qualité prédite des eaux est élevée comparativement à celle établie au cours de la période opérationnelle	Non	Les qualités prédites des eaux du lac Claude Lake, de la rivière Peter River et du lac Cluff Lake sont toutes inférieures aux objectifs SSWQO ou ceux acceptés pour le déclassement	Négligeable à mineur. Sur la base de l'amélioration de la toxicité d'U avec la dureté		Limité: le lac Cluff Lake fait 341 ha avec des profondeurs maximale et moyenne respectivement de 52 et 20 m. Il n'est pas prédit que les contaminants soient détectables au delà du lac Cluff Lake.		Il est prédit que les pics de concentrations seront atteints d'ici à 150 ans.	
	Fosse D	Non	Chimie stable sans détérioration supplémentaire de la qualité prédite de l'eau.										
	Fosse DJX	Non	Le traitement des eaux assurera que la qualité des eaux s'améliorera comparativement aux conditions existantes.										
Qualité des sédiments	Lac Snake Lake	Oui	La qualité actuelle et prédite des sédiments sera affectée davantage après le déclassement	Oui	La qualité prédite des sédiments est élevée pour certains contaminants comparativement à celle établie au cours de la période opérationnelle	Non	Les valeurs moyennes sont inférieures aux valeurs de référence. Seul le 95ème centile pour le molybdène et le nickel dépassait la valeur inférieure de référence ou la valeur régionale, mais n'excède pas les limites supérieures de référence.	Les effets sont prédits comme étant mineurs sur la base des données récoltées sur le terrain dans les zones d'exploitations minières d'U avec des concentrations de sédiments plus élevées.		Limité à une zone très petite avec une importance écologique minime dans la région (20 ha et en moyenne 1,8 m de profondeur)			Réversible par la restauration passive, naturelle. Restauration accélérée par le fait qu'il s'agit d'un lac peu profond avec des niveaux relativement élevés de sédimentation et de dépôts organiques.
	Lac Island Lake	Non	La qualité des sédiments s'améliorera en raison de l'arrêt des décharges d'effluents.										
	Lac Cluff Lake	Oui	Les concentrations prédites des contaminants dans les sédiments devraient augmenter après le déclassement	Oui	La qualité prédite des sédiments est élevée pour certains contaminants comparativement à celle obtenue au cours de la période opérationnelle	Non	Les valeurs moyennes sont inférieures aux valeurs de référence. Seul le 95ème centile pour le Ni et l'U dépasse les valeurs inférieures de référence et/ou les valeurs régionales, mais ils sont bien inférieurs aux limites supérieures des seuils calculés pour les régions porteuses d'uranium.	Il est prédit que les effets seront mineurs sur la base des données récoltées dans les zones minières d'U avec des concentrations de sédiments plus élevées.		Limité: le lac Cluff Lake fait 341 ha avec des profondeurs respectives maximale et moyenne de 52 et 20 m.			Réversible par la restauration passive, naturelle.

Tableau 9.1
Résumé des effets environnementaux du projet et évaluation de leur importance

Composant environnemental	Zone ou catégorie	Effets environnementaux? Oui ou Non?	Bases de la décision			Bases de la décision				
			Sont-ils négatifs? Oui ou non?	Sont ils significatifs? Oui ou non?	Inférieurs aux objectifs acceptés	Ampleur	Étendue géographique	Durée	Degré de réversibilité	
Organismes aquatiques	Lac Island Lake	Non	Quelques impacts sur la population de poissons en raison de l'arrêt des décharges d'effluents riches en oxygène. La population de poissons devrait se stabiliser aux niveaux antérieurs à l'exploitation. Les organismes aquatiques devraient récupérer en raison de l'arrêt des décharges d'effluents.							
	Lac Cluff Lake	Oui	Risques d'effets à cause du cuivre et de l'uranium	Oui	La qualité prédite des eaux et des sédiments est élevée comparativement à celle obtenue au cours de la période opérationnelle.	Non	Les valeurs de référence pour l'uranium et le cuivre sont conservativement faibles	Mineure: les lac naturels de la zone excèdent les valeurs de référence pour le cuivre, l'uranium, en cours d'évaluation par un groupe de travail conjoint industrie/gouvernement.		
Organismes terrestres	Lac Island Lake	Non	Risques d'effets à cause du molybdène, du sélénium et de l'uranium en raison des impacts opérationnels. Pas d'impacts supplémentaires résultant du déclassement.							
	Lac Cluff Lake	Oui	Variations de la qualité prédite des eaux et des sédiments	Oui	Risque accru d'absorption de contaminants	Non	Indices d'évaluation pour tous les métaux et les radionucléides inférieurs à 1.			
	Effets incrémentaux de la consommation des eaux des fosses noyées.	Oui	Les eaux des fosses noyées deviendront plus accessibles aux organismes terrestres après le déclassement.	Oui	Risque accru d'absorption de contaminants	Non	Indices d'évaluation pour tous les métaux et les radionucléides inférieurs à 1.			
Santé humaine	Lacs Cluff Lake et Sandy Lake	Oui	Variations de la qualité prédite des eaux et des sédiments	Oui	Risque accru d'absorption de contaminants	Non	Indices d'évaluation pour tous les métaux et les radionucléides inférieurs à 1.			
	Effets incrémentaux de la consommation des eaux des lacs Snake Lake et Island Lake et des fosses noyées.	Oui	Les eaux des fosses noyées deviendront plus accessibles aux humains après le déclassement	Oui	L'ingestion des eaux contaminées présente des risques accrus pour la santé.	Non	Indices d'évaluation pour tous les métaux et les radionucléides inférieurs à 1.			
Réhabilitation des terrains	Terrains perturbés	Non	La réhabilitation améliorera les conditions actuelles du site.							
	Niveaux radiologiques ambiants	Non	Les activités du déclassement résulteront en des réductions significatives des niveaux radiologiques ambiants existants.							
Socio-économique	Emploi	Non	Les effets négatifs sur l'emploi sont liés à l'arrêt des opérations pas au déclassement.							
	Utilisation des terres	Non	Retour à l'utilisation traditionnelle des terres.							

Tableau 9.1
Résumé des effets environnementaux du projet et évaluation de leur importance

Contexte écologique
Pas d'impact sur les communautés écologiques en aval des récepteurs des eaux de surface
Pas d'impact sur les communautés écologiques en aval des récepteurs des eaux de surface
Effets écologiques ne devraient pas être détectés.
Les effets devraient être limités à des variations mineures de la composition de la communauté pélagique. Sur la base de l'amélioration de la toxicité d'U avec la dureté.
Les effets sont limités aux espèces relativement communes, principalement les invertébrés benthiques. Résultant en une variation de la composition de la communauté sans effet prédit sur l'abondance totale. Pas d'effet sur les populations régionales, ni sur les espèces en danger ou menacées.
Les effets sont limités aux espèces relativement communes, principalement les invertébrés benthiques. Résultant en une variation mineure de la composition de la communauté sans effet prédit sur l'abondance totale ou la population de poissons s'alimentant d'invertébrés benthiques. Pas d'effet sur les populations régionales, ni sur les espèces en danger ou menacées.

Tableau 9.2: Volume d'eau traitée déversé dans le ruisseau Snake (m³)

	Jan.	Fev.	Mar.	Avr.	Mai	Juin	Juil	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.	Total
Année													
2002	0	0	88,629	101,772	91,022	89,267	65,327	13,968	55,931	112,985	0	0	618,901
2001	37,725	33,986	80,196	87,469	105,576	43,132	59,945	119,986	145,868	51,135	0	0	765,018
2000	71,483	72,086	126,010	77,674	81,547	115,813	133,271	122,780	167	80,086	60,209	32,271	973,397
1999	87,884	92,895	133,214	143,680	143,493	93,801	87,110	96,732	71,700	61,769	60,700	74,248	1,147,226
1998	92,129	95,526	112,284	192,088	175,929	134,752	177,382	151,110	64,029	102,689	98,516	84,954	1,481,388
1997	83,607	126,706	78,077	82,583	164,493	138,034	172,955	177,087	195,816	182,190	103,455	91,775	1,596,778
1996	31,158	60,520	67,338	105,161	132,324	136,644	137,514	116,380	106,740	149,544	56,215	55,807	1,155,345
1995	42,668	52,117	97,051	71,894	110,921	133,903	34,203	126,205	181,707	66,035	77,406	69,803	1,063,913
1994	67,167	61,385	65,156	99,664	123,566	162,398	86,553	88,576	41,914	61,664	44,638	58,967	961,648
1993	2,167	0	67,179	108,220	104,314	108,241	42,549	30,730	97,625	60,155	61,423	61,523	744,126
1992	67,303	54,217	57,947	97,756	112,721	130,953	139,521	144,928	103,090	58,988	61,629	63,027	1,092,080
1991	85,610	84,147	43,393	137,095	151,999	75,936	0	84,342	23,146	98,861	67,432	67,640	919,601
1990	38,879	33,138	35,761	52,186	126,106	132,319	0	0	0	40,371	78,961	93,546	631,267
1989	76,328	62,151	56,839	89,348	112,396	111,128	136,277	100,491	136,820	103,996	50,280	40,272	1,076,326
1988	43,976	47,526	77,100	92,387	92,530	118,319	138,323	118,144	63,517	42,423	71,641	76,214	982,100
1987	88,715	74,124	86,301	86,576	94,594	103,325	123,680	119,302	113,472	119,784	92,290	80,916	1,183,079
1986	109,895	50,227	47,956	117,942	121,720	119,733	115,327	58,446	123,090	37,395	107,673	114,735	1,124,139
1985	125,908	115,650	123,924	117,714	122,000	95,657	127,192	130,858	119,832	127,601	130,316	134,486	1,471,138
1984	94,837	40,414	72,450	97,894	50,069	116,654	124,662	117,779	116,947	123,905	117,549	118,168	1,191,328
1983	93,402	105,800	121,602	115,563	177,051	118,064	122,209	107,890	57,438	116,749	85,558	118,859	1,340,185
1982	0	0	26,275	97,332	124,891	110,669	106,371	118,690	108,280	88,888	109,893	7,472	898,761
Moyenne	63,850	60,125	79,271	103,428	119,965	113,750	101,446	102,115	91,768	89,867	73,133	68,794	1,067,512

Débit Moyen: 0.0339 m³/sDébit naturel moyen au Point 4: 0.0673 m³/s (Point 4 est à l'embouchure du lac Island Lake; voir page A-34 du Volume 1, Annexe A)Débit Total Moyen: 0.1012 m³/s

% d'effluents traités dans le débit 33.47%

Tableau 9.3: Estimation des débits d'effluents traités – 2003 à 2009

Année	Fosse DJ	DP/Souterraine	DJ Souterraine	Fosse Claude	Lac Cluff	AGR Consolidation	TOTAL
1999	53,316	102,442	71,901	312,162	607,405	0	1,147,226
2000	82,815	0	51,230	277,112	562,240	0	973,397
2001	133,629	0	0	0	631,389	0	765,018
2002	81,101	0	-68,189	0	588,211	17,778	618,901
2003	0	0	0	400,000	0	30,000	430,000
2004	0	0	0	340,000	0	10,000	350,000
2005	0	0	0	0	0	5,000	5,000
2006	0	0	0	0	0	3,000	3,000
2007	0	0	0	0	0	1,000	1,000
2008	0	0	0	0	0	1,000	1,000
2009	0	0	0	0	0	0	0

Hypothèses :

Le total d'eau à pomper de la fosse Claude est de 740,000 m³ à un débit de 70 m³/h ;
Commencera en mai 2003 jusqu'à l'achèvement.

Tableau 9.7: Valeurs des indices de risque pour les contaminants non radionucléides des espèces aquatiques – Lac Island

Ammonim	Valeurs de référence simulées		Embouchure du lac Island 2000		Embouchure du lac Island 2009		Embouchure du lac Island 2050	
	50ème centile	95ème centile						
Nénuphar	-	-	-	-	-	-	-	-
Producteurs primaires	< 0.001	0.001	0.016	0.031	0.011	0.017	0.003	0.005
Invertébrés benthiques	0.001	0.001	0.026	0.051	0.018	0.028	0.004	0.008
Zooplancton	< 0.001	0.001	0.019	0.038	0.013	0.021	0.003	0.006
Grand brochet	0.001	0.002	0.044	0.088	0.030	0.047	0.007	0.013
Meunier noir	< 0.001	0.001	0.024	0.047	0.016	0.025	0.004	0.007

Arsenic	Valeurs de référence simulées		Embouchure du lac Island 2000		Embouchure du lac Island 2009		Embouchure du lac Island 2050	
	50ème centile	95ème centile						
Nénuphar	< 0.001	< 0.001	0.001	0.003	0.001	0.002	< 0.001	0.0009
Producteurs primaires	0.005	0.020	0.052	0.145	0.042	0.092	0.021	0.045
Invertébrés benthiques	< 0.001	0.001	0.003	0.009	0.003	0.006	0.001	0.003
Zooplancton	< 0.001	0.001	0.002	0.005	0.001	0.003	0.001	0.001
Grand brochet	< 0.001	0.002	0.005	0.013	0.004	0.008	0.002	0.004
Meunier noir	0.001	0.003	0.007	0.018	0.005	0.012	0.003	0.006

Cobalt	Valeurs de référence simulées		Embouchure du lac Island 2000		Embouchure du lac Island 2009		Embouchure du lac Island 2050	
	50ème centile	95ème centile						
Nénuphar	-	-	-	-	-	-	-	-
Producteurs primaires	0.004	0.004	0.003	0.004	0.003	0.004	0.003	0.004
Invertébrés benthiques	0.001	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Zooplancton	0.209	0.226	0.160	0.207	0.158	0.207	0.150	0.207
Grand brochet	0.004	0.005	0.003	0.004	0.003	0.004	0.003	0.004
Meunier noir	0.003	0.003	0.002	0.003	0.002	0.003	0.002	0.003

Tableau 9.7: Valeurs des indices de risque pour les contaminants non radionucléides des espèces aquatiques – Lac Island (suite)

Cuivre	Valeurs de référence simulées		Embouchure du lac Island 2000		Embouchure du lac Island 2009		Embouchure du lac Island 2050	
	50ème centile	95ème centile						
Nénuphar	0.011	0.064	0.024	0.062	0.020	0.060	0.012	0.0558
Producteurs primaires	0.457	2.550	0.973	2.473	0.797	2.387	0.473	2.233
Invertébrés benthiques	0.004	0.024	0.009	0.023	0.007	0.022	0.004	0.021
Zooplancton	0.009	0.051	0.019	0.049	0.016	0.048	0.009	0.045
Grand brochet	0.343	1.913	0.730	1.855	0.598	1.790	0.355	1.675
Meunier noir	0.010	0.055	0.021	0.053	0.017	0.051	0.010	0.048

Plomb	Valeurs de référence simulées		Embouchure du lac Island 2000		Embouchure du lac Island 2009		Embouchure du lac Island 2050	
	50ème centile	95ème centile						
Nénuphar	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Producteurs primaires	< 0.001	0.018	0.011	0.021	0.008	0.020	0.002	0.016
Invertébrés benthiques	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Zooplancton	0.025	0.733	0.449	0.883	0.328	0.830	0.103	0.675
Grand brochet	0.013	0.400	0.245	0.482	0.179	0.453	0.056	0.368
Meunier noir	< 0.001	0.013	0.008	0.016	0.006	0.015	0.002	0.012

Molybdène	Valeurs de référence simulées		Embouchure du lac Island 2000		Embouchure du lac Island 2009		Embouchure du lac Island 2050	
	50ème centile	95ème centile						
Nénuphar	-	-	-	-	-	-	-	-
Producteurs primaires	< 0.001	0.002	0.160	0.234	0.071	0.100	0.004	0.021
Invertébrés benthiques	-	-	-	-	-	-	-	-
Zooplancton	0.007	0.028	2.225	3.250	0.986	1.383	0.052	0.294
Grand brochet	0.009	0.034	2.762	4.034	1.224	1.717	0.064	0.366
Meunier noir	< 0.001	< 0.001	0.033	0.049	0.015	0.021	0.001	0.004

Tableau 9.7: Valeurs des indices de risque pour les contaminants non radionucléides des espèces aquatiques – Lac Island (suite)

	Valeurs de référence simulées		Embouchure du lac Island 2000		Embouchure du lac Island 2009		Embouchure du lac Island 2050	
	50ème centile	95ème centile						
Nickel								
Nénuphar	0.007	0.027	0.035	0.053	0.026	0.042	0.014	0.030
Producteurs primaires	0.238	0.988	1.266	1.910	0.928	1.496	0.498	1.072
Invertébrés benthiques	0.001	0.006	0.007	0.011	0.005	0.009	0.003	0.006
Zooplancton	0.026	0.110	0.141	0.212	0.103	0.166	0.055	0.119
Grand brochet	0.019	0.080	0.102	0.154	0.075	0.121	0.040	0.086
Meunier noir	0.001	0.005	0.006	0.009	0.004	0.007	0.002	0.005

	Valeurs de référence simulées		Embouchure du lac Island 2000		Embouchure du lac Island 2009		Embouchure du lac Island 2050	
	50ème centile	95ème centile						
Sélénium								
Nénuphar	< 0.001	0.001	0.005	0.011	0.004	0.007	0.002	0.003
Producteurs primaires	0.001	0.007	0.035	0.075	0.028	0.047	0.011	0.017
Invertébrés benthiques	0.001	0.004	0.019	0.042	0.016	0.026	0.006	0.009
Zooplancton	0.004	0.022	0.117	0.250	0.095	0.155	0.036	0.056
Grand brochet	0.003	0.016	0.088	0.187	0.071	0.116	0.027	0.042
Meunier noir	< 0.001	< 0.001	0.001	0.003	0.001	0.002	< 0.001	0.001

	Valeurs de référence simulées		Embouchure du lac Island 2000		Embouchure du lac Island 2009		Embouchure du lac Island 2050	
	50ème centile	95ème centile						
Uranium								
Nénuphar	-	-	-	-	-	-	-	-
Producteurs primaires	0.046	0.078	16.273	28.727	12.000	18.091	3.355	6.027
Invertébrés benthiques	< 0.001	< 0.001	0.053	0.094	0.039	0.059	0.011	0.020
Zooplancton	0.046	0.078	16.273	28.727	12.000	18.091	3.355	6.027
Grand brochet	0.001	0.001	0.289	0.510	0.213	0.321	0.060	0.107
Meunier noir	0.003	0.005	1.119	1.975	0.825	1.244	0.231	0.414

Tableau 9.7: Valeurs des indices de risque pour les contaminants non radionucléides des espèces aquatiques – Lac Island (suite)

Zinc	Valeurs de référence simulées		Embouchure du lac Island 2000		Embouchure du lac Island 2009		Embouchure du lac Island 2050	
	50ème centile	95ème centile						
Nénuphar	< 0.001	< 0.001	0.001	0.002	0.001	0.002	< 0.001	0.001
Producteurs primaires	0.076	0.423	0.211	0.470	0.169	0.447	0.082	0.350
Invertébrés benthiques	0.005	0.028	0.014	0.031	0.011	0.030	0.005	0.023
Zooplancton	0.057	0.318	0.158	0.353	0.127	0.335	0.062	0.263
Grand brochet	0.048	0.265	0.132	0.294	0.106	0.279	0.051	0.219
Meunier noir	0.003	0.016	0.008	0.018	0.007	0.017	0.003	0.013

Tableau 9.8: Valeurs des indices de risque pour les contaminants non radionucléides des espèces aquatiques – Lac Cluff

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Ammonium				
Nénuphar	-	-	-	-
Producteurs primaires	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Invertébrés benthiques	0.001	0.001	0.001	0.001
Zooplancton	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Grand brochet	0.001	0.002	0.001	0.002
Corégone	0.002	0.004	0.002	0.004
Meunier noir	0.001	0.001	0.001	0.001

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Arsenic				
Nénuphar	< 0.001	< 0.001	0.002	0.002
Producteurs primaires	0.005	0.022	0.088	0.118
Invertébrés benthiques	< 0.001	0.001	0.005	0.007
Zooplancton	< 0.001	0.001	0.003	0.004
Grand brochet	< 0.001	0.002	0.008	0.011
Corégone	< 0.001	< 0.001	0.001	0.001
Meunier noir	0.001	0.003	0.011	0.015

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Cobalt				
Nénuphar	-	-	-	-
Producteurs primaires	0.004	0.004	0.010	0.012
Invertébrés benthiques	0.001	0.001	0.001	0.002
Zooplancton	0.232	0.246	0.545	0.638
Grand brochet	0.005	0.005	0.011	0.013
Corégone	0.001	0.001	0.003	0.003
Meunier noir	0.003	0.003	0.007	0.008

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Cuivre				
Nénuphar	0.013	0.070	0.015	0.071
Producteurs primaires	0.527	2.783	0.603	2.853
Invertébrés benthiques	0.005	0.026	0.006	0.027
Zooplancton	0.011	0.056	0.012	0.057
Grand brochet	0.395	2.088	0.453	2.140
Corégone	0.198	1.044	0.226	1.070
Meunier noir	0.011	0.060	0.013	0.061

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Plomb				
Nénuphar	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Producteurs primaires	< 0.001	0.021	0.001	0.021
Invertébrés benthiques	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Zooplancton	0.027	0.858	0.055	0.875
Grand brochet	0.015	0.468	0.030	0.477
Corégone	< 0.001	0.006	< 0.001	0.006
Meunier noir	< 0.001	0.016	0.001	0.016

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Molybdène				
Nénuphar	-	-	-	-
Producteurs primaires	< 0.001	0.002	0.001	0.003
Invertébrés benthiques	-	-	-	-
Zooplancton	0.007	0.029	0.015	0.037
Grand brochet	0.009	0.036	0.019	0.046
Corégone	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Meunier noir	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001

Tableau 9.8: Valeurs des indices de risque pour les contaminants non radionucléides des espèces aquatiques – Lac Cluff (suite)

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Nickel				
Nénuphar	0.007	0.032	0.027	0.052
Producteurs primaires	0.260	1.146	0.962	1.878
Invertébrés benthiques	0.002	0.007	0.006	0.011
Zooplancton	0.029	0.127	0.107	0.209
Grand brochet	0.021	0.092	0.078	0.151
Corégone	0.004	0.020	0.017	0.032
Meunier noir	0.001	0.006	0.005	0.009

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Sélénium				
Nénuphar	0.000	0.001	0.000	0.001
Producteurs primaires	0.001	0.008	0.001	0.008
Invertébrés benthiques	0.001	0.004	0.001	0.004
Zooplancton	0.005	0.026	0.005	0.026
Grand brochet	0.004	0.019	0.004	0.019
Corégone	0.001	0.003	0.001	0.003
Meunier noir	5.07E-05	2.67E-04	5.07E-05	2.67E-04

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Uranium				
Nénuphar	-	-	-	-
Producteurs primaires	0.051	0.087	1.809	2.209
Invertébrés benthiques	< 0.001	< 0.001	0.006	0.007
Zooplancton	0.051	0.087	1.809	2.209
Grand brochet	0.001	0.002	0.032	0.039
Corégone	0.004	0.006	0.124	0.152
Meunier noir	0.004	0.006	0.124	0.152

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Zinc				
Nénuphar	< 0.001	0.002	< 0.001	0.002
Producteurs primaires	0.088	0.490	0.127	0.533
Invertébrés benthiques	0.006	0.033	0.008	0.036
Zooplancton	0.066	0.368	0.095	0.400
Grand brochet	0.055	0.306	0.079	0.333
Corégone	0.028	0.155	0.040	0.168
Meunier noir	0.003	0.019	0.005	0.021

Note: Les concentrations des eaux pour les années pics prédites ont été utilisées pour les calculs des valeurs des indices de risque.

Tableau 9.9: Valeurs des indices de risque pour les contaminants non radionucléides des espèces aquatiques – Lac Sandy

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Ammonium				
Nénuphar	-	-	-	-
Producteurs primaires	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Invertébrés benthiques	0.001	0.001	0.001	0.001
Zooplancton	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Grand brochet	0.001	0.001	0.001	0.001
Corégone	0.002	0.003	0.002	0.003
Meunier noir	0.001	0.001	0.001	0.001

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Arsenic				
Nénuphar	< 0.001	0.001	0.001	0.001
Producteurs primaires	0.028	0.035	0.032	0.038
Invertébrés benthiques	< 0.001	0.002	0.002	0.002
Zooplancton	< 0.001	0.001	0.001	0.001
Grand brochet	0.003	0.003	0.003	0.003
Corégone	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Meunier noir	0.004	0.004	0.004	0.005

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Cobalt				
Nénuphar	-	-	-	-
Producteurs primaires	0.001	0.002	0.001	0.002
Invertébrés benthiques	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Zooplancton	0.055	0.086	0.069	0.114
Grand brochet	0.001	0.002	0.001	0.002
Corégone	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001
Meunier noir	0.001	0.001	0.001	0.001

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Cuivre				
Nénuphar	0.020	0.036	0.020	0.036
Producteurs primaires	0.790	1.433	0.790	1.437
Invertébrés benthiques	0.007	0.013	0.007	0.013
Zooplancton	0.016	0.029	0.016	0.029
Grand brochet	0.593	1.075	0.593	1.078
Corégone	0.296	0.538	0.296	0.539
Meunier noir	0.017	0.031	0.017	0.031

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Plomb				
Nénuphar	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Producteurs primaires	< 0.001	0.010	0.004	0.010
Invertébrés benthiques	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Zooplancton	0.181	0.405	0.182	0.410
Grand brochet	0.099	0.221	0.099	0.224
Corégone	< 0.001	0.003	< 0.001	0.003
Meunier noir	0.003	0.007	0.003	0.007

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Molybdène				
Nénuphar	-	-	-	-
Producteurs primaires	< 0.001	0.001	0.001	0.002
Invertébrés benthiques	-	-	-	-
Zooplancton	0.012	0.019	0.014	0.021
Grand brochet	0.015	0.023	0.017	0.026
Corégone	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Meunier noir	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001

Tableau 9.9: Valeurs des indices de risque pour les contaminants non radionucléides des espèces aquatiques – Lac Sandy (suite)

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Nickel				
Nénuphar	0.007	0.015	0.008	0.015
Producteurs primaires	0.254	0.526	0.288	0.534
Invertébrés benthiques	0.001	0.003	0.002	0.003
Zooplancton	0.028	0.058	0.032	0.059
Grand brochet	0.020	0.042	0.023	0.043
Corégone	0.004	0.009	0.005	0.009
Meunier noir	0.001	0.003	0.001	0.003

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Sélénium				
Nénuphar	0.002	0.002	0.002	0.002
Producteurs primaires	0.013	0.016	0.013	0.016
Invertébrés benthiques	0.007	0.009	0.007	0.009
Zooplancton	0.044	0.055	0.044	0.055
Grand brochet	0.033	0.041	0.033	0.041
Corégone	0.006	0.007	0.006	0.007
Meunier noir	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Uranium				
Nénuphar	-	-	-	-
Producteurs primaires	0.072	0.090	0.176	0.229
Invertébrés benthiques	< 0.001	< 0.001	0.001	0.001
Zooplancton	0.072	0.090	0.176	0.229
Grand brochet	0.001	0.002	0.003	0.004
Corégone	0.005	0.006	0.012	0.016
Meunier noir	0.005	0.006	0.012	0.016

	Valeur de référence		Embouchure du lac Cluff	
	50ème centile	95ème centile	50ème centile	95ème centile
Zinc				
Nénuphar	0.001	0.001	0.001	0.001
Producteurs primaires	0.185	0.290	0.186	0.291
Invertébrés benthiques	0.012	0.019	0.012	0.019
Zooplancton	0.139	0.218	0.140	0.219
Grand brochet	0.116	0.181	0.116	0.182
Corégone	0.059	0.092	0.059	0.092
Meunier noir	0.007	0.011	0.007	0.011

Note: Les concentrations des eaux pour les années pics prédites ont été utilisées pour les calculs des valeurs des indices de risque.

Tableau 9.10: Valeurs des indices de risque des contaminants non radioactifs des récepteurs écologiques terrestres – Lac Island

	Valeurs de référence		Année 2000		Année 2009 (Post Déclassement)		Année 2050 (Post Déclassement)		Année 2100 (Post Déclassement)	
	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème
Arsenic										
Loup	0.015	0.029	0.015	0.030	0.014	0.029	0.012	0.026	0.010	0.025
Aigle	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Colvert	0.002	0.009	0.015	0.035	0.009	0.020	0.005	0.011	0.005	0.013
Fulgule	0.001	0.007	0.010	0.022	0.006	0.015	0.003	0.008	0.003	0.008
Grand Harle	< 0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002
Ours	0.049	0.121	0.056	0.125	0.056	0.127	0.046	0.125	0.039	0.125
Lagopède	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002
Caribou	0.029	0.064	0.029	0.064	0.028	0.063	0.024	0.062	0.021	0.061
Orignal	0.010	0.57	0.018	0.066	0.014	0.062	0.010	0.051	0.009	0.045
Lièvre	0.076	0.203	0.076	0.203	0.075	0.203	0.065	0.200	0.054	0.197
Rat musqué	0.004	0.021	0.011	0.035	0.011	0.038	0.013	0.043	0.014	0.044
Loutre	0.010	0.057	0.038	0.114	0.045	0.124	0.050	0.135	0.061	0.154

	Valeurs de référence		Année 2000		Année 2009 (Post Déclassement)		Année 2050 (Post Déclassement)		Année 2100 (Post Déclassement)	
	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème
Cobalt										
Loup	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Aigle	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Colvert	0.009	0.041	0.008	0.031	0.008	0.034	0.007	0.036	0.007	0.036
Fulgule	0.005	0.032	0.004	0.024	0.004	0.027	0.004	0.031	0.003	0.030
Grand Harle	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Ours	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Lagopède	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Caribou	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Orignal	0.001	0.005	0.001	0.005	0.001	0.005	0.001	0.004	0.001	0.004
Lièvre	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Rat musqué	0.014	0.078	0.011	0.073	0.011	0.072	0.012	0.065	0.012	0.065
Loutre	0.002	0.006	0.002	0.004	0.002	0.005	0.002	0.004	0.002	0.004

Tableau 9.10: Valeurs des indices de risque des contaminants non radioactifs des récepteurs écologiques terrestres – Lac Island (suite)

	Valeurs de référence		Année 2000		Année 2009 (Post Déclassement)		Année 2050 (Post Déclassement)		Année 2100 (Post Déclassement)	
	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème
Cuivre										
Loup	0.002	0.006	0.002	0.007	0.002	0.006	0.001	0.005	0.001	0.004
Aigle	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Colvert	0.002	0.017	0.005	0.017	0.003	0.016	0.003	0.014	0.002	0.013
Fuligule	0.002	0.011	0.003	0.011	0.002	0.010	0.002	0.010	0.002	0.010
Grand Harle	< 0.001	0.003	0.001	0.003	0.001	0.003	< 0.001	0.003	< 0.001	0.003
Ours	0.019	0.076	0.020	0.076	0.018	0.074	0.010	0.045	0.005	0.035
Lagopède	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Caribou	0.002	0.006	0.002	0.006	0.002	0.005	0.002	0.004	0.001	0.004
Orignal	0.005	0.016	0.006	0.019	0.005	0.016	0.004	0.014	0.003	0.013
Lièvre	0.024	0.131	0.024	0.131	0.019	0.110	0.011	0.088	0.006	0.059
Rat musqué	0.020	0.241	0.051	0.260	0.037	0.239	0.025	0.221	0.022	0.194
Loutre	0.006	0.029	0.010	0.030	0.008	0.029	0.006	0.025	0.005	0.024

	Valeurs de référence		Année 2000		Année 2009 (Post Déclassement)		Année 2050 (Post Déclassement)		Année 2100 (Post Déclassement)	
	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème
Plomb										
Loup	< 0.001	0.002	< 0.001	0.002	< 0.001	0.002	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Aigle	0.001	0.001	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002
Colvert	0.002	0.092	0.024	0.146	0.004	0.038	0.002	0.029	0.001	0.027
Fuligule	0.001	0.046	0.008	0.059	0.001	0.011	0.001	0.009	< 0.001	0.008
Grand Harle	< 0.001	0.004	0.001	0.007	0.001	0.006	< 0.001	0.005	< 0.001	0.004
Ours	< 0.001	< 0.001	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002
Lagopède	0.003	0.012	0.003	0.012	0.003	0.012	0.003	0.012	0.003	0.012
Caribou	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Orignal	0.001	0.004	0.001	0.004	0.001	0.004	0.001	0.003	0.001	0.003
Lièvre	0.001	0.003	0.001	0.003	0.001	0.003	0.001	0.003	0.001	0.003
Rat musqué	< 0.001	0.017	0.008	0.021	0.005	0.019	0.002	0.016	0.001	0.015
Loutre	< 0.001	0.002	0.001	0.006	0.001	0.005	0.001	0.004	0.001	0.005

Tableau 9.10: Valeurs des indices de risque des contaminants non radioactifs des récepteurs écologiques terrestres – Lac Island (suite)

	Valeurs de référence		Année 2000		Année 2009 (Post Déclassement)		Année 2050 (Post Déclassement)		Année 2100 (Post Déclassement)	
	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème
Molybdène	< 0.001	< 0.001	0.014	0.060	0.006	0.022	0.001	0.004	< 0.001	0.001
Loup	< 0.001	< 0.001	0.001	0.013	< 0.001	0.006	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Aigle	< 0.001	< 0.001	0.001	0.013	< 0.001	0.006	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Colvert	0.005	0.056	1.646	3.822	0.577	1.656	0.056	0.322	0.038	0.113
Fuligule	0.005	0.061	1.679	3.789	0.594	1.648	0.057	0.255	0.037	0.110
Grand Harle	< 0.001	0.001	0.022	0.206	0.007	0.099	0.001	0.014	< 0.001	0.005
Ours	0.001	0.014	0.191	1.400	0.074	0.639	0.008	0.088	0.005	0.037
Lagopède	< 0.001	< 0.001	0.001	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Caribou	Voir texte pour discussion. Les ruminants sont sensibles à la molybdénose qui dépend fortement de la disponibilité biologique du cuivre et du soufre dans le fourrage, par conséquent, cela ne convient pas bien à une méthodologie d'évaluation des risques simple. Ceci est discuté plus en détail dans le texte.								0.002	0.005
Orignal									0.007	0.039
Lièvre	< 0.001	0.001	0.050	0.075	0.020	0.028	0.002	0.006	0.001	0.002
Rat musqué	0.008	0.039	1.612	4.344	0.712	1.741	0.057	0.372	0.036	0.143
Loutre	0.029	0.229	7.790	22.339	2.797	10.237	0.270	1.445	0.159	0.521

	Valeurs de référence		Année 2000		Année 2009 (Post Déclassement)		Année 2050 (Post Déclassement)		Année 2100 (Post Déclassement)	
	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème
Nickel	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Loup	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Aigle	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Colvert	0.001	0.005	0.003	0.010	0.002	0.006	0.002	0.006	0.002	0.005
Fuligule	< 0.001	0.002	0.001	0.003	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002
Grand Harle	< 0.001	0.002	0.001	0.004	0.001	0.003	0.001	0.002	0.001	0.002
Ours	0.002	0.004	0.002	0.004	0.002	0.004	0.002	0.004	0.002	0.003
Lagopède	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	< 0.001
Caribou	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Orignal	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Lièvre	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Rat musqué	< 0.001	0.002	0.001	0.006	0.001	0.004	0.001	0.004	0.001	0.004
Loutre	0.001	0.006	0.004	0.014	0.003	0.010	0.002	0.008	0.002	0.008

Tableau 9.10: Valeurs des indices de risque des contaminants non radioactifs des récepteurs écologiques terrestres – Lac Island (suite)

	Valeurs de référence		Année 2000		Année 2009 (Post Déclassement)		Année 2050 (Post Déclassement)		Année 2100 (Post Déclassement)	
	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème
Sélénium										
Loup	< 0.001	0.006	0.013	0.115	0.008	0.072	0.003	0.034	0.001	0.016
Aigle	< 0.001	0.003	0.010	0.032	0.006	0.019	0.002	0.007	0.001	0.004
Colvert	0.019	0.134	0.420	1.781	0.230	1.102	0.105	0.375	0.050	0.206
Fuligule	0.009	0.115	0.191	1.840	0.105	1.007	0.048	0.373	0.026	0.191
Grand Harle	0.005	0.041	0.139	0.526	0.077	0.301	0.035	0.115	0.016	0.068
Ours	0.017	0.070	0.139	0.420	0.080	0.257	0.042	0.119	0.024	0.081
Lagopède	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Caribou	< 0.001	0.001	0.002	0.004	0.001	0.003	0.001	0.001	< 0.001	0.001
Orignal	0.002	0.015	0.048	0.128	0.030	0.078	0.014	0.036	0.007	0.021
Lièvre	< 0.001	< 0.001	0.001	0.002	0.001	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Rat musqué	0.011	0.097	0.304	1.952	0.171	1.089	0.079	0.412	0.037	0.235
Loutre	0.056	0.384	1.358	4.009	0.808	2.427	0.336	0.870	0.149	0.549

	Valeurs de référence		Année 2000		Année 2009 (Post Déclassement)		Année 2050 (Post Déclassement)		Année 2100 (Post Déclassement)	
	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème
Uranium										
Loup	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Aigle*	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.000
Colvert*	0.002	0.009	0.612	1.422	0.337	0.612	0.125	0.344	0.040	0.182
Fuligule*	0.001	0.003	0.207	0.436	0.110	0.195	0.040	0.097	0.012	0.057
Grand Harle*	< 0.001	< 0.001	0.005	0.027	0.003	0.013	0.001	0.004	< 0.001	0.002
Ours	0.003	0.010	0.022	0.055	0.010	0.021	0.005	0.012	0.004	0.011
Lagopède*	< 0.001	0.001	0.001	0.003	0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Caribou	0.057	0.315	0.083	0.328	0.063	0.297	0.060	0.286	0.058	0.277
Orignal	0.003	0.008	0.082	0.188	0.046	0.094	0.021	0.036	0.009	0.017
Lièvre	0.003	0.007	0.011	0.019	0.006	0.011	0.003	0.008	0.002	0.007
Rat musqué	0.004	0.012	0.372	1.138	0.211	0.605	0.074	0.241	0.028	0.100
Loutre	0.003	0.010	0.183	0.593	0.102	0.277	0.040	0.085	0.015	0.046

* Voir texte pour information supplémentaire concernant les références de toxicité de l'uranium pour les oiseaux.

Tableau 9.10: Valeurs des indices de risque des contaminants non radioactifs des récepteurs écologiques terrestres – Lac Island (suite)

	Valeurs de référence		Année 2000		Année 2009 (Post Déclassement)		Année 2050 (Post Déclassement)		Année 2100 (Post Déclassement)	
	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème
Zinc										
Loup	< 0.001	0.003	< 0.001	0.004	< 0.001	0.003	< 0.001	0.002	< 0.001	0.002
Aigle	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Colvert	0.041	0.240	0.107	0.263	0.072	0.246	0.044	0.215	0.037	0.202
Fulgule	0.048	0.243	0.111	0.260	0.079	0.243	0.051	0.210	0.042	0.201
Grand Harle	0.002	0.010	0.005	0.012	0.004	0.011	0.002	0.008	0.002	0.008
Ours	< 0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	< 0.001	0.002	< 0.001	0.001
Lagopède	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Caribou	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Orignal	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Lièvre	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Rat musqué	0.001	0.015	0.003	0.018	0.002	0.016	0.001	0.013	0.001	0.012
Loutre	0.005	0.023	0.012	0.025	0.008	0.023	0.005	0.020	0.004	0.019

Tableau 9.11: Valeurs des indices de risque des contaminants non radioactifs des récepteurs écologiques terrestres – Lac Cluff

	Valeurs de référence		Valeurs maximales	
	50ème	95ème	50ème	95ème
Arsenic				
Loup	0.013	0.029	0.013	0.029
Aigle	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Colvert	0.005	0.017	0.025	0.056
Fuligule	0.004	0.011	0.019	0.035
Grand Harle	< 0.001	0.002	0.002	0.008
Ours	0.046	0.107	0.057	0.130
Lagopède	0.001	0.002	0.001	0.002
Caribou	0.029	0.062	0.029	0.063
Orignal	0.010	0.058	0.021	0.066
Lièvre	0.071	0.191	0.071	0.191
Rat musqué	0.010	0.037	0.055	0.140
Loutre	0.040	0.103	0.211	0.429

	Valeurs de référence		Valeurs maximales	
	50ème	95ème	50ème	95ème
Cobalt				
Loup	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Aigle	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Colvert	0.008	0.037	0.019	0.085
Fuligule	0.004	0.034	0.010	0.076
Grand Harle	0.001	0.001	0.001	0.003
Ours	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001
Lagopède	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Caribou	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Orignal	0.001	0.006	0.002	0.013
Lièvre	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Rat musqué	0.013	0.080	0.029	0.175
Loutre	0.002	0.005	0.004	0.008

	Valeurs de référence		Valeurs maximales	
	50ème	95ème	50ème	95ème
Cuivre				
Loup	0.002	0.007	0.002	0.007
Aigle	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Colvert	0.004	0.017	0.004	0.018
Fuligule	0.003	0.010	0.003	0.010
Grand Harle	0.001	0.003	0.001	0.003
Ours	0.018	0.071	0.018	0.071
Lagopède	0.001	0.002	0.001	0.002
Caribou	0.002	0.005	0.002	0.005
Orignal	0.005	0.016	0.005	0.016
Lièvre	0.023	0.101	0.023	0.101
Rat musqué	0.035	0.240	0.038	0.247
Loutre	0.008	0.032	0.008	0.032

Tableau 9.11: Valeurs des indices de risque des contaminants non radioactifs des récepteurs écologiques terrestres – Lac Cluff (suite)

	Valeurs de référence		Valeurs maximales	
	50ème	95ème	50ème	95ème
Plomb				
Loup	0.001	0.003	0.001	0.003
Aigle	0.001	0.001	0.001	0.001
Colvert	0.008	0.150	0.010	0.152
Fuligule	0.003	0.047	0.004	0.047
Grand Harle	< 0.001	0.006	0.001	0.006
Ours	0.001	0.002	0.001	0.002
Lagopède	0.003	0.011	0.003	0.011
Caribou	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Orignal	0.001	0.004	0.001	0.004
Lièvre	0.001	0.003	0.001	0.003
Rat musqué	0.002	0.018	0.003	0.018
Loutre	< 0.001	0.004	0.000	0.004

	Valeurs de référence		Valeurs maximales	
	50ème	95ème	50ème	95ème
Molybdène				
Loup	< 0.001	0.001	0.004	0.007
Aigle	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Colvert	0.011	0.049	0.018	0.058
Fuligule	0.011	0.061	0.019	0.075
Grand Harle	< 0.001	0.002	< 0.001	0.002
Ours	0.002	0.016	0.095	0.781
Lagopède	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Caribou	0.001	0.003	0.045	0.072
Orignal	0.002	0.009	0.003	0.010
Lièvre	< 0.001	0.001	0.001	0.001
Rat musqué	0.010	0.047	0.016	0.058
Loutre	0.050	0.251	0.080	0.324

	Valeurs de référence		Valeurs maximales	
	50ème	95ème	50ème	95ème
Nickel				
Loup	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Aigle	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Colvert	0.001	0.005	0.003	0.009
Fuligule	< 0.001	0.002	0.001	0.003
Grand Harle	< 0.001	0.002	0.001	0.004
Ours	0.002	0.004	0.002	0.004
Lagopède	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Caribou	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Orignal	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Lièvre	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Rat musqué	< 0.001	0.002	0.001	0.005
Loutre	0.001	0.006	0.003	0.013

Tableau 9.11: Valeurs des indices de risque des contaminants non radioactifs des récepteurs écologiques terrestres – Lac Cluff (suite)

	Valeurs de référence		Valeurs maximales	
	50ème	95ème	50ème	95ème
Sélénium				
Loup	0.003	0.029	0.003	0.030
Aigle	0.002	0.006	0.002	0.006
Colvert	0.093	0.368	0.093	0.368
Fuligule	0.051	0.360	0.051	0.360
Grand Harle	0.030	0.087	0.030	0.087
Ours	0.029	0.092	0.081	0.247
Lagopède	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Caribou	< 0.001	0.001	0.001	0.002
Orignal	0.011	0.038	0.011	0.038
Lièvre	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Rat musqué	0.071	0.430	0.071	0.430
Loutre	0.309	0.828	0.309	0.828

	Valeurs de référence		Valeurs maximales	
	50ème	95ème	50ème	95ème
Uranium				
Loup	0.001	0.001	0.001	0.004
Aigle	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Colvert	0.003	0.015	0.071	0.219
Fuligule	0.001	0.004	0.026	0.070
Grand Harle	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.002
Ours	0.003	0.011	0.016	0.037
Lagopède	< 0.001	0.001	0.001	0.002
Caribou	0.075	0.212	0.323	0.745
Orignal	0.002	0.006	0.009	0.019
Lièvre	0.003	0.006	0.003	0.007
Rat musqué	0.002	0.006	0.043	0.112
Loutre	0.001	0.003	0.017	0.050

	Valeurs de référence		Valeurs maximales	
	50ème	95ème	50ème	95ème
Zinc				
Loup	< 0.001	0.003	< 0.001	0.003
Aigle	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Colvert	0.067	0.277	0.081	0.287
Fuligule	0.084	0.294	0.096	0.316
Grand Harle	0.004	0.012	0.004	0.012
Ours	< 0.001	0.002	0.001	0.002
Lagopède	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Caribou	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Orignal	< 0.001	0.001	< 0.001	0.001
Lièvre	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Rat musqué	0.002	0.018	0.002	0.019
Loutre	0.008	0.025	0.010	0.026

Tableau 9.12: Valeurs des indices de risque des contaminants non radioactifs des récepteurs écologiques terrestres du bassin versant du ruisseau Island

Sur la base d'une dose absorbée

	Valeurs de référence simulées		Concentration maximale		Année 2009	
	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème
Lagopède	0.007	0.010	0.007	0.010	0.007	0.010
Orignal	0.007	0.007	0.007	0.008	0.007	0.008
Caribou	0.008	0.009	0.008	0.009	0.008	0.009
Ours noir	0.007	0.008	0.007	0.008	0.007	0.008
Lièvre à pattes blanches	0.009	0.019	0.009	0.019	0.009	0.018
Loutre	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007
Aigle	0.002	0.003	0.002	0.004	0.002	0.003
Loup	0.002	0.003	0.002	0.003	0.002	0.003
Colvert	0.004	0.015	0.027	0.414	0.016	0.191
Grand harle	0.004	0.004	0.005	0.015	0.004	0.010
Fuligule	0.004	0.011	0.012	0.111	0.008	0.063
Rat musqué	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007	0.007

Sur la base d'une dose équivalente (EBR=5)

	Valeurs de référence simulées		Concentration maximale		2009	
	50ème	95ème	50ème	95ème	50ème	95ème
Lagopède	0.008	0.022	0.008	0.022	0.008	0.020
Orignal	0.007	0.009	0.008	0.011	0.008	0.009
Caribou	0.010	0.018	0.010	0.018	0.010	0.018
Ours noir	0.007	0.012	0.007	0.012	0.007	0.011
Lièvre à pattes blanches	0.015	0.066	0.015	0.066	0.014	0.063
Loutre	0.007	0.007	0.007	0.008	0.007	0.007
Aigle	0.002	0.009	0.003	0.011	0.003	0.009
Loup	0.003	0.009	0.003	0.009	0.003	0.009
Colvert	0.006	0.058	0.118	2.056	0.065	0.940
Grand harle	0.004	0.006	0.010	0.062	0.007	0.038
Fuligule	0.005	0.039	0.045	0.541	0.027	0.303
Rat musqué	0.007	0.007	0.007	0.008	0.007	0.007

Note: Toutes les valeurs des indices de risque comprennent les valeurs de référence et sont basées sur les niveaux prédits de radionucléides du bassin versant du ruisseau Island, où il est considéré que la plupart des espèces passe la majorité de leur temps.

Tableau 9.16: Quotients des risques et valeurs des risques pour les récepteurs humains

	50ème centile						95ème centile					
	Valeurs de référence			Valeurs maximales			Valeurs de référence			Valeurs maximales		
	Dose totale		Risque									
	(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))	
Arsenic												
1 - Trappeur du lac Sandy	2.15x10 ⁻³	8.41x10 ⁻⁵	1.26x10 ⁻⁴	3.78x10 ⁻³	1.48x10 ⁻⁴	2.22x10 ⁻⁴	4.40x10 ⁻³	1.72x10 ⁻⁴	1.89x10 ⁻⁴	8.29x10 ⁻³	3.24x10 ⁻⁴	3.33x10 ⁻⁴
2 - Trappeur du lac Cluff	7.93x10 ⁻⁴	3.10x10 ⁻⁵	4.66x10 ⁻⁵	6.59x10 ⁻³	2.58x10 ⁻⁴	3.87x10 ⁻⁴	2.37x10 ⁻³	9.28x10 ⁻⁵	6.98x10 ⁻⁵	1.58x10 ⁻²	6.18x10 ⁻⁴	5.80x10 ⁻⁴

	50ème centile						95ème centile					
	Valeurs de référence			Valeurs maximales			Valeurs de référence			Valeurs maximales		
	Dose totale		QR									
	(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))	
Cobalt												
1 - Trappeur du lac Sandy	1.49x10 ⁻³	5.83x10 ⁻⁵	0.001	2.40x10 ⁻³	9.39x10 ⁻⁵	0.002	3.01x10 ⁻³	1.18x10 ⁻⁴	0.002	4.05x10 ⁻³	1.59x10 ⁻⁴	0.003
2 - Trappeur du lac Cluff	3.01x10 ⁻³	1.18x10 ⁻⁴	0.002	6.30x10 ⁻³	2.47x10 ⁻⁴	0.004	4.69x10 ⁻³	1.84x10 ⁻⁴	0.003	9.97x10 ⁻³	3.90x10 ⁻⁴	0.007

	50ème centile						95ème centile					
	Valeurs de référence			Valeurs maximales			Valeurs de référence			Valeurs maximales		
	Dose totale		QR									
	(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))	
Cuivre												
1 - Trappeur du lac Sandy	2.79x10 ⁻²	1.09x10 ⁻³	0.029	2.96x10 ⁻²	1.16x10 ⁻³	0.031	6.44x10 ⁻²	2.52x10 ⁻³	0.068	6.77x10 ⁻²	2.65x10 ⁻³	0.071
2 - Trappeur du lac Cluff	2.65x10 ⁻²	1.04x10 ⁻³	0.028	2.83x10 ⁻²	1.11x10 ⁻³	0.030	7.31x10 ⁻²	2.86x10 ⁻³	0.077	7.43x10 ⁻²	2.91x10 ⁻³	0.078

	50ème centile						95ème centile					
	Valeurs de référence			Valeurs maximales			Valeurs de référence			Valeurs maximales		
	Dose totale		QR									
	(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))	
Plomb												
1 - Trappeur du lac Sandy	9.38x10 ⁻³	3.67x10 ⁻⁴	0.010	1.22x10 ⁻²	4.77x10 ⁻⁴	0.013	5.99x10 ⁻²	2.34x10 ⁻³	0.063	7.90x10 ⁻²	3.09x10 ⁻³	0.083
2 - Trappeur du lac Cluff	8.25x10 ⁻³	3.23x10 ⁻⁴	0.009	1.26x10 ⁻²	4.93x10 ⁻⁴	0.013	6.04x10 ⁻²	2.36x10 ⁻³	0.064	7.90x10 ⁻²	3.09x10 ⁻³	0.083

Tableau 9.16: Quotients des risques et valeurs des risques pour les récepteurs humains (suite)

	50 ^{ème} centile						95 ^{ème} centile					
	Valeurs de référence			Valeurs maximales			Valeurs de référence			Valeurs maximales		
	Dose totale		QR	Dose totale		QR	Dose totale		QR	Dose totale		QR
	(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))	
Molybdène												
1 - Trappeur du lac Sandy	3.81x10 ⁻³	1.49x10 ⁻⁴	0.004	2.32x10 ⁻¹	9.08x10 ⁻³	0.245	1.41x10 ⁻²	5.52x10 ⁻⁴	0.015	3.00x10 ⁻¹	1.17x10 ⁻²	0.316
2 - Trappeur du lac Cluff	2.59x10 ⁻³	1.01x10 ⁻⁴	0.003	5.47x10 ⁻²	2.14x10 ⁻³	0.058	1.66x10 ⁻²	6.50x10 ⁻⁴	0.018	2.98x10 ⁻¹	1.17x10 ⁻²	0.314

	50 ^{ème} centile						95 ^{ème} centile					
	Valeurs de référence			Valeurs maximales			Valeurs de référence			Valeurs maximales		
	Dose totale		QR	Dose totale		QR	Dose totale		QR	Dose totale		QR
	(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))	
Nickel												
1 - Trappeur du lac Sandy	2.37x10 ⁻²	9.28x10 ⁻⁴	0.025	2.64x10 ⁻²	1.03x10 ⁻³	0.028	6.41x10 ⁻²	2.51x10 ⁻³	0.068	6.53x10 ⁻²	2.56x10 ⁻³	0.069
2 - Trappeur du lac Cluff	2.50x10 ⁻²	9.78x10 ⁻⁴	0.026	2.75x10 ⁻²	1.08x10 ⁻³	0.029	7.32x10 ⁻²	2.86x10 ⁻³	0.077	7.94x10 ⁻²	3.11x10 ⁻³	0.084

	50 ^{ème} centile						95 ^{ème} centile					
	Valeurs de référence			Valeurs maximales			Valeurs de référence			Valeurs maximales		
	Dose totale		QR	Dose totale		QR	Dose totale		QR	Dose totale		QR
	(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))	
Sélénium												
1 - Trappeur du lac Sandy	8.86x10 ⁻³	3.47x10 ⁻⁴	0.009	1.63x10 ⁻²	6.38x10 ⁻⁴	0.017	1.94x10 ⁻²	7.59x10 ⁻⁴	0.020	9.01x10 ⁻²	3.53x10 ⁻³	0.095
2 - Trappeur du lac Cluff	1.65x10 ⁻³	6.46x10 ⁻⁵	0.002	7.54x10 ⁻³	2.95x10 ⁻⁴	0.008	9.02x10 ⁻³	3.53x10 ⁻⁴	0.010	8.54x10 ⁻²	3.34x10 ⁻³	0.090

	50 ^{ème} centile						95 ^{ème} centile					
	Valeurs de référence			Valeurs maximales			Valeurs de référence			Valeurs maximales		
	Dose totale		QR	Dose totale		QR	Dose totale		QR	Dose totale		QR
	(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))	
Uranium												
1 - Trappeur du lac Sandy	1.76x10 ⁻³	6.89x10 ⁻⁵	0.002	1.32x10 ⁻²	5.17x10 ⁻⁴	0.014	5.84x10 ⁻³	2.29x10 ⁻⁴	0.006	9.39x10 ⁻²	3.68x10 ⁻³	0.099
2 - Trappeur du lac Cluff	1.61x10 ⁻³	6.30x10 ⁻⁵	0.002	1.46x10 ⁻²	5.71x10 ⁻⁴	0.015	5.80x10 ⁻³	2.27x10 ⁻⁴	0.006	9.42x10 ⁻²	3.69x10 ⁻³	0.099

	50 ^{ème} centile						95 ^{ème} centile					
	Valeurs de référence			Valeurs maximales			Valeurs de référence			Valeurs maximales		
	Dose totale		QR	Dose totale		QR	Dose totale		QR	Dose totale		QR
	(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))		(g/an)	(mg/(kg j))	
Zinc												
1 - Trappeur du lac Sandy	1.61x10 ⁻¹	6.30x10 ⁻³	0.170	2.32x10 ⁻¹	9.08x10 ⁻³	0.245	8.01x10 ⁻¹	3.14x10 ⁻²	0.845	1.01x10 ⁺⁰	3.95x10 ⁻²	1.066
2 - Trappeur du lac Cluff	1.13x10 ⁻¹	4.42x10 ⁻³	0.119	2.03x10 ⁻¹	7.95x10 ⁻³	0.214	8.11x10 ⁻¹	3.17x10 ⁻²	0.856	1.10x10 ⁺⁰	4.31x10 ⁻²	1.160

Tableau 9.17: Estimations des doses incrémentales sur les récepteurs humains

	50ème centile		
	Dose incrémentale post déclassement ($\mu\text{Sv}/\text{an}$)		
	Année 2009	Année 2050	Année 2100
1 - Trappeur du lac Sandy	70	55	43
2 - Trappeur du lac Cluff	100	83	65

	95ème centile		
	Dose incrémentale post déclassement ($\mu\text{Sv}/\text{an}$)		
	Année 2009	Année 2050	Année 2100
1 - Trappeur du lac Sandy	150	60	50
2 - Trappeur du lac Cluff	170	90	90

Tableau 9.21
Résumé des effets cumulatifs et évaluation de leur importance

Composant environnemental	Zone ou catégorie	Effets résiduels? Oui ou non?	Bases de la décision	Sont-ils négatifs? Oui ou non?	Bases de la décision	Sont-ils significatifs? Oui ou non?	Bases pour la décision					
							Inférieur aux objectifs acceptés	Ampleur	Étendue géographique	Durée	Degré de réversibilité	
Qualité de l'air	Usine et AGR	Non	Qualité prédite de l'air post-déclassement proche des niveaux de référence									
Hydrologie de surface	Bassin versant du lac Island Lake	Non	Retour aux conditions préalables à l'exploitation minière									
	Bassin versant du lac Cluff Lake	Non	Retour aux conditions préalables à l'exploitation minière									
Eaux souterraines	Bassin versant du lac Island Lake	Oui	Les infiltrations depuis l'AGR introduiront des contaminants dans l'écoulement des eaux souterraines pour plusieurs années futures	Oui	Effet négatif sur la qualité des eaux souterraines comparativement aux conditions préalables à l'exploitation minière.	Non	N'entraînera pas d'augmentation des niveaux de contaminants dans les plans d'eau de surface supérieure aux objectifs SSWQO ou de déclassement		Limité à une zone très petite à proximité immédiate de la source			
	Bassin versant du lac Cluff Lake	Oui	Les infiltrations depuis l'AGR introduiront des contaminants dans l'écoulement des eaux souterraines pour plusieurs années futures	Oui	Effet négatif sur la qualité des eaux souterraines comparativement aux conditions préalables à l'exploitation minière.	Non	N'entraînera pas d'augmentation des niveaux de contaminants dans les plans d'eau de surface supérieure aux objectifs SSWQO ou de déclassement		Limité à une zone très petite à proximité immédiate de la source			
Qualité des eaux de surface	Lac Snake Lake	Oui	La qualité prédite des eaux est élevée comparativement aux lacs de référence	Oui	La qualité des eaux est élevée comparativement aux conditions préalables à l'exploitation minière	Non	La qualité prédite des eaux est inférieure aux recommandations acceptées (SSWQO) pour la protection de l'eau potable et de la vie aquatique	Négligeable. Peu probable que des effets écologiques soient détectés	Minimale: le lac Snake Lake fait 20 ha et a une moyenne d'environ 1 m de profondeur			
	Lac Island Lake	Oui	La qualité prédite des eaux est élevée comparativement aux lacs de référence	Oui	La qualité des eaux est élevée comparativement aux conditions préalables à l'exploitation minière	Non	Niveaux légèrement élevés d'uranium, molybdène, ammonium et des ions majeurs; les deux derniers paramètres revenant rapidement à des niveaux plus faibles	Mineure: variation de la composition de la communauté pélagique. Sur la base de l'amélioration de la toxicité de l'U avec la durée.	Limité: le lac Island Lake fait 181 ha et a une profondeur moyenne d'environ 1,5 m. Basé sur la pertinence de la modélisation de la remobilisation des contaminants des sédiments et la stabilité continue du lac Island Lake.	Restauration aux niveaux naturels de référence attendue d'ici à 100 ans.	La restauration initiale aura lieu pratiquement immédiatement après l'arrêt des décharges d'effluents; la restauration secondaire se fera plus lentement au fur et à mesure que les sédiments sont enfouis.	
	Bassin versant du lac Cluff Lake	Oui	La qualité prédite des eaux est élevée comparativement aux lacs de référence	Oui	La qualité prédite des eaux est élevée comparativement aux lacs de référence	Non	La qualité prédite des eaux du lac Claude, de la rivière Peter River et du lac Cluff Lake sont toutes inférieures aux objectifs SSWQO ou de déclassement acceptés.	Négligeable à mineure. Sur la base de l'amélioration de la toxicité de l'U avec la durée.	Limité: Le lac Cluff Lake fait 341 ha avec des profondeurs respectives maximale et moyenne de 52 et 20 m. On ne prévoit pas que des contaminants puissent être détectés au-delà du lac Cluff Lake	Il est prédit que les pics des concentrations devraient être atteints d'ici à 150 ans		
	Fosse D	Oui	La qualité prédite des eaux est élevée comparativement aux lacs de référence et le chimoclone des eaux profondes s'est développé	Oui	Source d'eaux de surface contaminées	Non	La qualité prédite des eaux est inférieure aux objectifs SSWQO et de déclassement acceptés, sauf pour le fer qui est naturellement élevé dans cette zone	Mineure: une communauté pélagique et épibenthique aquatique s'est déjà établie naturellement dans la fosse	Minimale: environ 2 ha et complètement séparée des systèmes d'eau de surface			
	Fosse DJX	Oui	La qualité prédite des eaux est élevée comparativement aux lacs de référence et le chimoclone des eaux profondes s'est développé	Oui	Source d'eaux de surface contaminées	Non	La qualité prédite des eaux est inférieure aux objectifs SSWQO et de déclassement acceptés, sauf pour le fer qui est naturellement élevé dans cette zone		Minimale: petite zone et séparée des systèmes des eaux de surface			
Qualité des sédiments	Lac Snake Lake	Oui	La qualité actuelle et prédite des sédiments est élevée comparativement aux lacs de référence	Oui	Effet négatif sur la qualité des sédiments comparativement aux conditions préalables à l'exploitation minière	Non	Les valeurs moyennes sont inférieures aux valeurs de référence. Seul le 95 ^{ème} centile pour le molybdène et le nickel dépassait la valeur inférieure de référence ou la valeur régionale, mais n'excède pas les limites supérieures de référence.	Les effets sont prédits comme étant mineurs sur la base des données récoltées sur le terrain dans les zones d'exploitations minières d'U avec des concentrations de sédiments plus élevées.	Limité à une zone très petite avec une importance écologique minime dans la région (20 ha et en moyenne 1,8 m de profondeur)		Réversible par la restauration passive, naturelle. Restauration accélérée par le fait qu'il s'agit d'un lac peu profond avec des niveaux relativement élevés de sédimentation et de dépôts organiques.	

Tableau 9.21

Résumé des effets cumulatifs et évaluation de leur importance

Composant environnemental	Zone ou catégorie	Effets résiduels? Oui ou non?	Bases de la décision	Sont-ils négatifs? Oui ou non?	Bases de la décision	Sont-ils significatifs? Oui ou non?	Bases pour la décision				
							Inférieur aux objectifs acceptés	Ampleur	Étendue géographique	Durée	Degré de réversibilité
	Lac Island Lake	Oui	La qualité actuelle et prédite des sédiments est élevée comparativement aux lacs de référence	Oui	Effet négatif sur la qualité des sédiments comparativement aux conditions préalables à l'exploitation minière	Non	Concentrations initiales des sédiments (principalement Mo, Ni et U) excéderont les valeurs de référence à faibles effets mais pas les valeurs supérieures. La qualité des sédiments s'améliorera avec le temps.	La communauté d'invertébrés benthiques présente actuellement quelques anomalies (abondance normale mais variation de la composition de la communauté). Devrait être rétablie à mesure que la qualité des sédiments s'améliore.	Limité à une zone très petite d'importance écologique minimale dans la région (181 ha) mais avec quelques incertitudes concernant le rejet potentiel de contaminants dans le bassin versant plus large en aval.	Restauration aux niveaux naturels de référence entre 50 et 100 ans.	Réversible par la restauration passive, naturelle. Restauration accélérée par le fait qu'il s'agit d'un lac peu profond avec des niveaux relativement élevés de sédimentation et de dépôts organiques.
	Lac Cluff Lake	Oui	La qualité actuelle des sédiments est élevée comparativement aux lacs de référence	Oui	La qualité prédite des sédiments est élevée pour certains contaminants comparativement à celle obtenue au cours de la période opérationnelle	Non	Les valeurs moyennes sont inférieures aux valeurs de référence. Seul le 95 ^{ème} centile pour le Ni et l'U dépasse les valeurs inférieures de référence et/ou les valeurs régionales, mais ils sont bien inférieurs aux limites supérieures des seuils calculés pour les régions porteuses d'uranium.	Il est prédit que les effets seront mineurs sur la base des données récoltées dans les zones minières d'U avec des concentrations de sédiments plus élevées.	Limité: le lac Cluff Lake fait 341 ha avec des profondeurs respectives maximale et moyenne de 52 et 20 m.		Réversible par la restauration passive, naturelle.
Organismes aquatiques	Lac Island Lake	Oui	Risques d'effets en raison de la présence de cuivre, de molybdène et de l'uranium	Oui	La qualité de l'environnement aquatique s'améliorera avec l'arrêt des rejets d'effluents, toutefois, la restauration de la communauté aquatique ne sera pas détectable dans la période initiale post-déclassement (5-10 ans).	Non	Les valeurs de référence pour l'uranium et le cuivre sont conservativement faibles	Mineur; risques minimes associés au cuivre, au molybdène et à l'uranium.	Limité: le lac Island Lake fait 181 ha et a une profondeur moyenne d'environ 1,5 m.	Effets potentiels possible jusqu'en 2050	
	Lac Cluff Lake	Oui	Risques d'effets à cause de cuivre et d'uranium	Oui	La qualité prédite des eaux et des sédiments peut affecter les organismes aquatiques.	Non	Les valeurs de référence pour l'uranium et le cuivre sont conservativement faibles	Mineure: les lacs naturels de la zone excèdent les valeurs de référence pour le cuivre, l'uranium, en cours d'évaluation par un groupe de travail conjoint industrie/gouvernement.			
Organismes terrestres	Lac Island Lake	Oui	Risques d'effets en raison de la présence de molybdène, de sélénium et d'uranium	Oui	Effets excédant les valeurs de référence pour de nombreuses espèces à régimes alimentaires et caractéristiques écologiques divers.	Non	Il se peut que les valeurs de référence de certaines espèces ne soient pas atteintes avant de nombreuses années.	Les effets sont importants pour les gibiers d'eau et les carnivores mammaliens et les herbivores à alimentation aquatique.	Limité à une zone très petite d'importance écologique minimale dans la région (181 ha) mais avec quelques incertitudes concernant le rejet potentiel de contaminants dans le bassin versant plus large en aval.	Les indices d'évaluation s'améliorent rapidement aux cours des années initiales mais ne tombent pas en dessous des valeurs de référence pour certaines espèces au cours de la période prédite de surveillance et d'observation.	Réversible par la restauration passive, naturelle des bassins versants; retournant aux conditions de référence après peut-être 100 ans ou plus pour les contaminants principaux.
	Lac Cluff Lake	Oui	Variations de la qualité prédite des eaux et des sédiments	Oui	Risque accru d'absorption de contaminants	Non	Indices d'évaluation pour tous les métaux et les radionucléides inférieurs à 1.				
	Effets incrémentaux de la consommation des eaux de fosses noyées.	Oui	Les eaux des fosses noyées sont une source d'eaux de surface contaminées.	Oui	Risque accru d'absorption de contaminants	Non	Indices d'évaluation pour tous les métaux et les radionucléides inférieurs à 1.				
Santé humaine	Lacs Cluff Lake et Sandy Lake	Oui	Variations de la qualité prédite des eaux et des sédiments	Oui	Risque accru d'absorption de contaminants	Non	Indices d'évaluation pour tous les métaux et les radionucléides inférieurs à 1.				
	Effets incrémentaux de la consommation des eaux des lacs Snake Lake et Island Lake et des fosses noyées.	Oui	Les eaux contaminées des fosses sont accessibles aux humains après le déclassement	Oui	L'ingestion des eaux contaminées présente des risques accrus pour la santé.	Non	Indices d'évaluation pour tous les métaux et les radionucléides inférieurs à 1.				
Réhabilitation des terrains	Terrains perturbés	Oui	Les fosses noyées et les verses à stériles resteront là à long terme	Oui	Transformation du paysage naturel	Non	La réhabilitation assurera que les zones sont esthétiquement plaisantes et permettent l'utilisation traditionnelle		Les fosses et les verses à stériles représentent une petite portion de la zone d'étude du site.	Le remodelage devrait être achevé au cours du déclassément; la revégétalisation s'établir à d'ici 30 ans.	

Tableau 9.21
Résumé des effets cumulatifs et évaluation de leur importance

Composant environnemental	Zone ou catégorie	Effets résiduels? Oui ou non?	Bases de la décision	Sont-ils négatifs Oui ou non?	Bases de la décision	Sont-ils significatifs? Oui ou non?	Bases pour la décision				
							Inférieur aux objectifs acceptés	Ampleur	Étendue géographique	Durée	Degré de réversibilité
	Niveaux radiologiques ambiants	Oui	Des zones localisées peuvent être légèrement plus élevées que les valeurs de référence.	Oui	Quelques risques d'expositions radiologiques plus élevées pour les utilisateurs des terres	Non	Répondra aux critères généralement acceptés de protection du public		La plupart de la zone ci-dessus atteindra les niveaux de référence; certaines zones localisées peuvent être marginalement plus élevées mais répondront aux critères pour le public.		
Socio-économique	Emploi	Non	Les effets négatifs sur l'emploi sont liés à l'arrêt des opérations pas au déclassé.								
	Utilisation des terres	Oui	Besoin de contrôles institutionnels à long terme et d'un programme d'entretien et de maintenance	Oui	Une certaine charge pour les générations futures et quelques restrictions sur l'utilisation possible des terres de certaines zones	Non	Répondra aux objectifs de déclassé de la poursuite de l'utilisation traditionnelle des terres	L'approche de déclassé minimisera la nécessité du programme d'entretien et de maintenance	Les restrictions d'utilisation de terres sont limitées à une très petite zone de la zone d'étude du site.		

Tableau 9.21
Résumé des effets cumulatifs et évaluation de leur importance

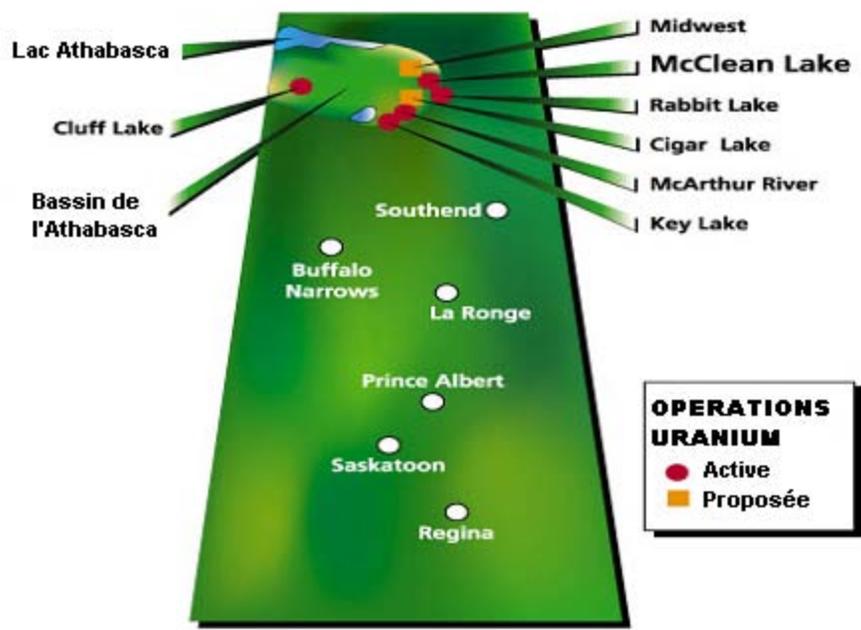
Contexte écologique
Pas d'impact sur les communautés écologiques en aval des récepteurs d'eau de surface
Pas d'impact sur les communautés écologiques en aval des récepteurs d'eau de surface
Peu probable que des effets écologiques soient détectés
Amélioration substantielle comparativement à la qualité autorisée des eaux des opérationnelles. Effets de l'écosystème résultant des activités opérationnelles devraient se résorber.
Les effets devraient être limités à des variations mineures dans la composition de la communauté pélagique. Sur la base de l'amélioration de la toxicité de l'U avec la durée.
Mineur: la fosse a déjà naturellement établi une communauté pélagique et épibenthique aquatique
Mineur: la fosse devrait établir une communauté pélagique et épibenthique aquatique similaire à celle de la fosse D.
Les effets sont limités aux espèces relativement communes, principalement les invertébrés benthiques. Résultant en une variation de la composition de la communauté sans effet prédict sur l'abondance totale. Pas d'effet sur les populations régionales, ni sur les espèces en danger ou menacées.

Tableau 9.21
Résumé des effets cumulatifs et évaluation de leur importance

Contexte écologique
<p>Les effets sont limités aux espèces relativement communes, principalement les invertébrés benthiques. Résultant en une variation de la composition de la communauté sans effet prédit sur l'abondance totale. Cette communauté benthique altérée subvient actuellement aux besoins de la population s'alimentant de benthiques. Pas d'effet sur les populations régionales, ni sur les espèces en danger ou menacées.</p>
<p>Les effets sont limités aux espèces relativement communes, principalement les invertébrés benthiques. Résultant à une variation mineure de la composition de la communauté sans effet prédit sur l'abondance totale ou la population de poissons s'alimentant d'invertébrés benthiques. Pas d'effet sur les populations régionales, ni sur les espèces en danger ou menacées.</p>
<p>Amélioration substantielle comparativement à la qualité opérationnelle autorisée des eaux.</p>
<p>Les effets sont limités aux espèces communes et ne devraient pas avoir d'impact sur les populations régionales. Aucune espèce en danger ou menacée n'est affectée. L'utilisation par les autochtones des espèces impactées dans la zone particulièrement affectée est minime.</p>
<p>La stratégie de revégétalisation naturelle pour la plupart des zones permettront de rétablir une capacité d'utilisation des terres similaire à celle qui existait avant l'exploitation minière.</p>

Tableau 9.21
Résumé des effets cumulatifs et évaluation de leur importance

Contexte écologique



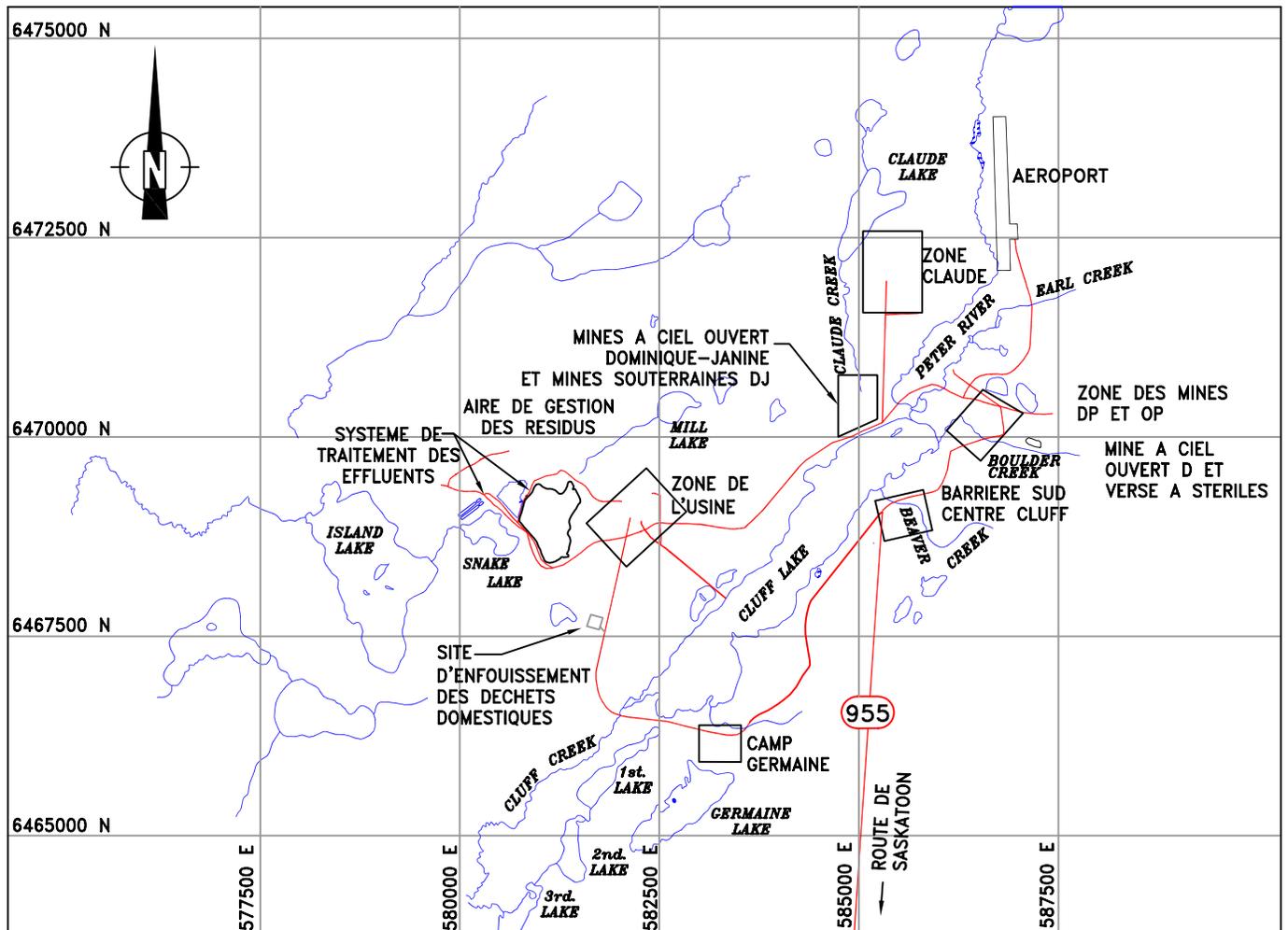
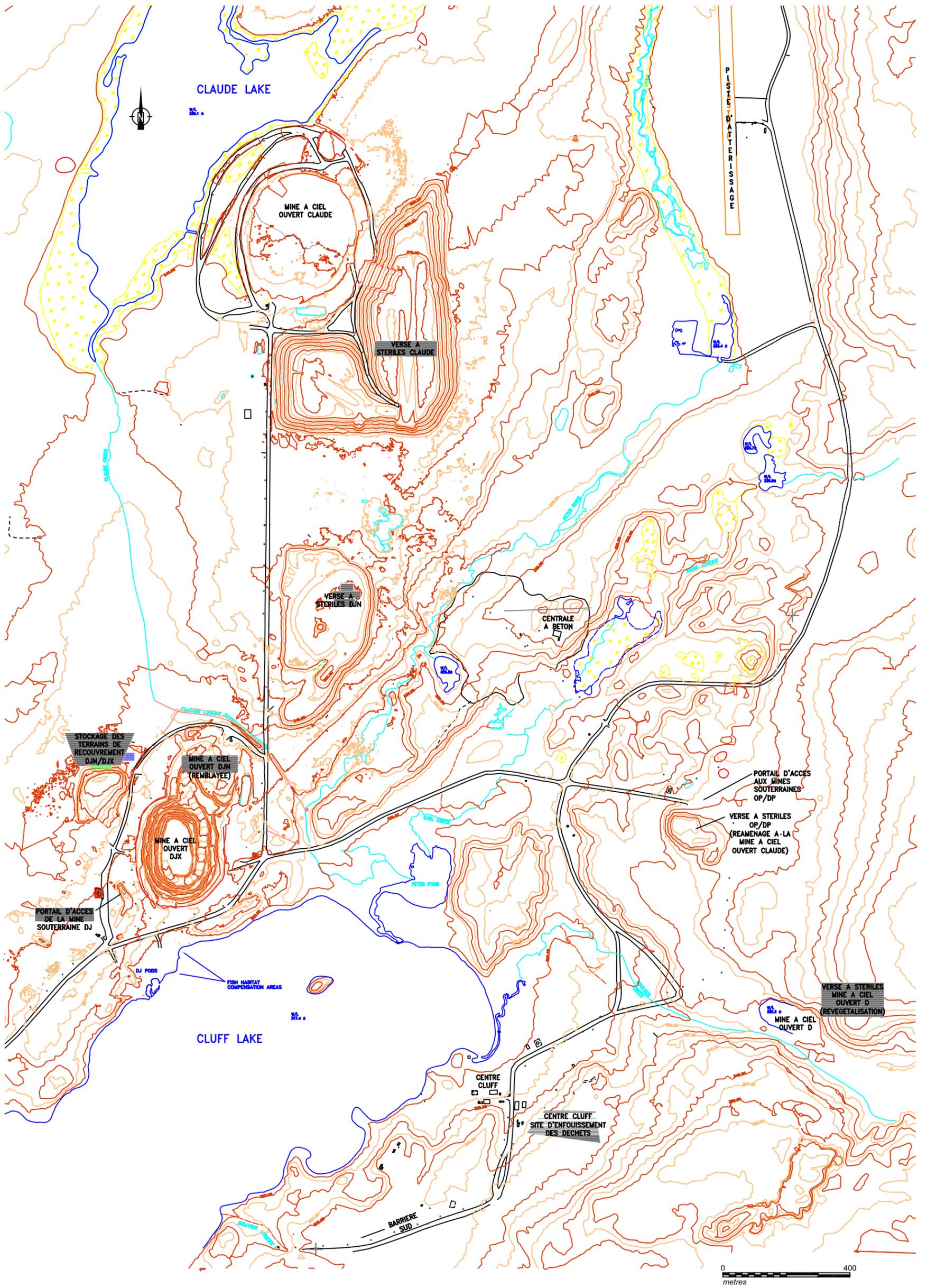


FIGURE 2.2
 PROJET DE DECLASSEMENT DE CLUFF LAKE
 EMLACEMENT GENERAL
 MINES, USINE, AIRE DE GESTION DES RESIDUS
 ET INSTALLATIONS AUXILIAIRES – 2003

CREE PAR:			PROJET No.	ECHELLE:	AUCUNE
DESSINE PAR:	RW	02/21/03	DESSIN No. CNSC FIG 2_2FR	REV	
REVU PAR:					
APPROUVE PAR:					



DESSINE PAR:	DATE:	REV:	DESCRIPTION:	PAR:	DATE:	TITRE:
RW	02/25/03					FIGURE 2.3 CLUFF LAKE PROJET DE DECLASSERMENT EMPLACEMENT GENERAL ZONE MINIERE 2003
REVISÉ PAR:	DESSIN No.					
ING.	CNSC FIG 2_3FR					
ES&S	ECHELLE AUCUNE					
FICHER						



FIGURE 6.1 Photo aérienne de la mine à ciel ouvert Claude et des infrastructures associées
(Photo prise en 1999)

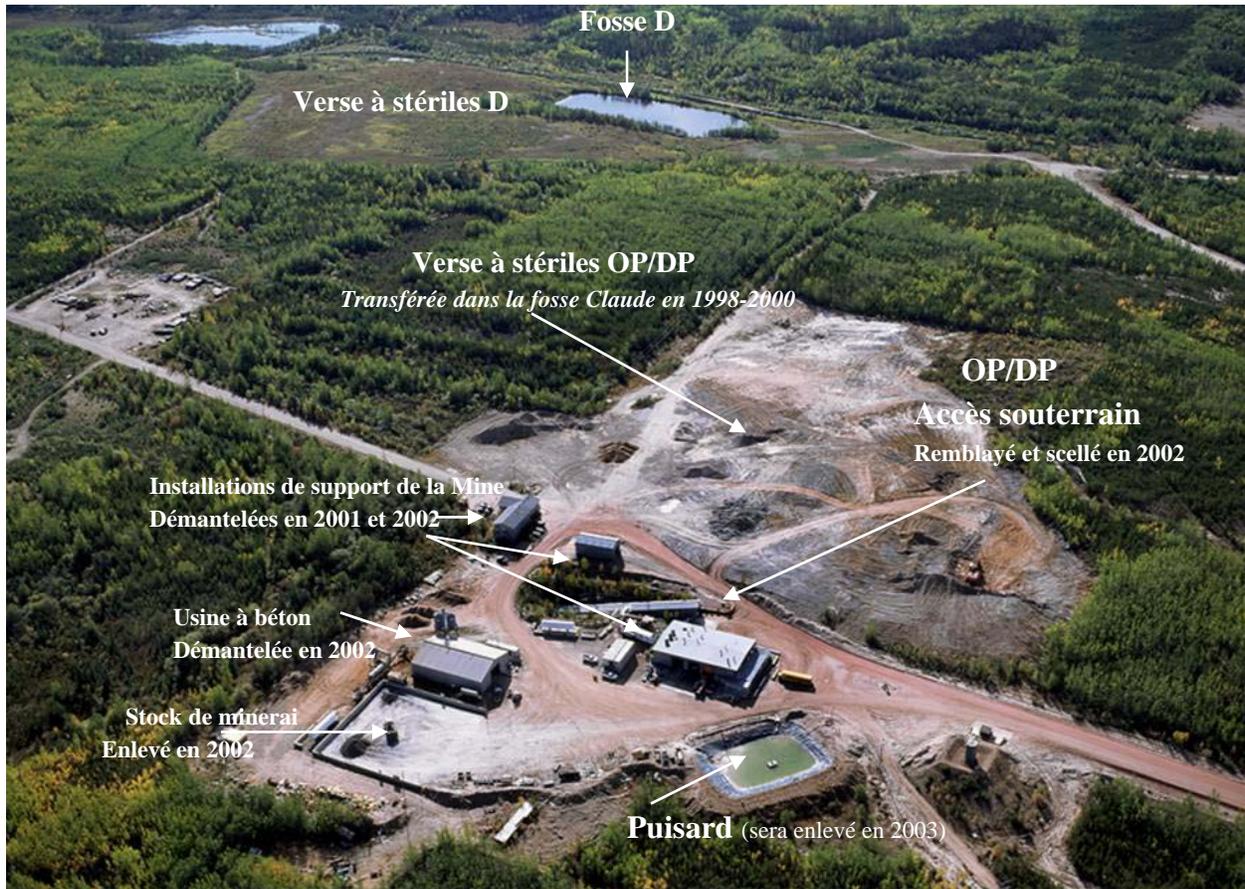


FIGURE 6.2 Photo aérienne de la fosse D et des installations de surface OP/DP
(Photo prise en 1999)



FIGURE 6.3. Photo aérienne des opérations de Claude et DJ
(Photo prise en 1999)



FIGURE 6.4 Photo aérienne du complexe de l'usine et des installations de support
(Photo prise en 1999)

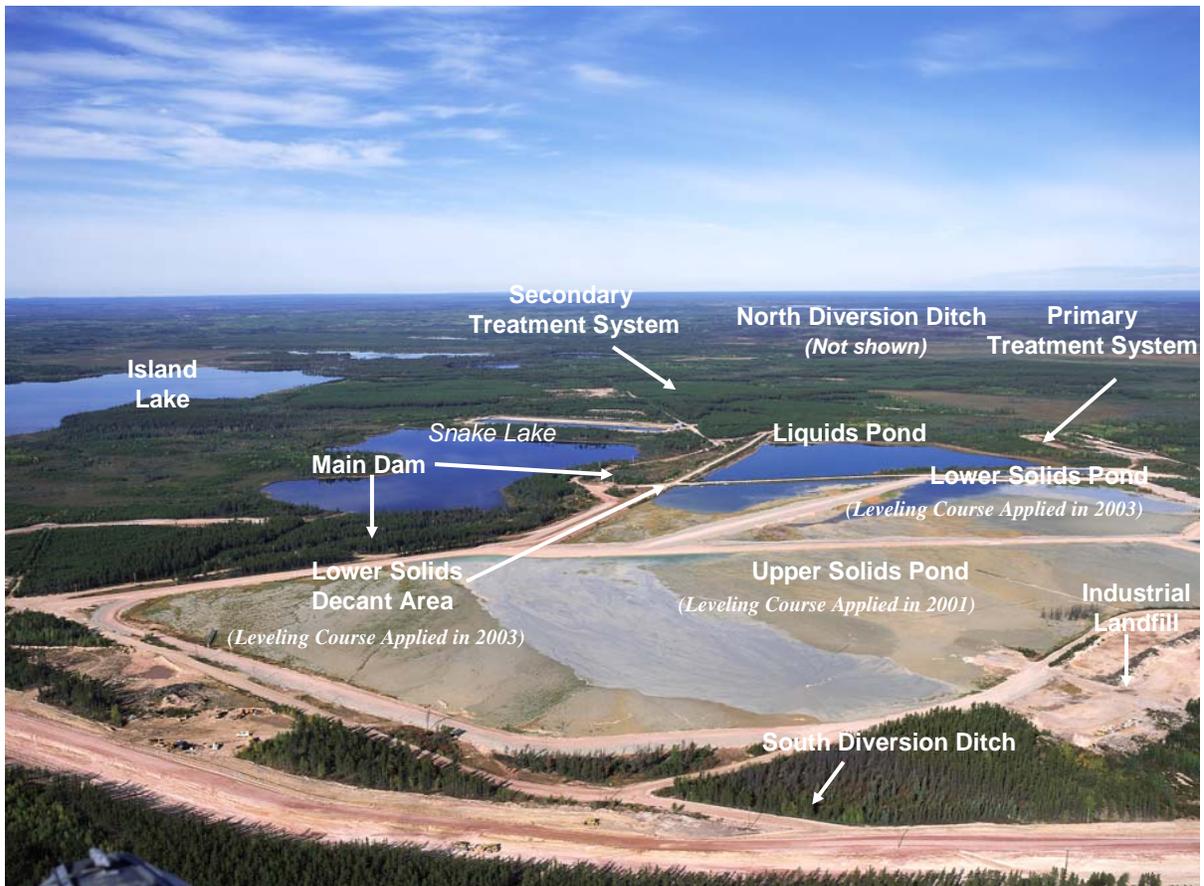


FIGURE 6.5 Photo aérienne de l'Aire de Gestion des Résidus
(Photo prise en 1999)

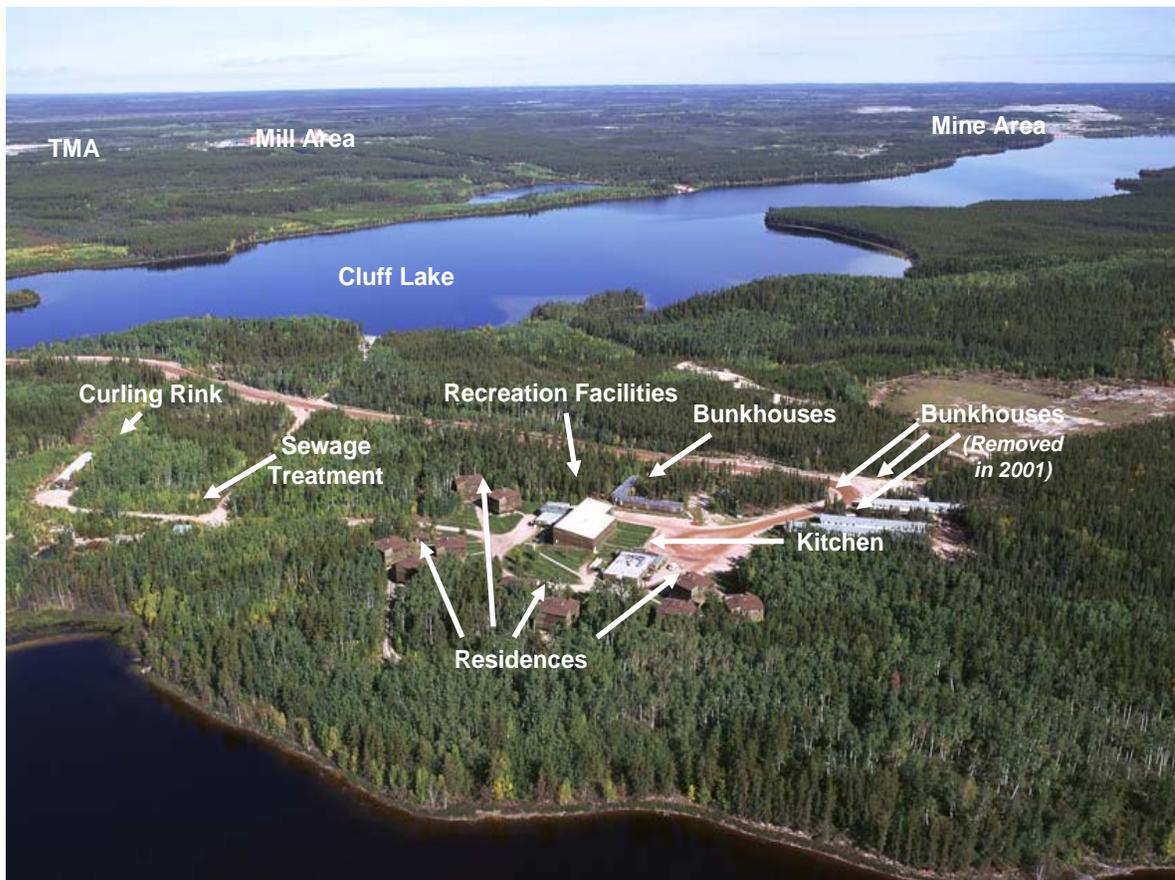
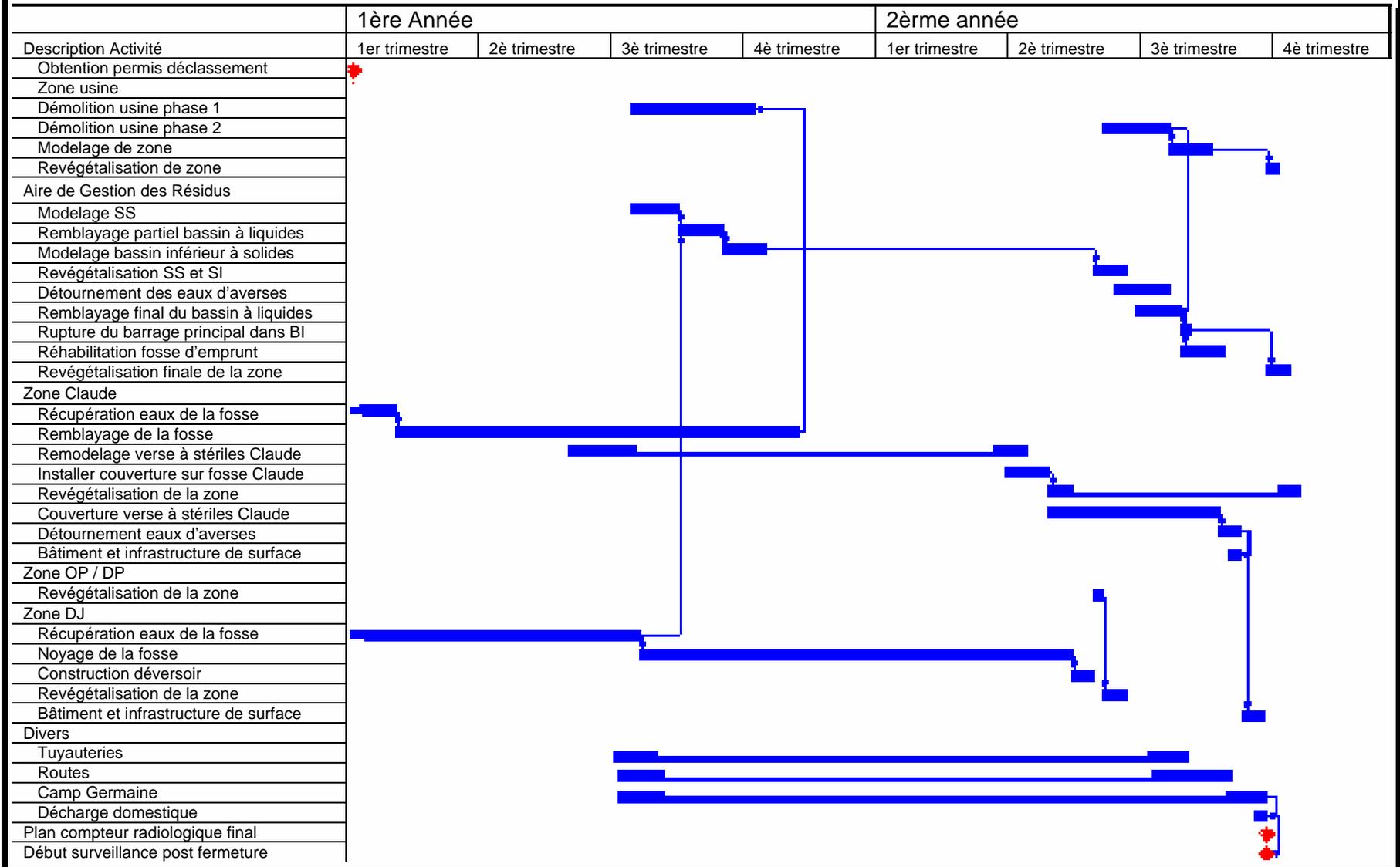


FIGURE 6.6 Photo aérienne du camp Germain
(Photo prise en 1999)

FIGURE 8.1
Calendrier conceptuel du déclassement – Mine de Cluff Lake



SS – solide supérieur

SI – solide inférieur

BI – bassin inférieur

Figure 9.1: Qualité prédite de l'eau du lac Island

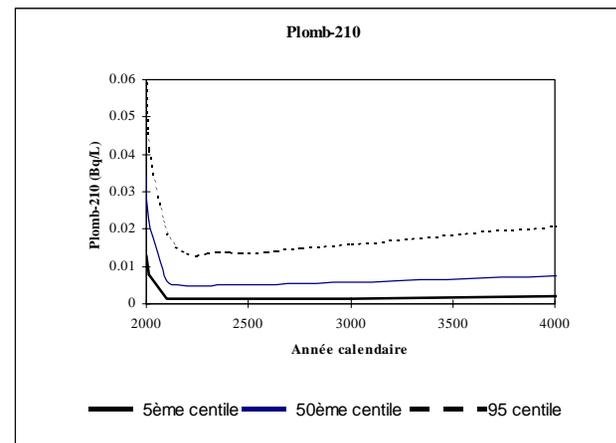
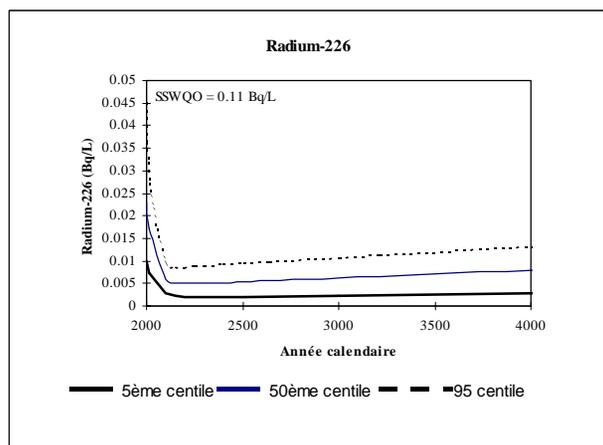
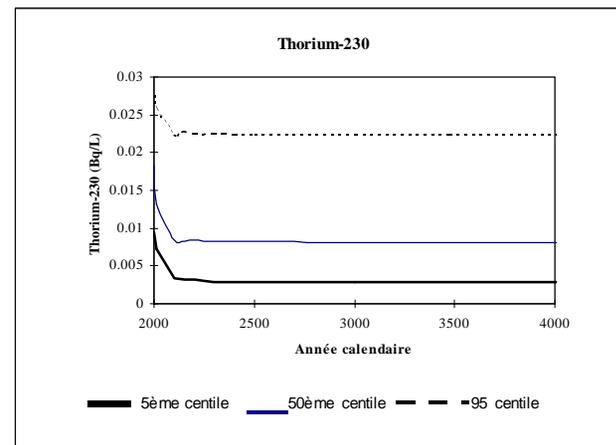
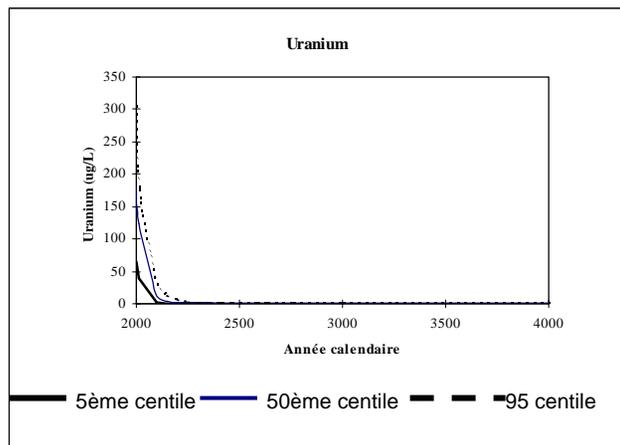


Figure 9.1: Qualité prédite de l'eau du lac Island (suite)

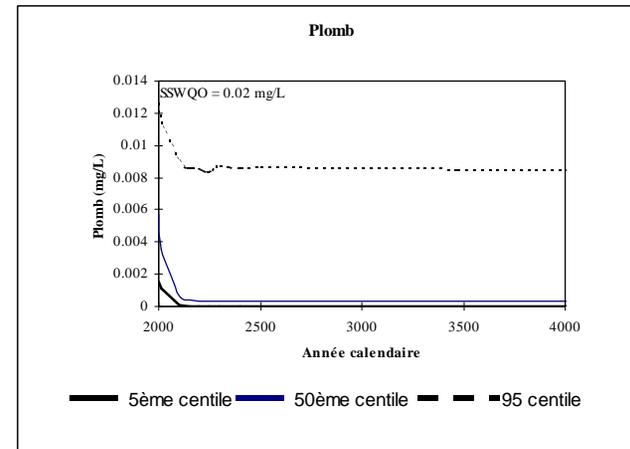
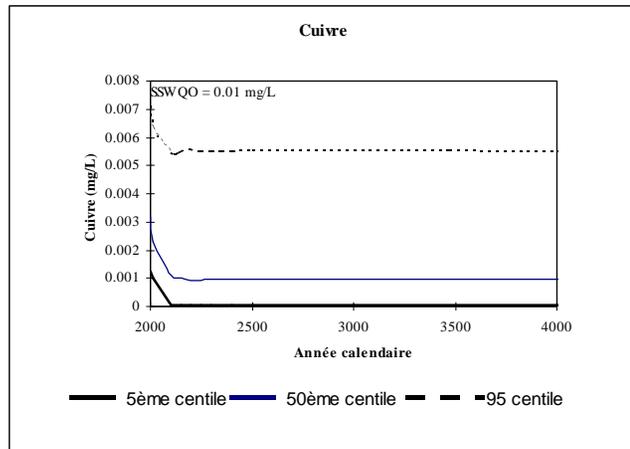
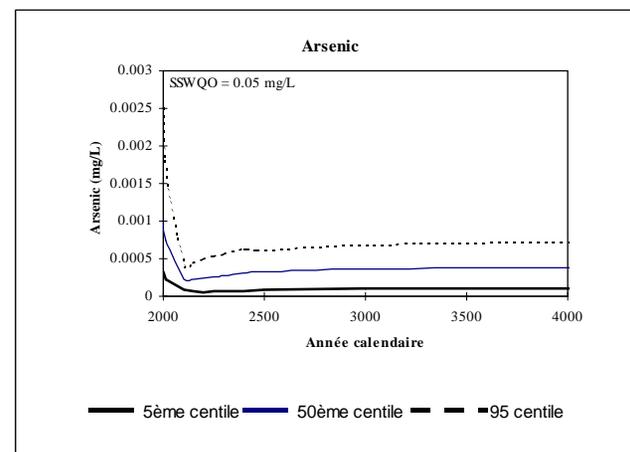
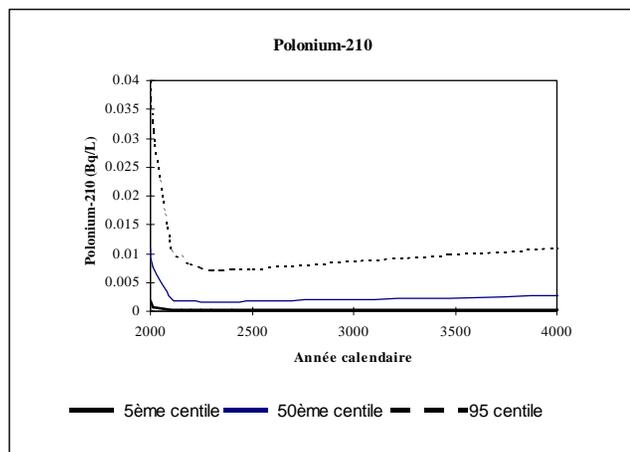


Figure 9.1: Qualité prédite de l'eau du lac Island (suite)

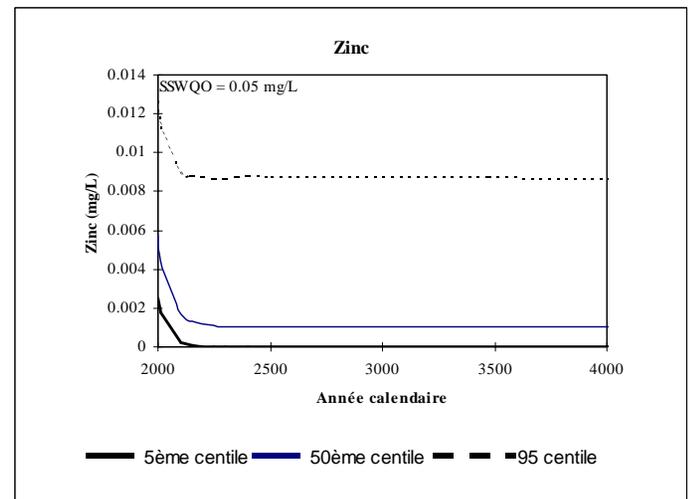
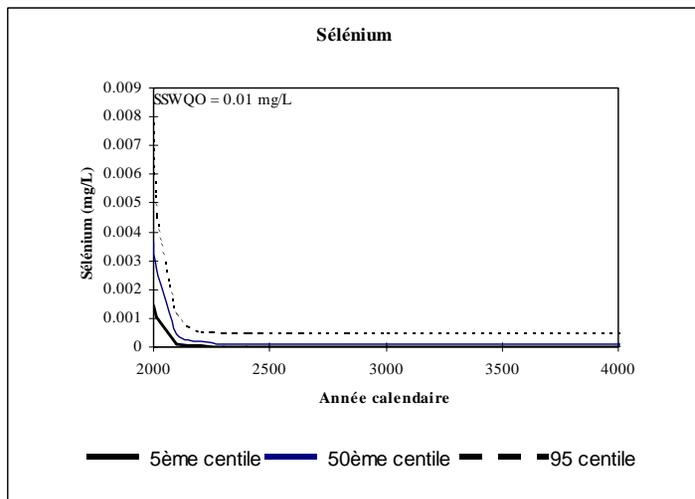
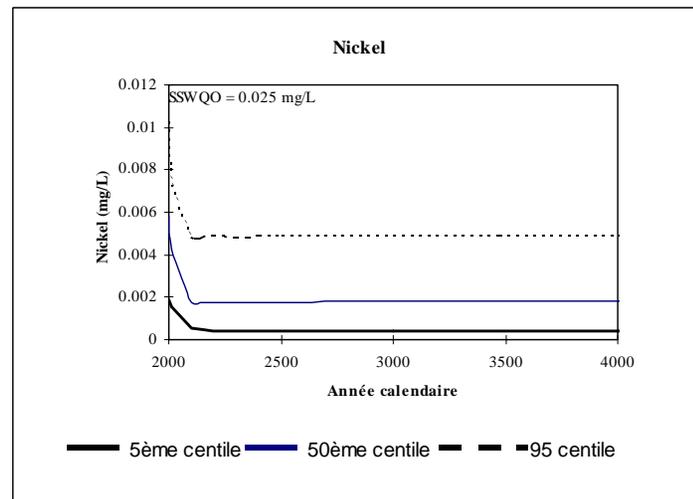
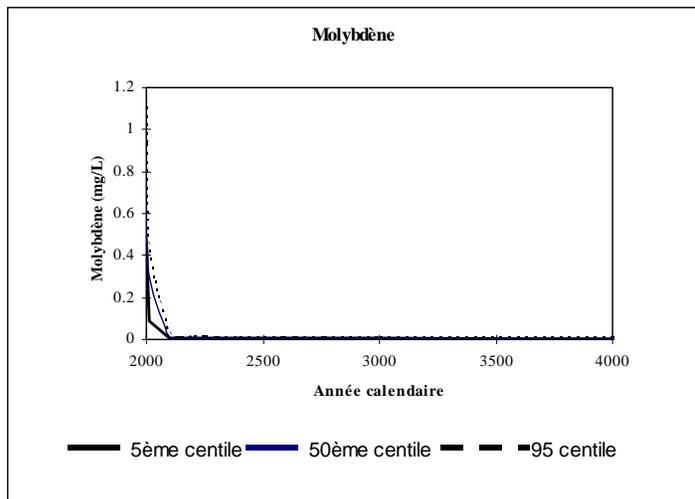


Figure 9.1: Qualité prédite de l'eau du lac Island (suite)

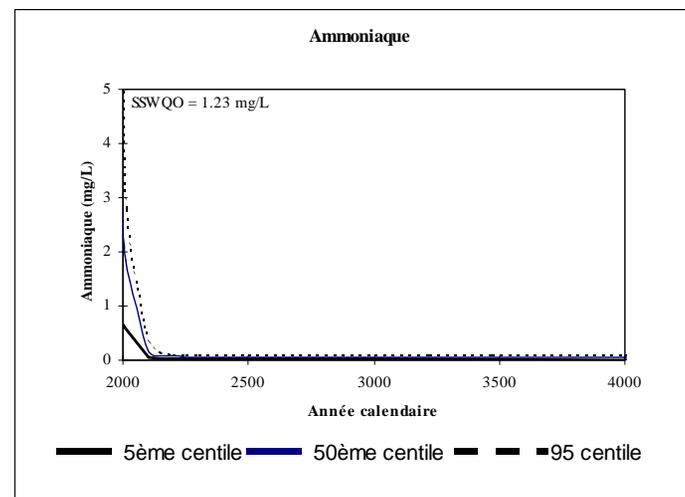
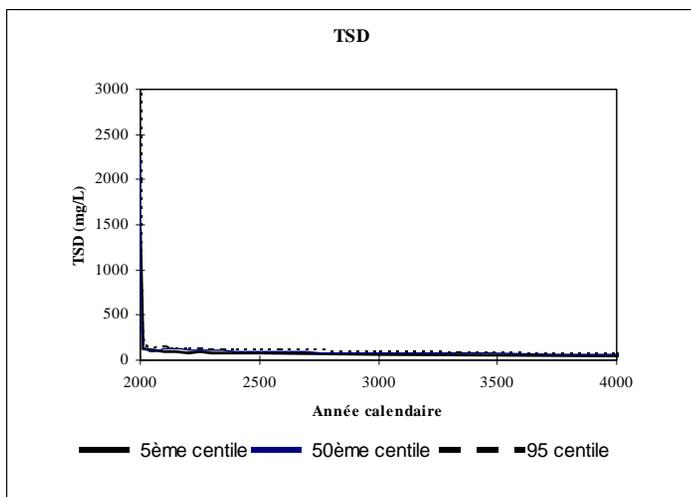
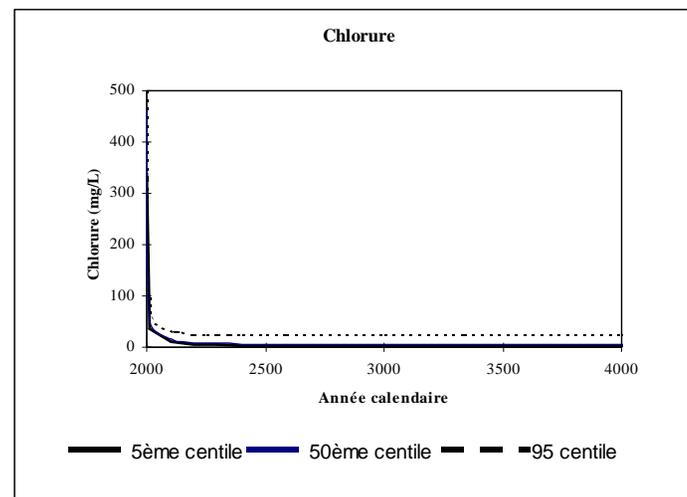
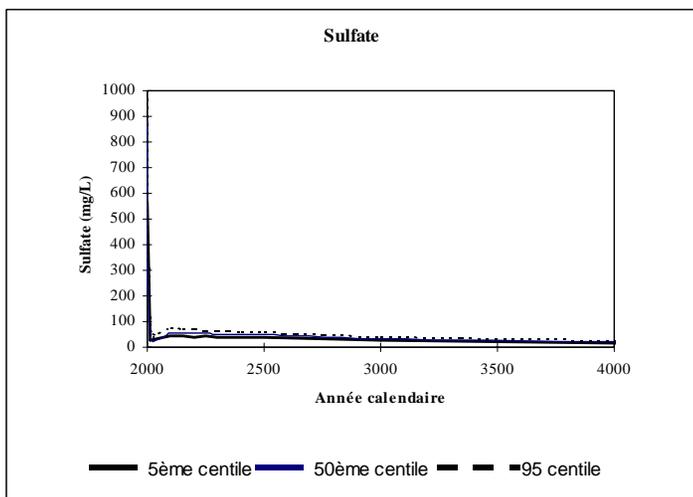


Figure 9.2: Concentrations prédites d'uranium et de nickel dans le lac Claude pour les scénarios de remblayage et de noyage de la fosse DJX

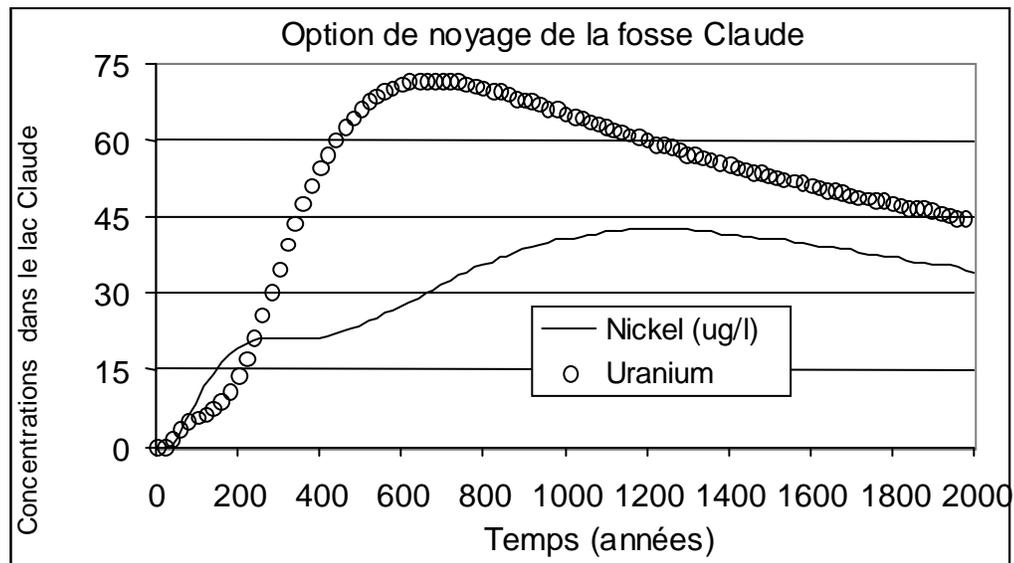
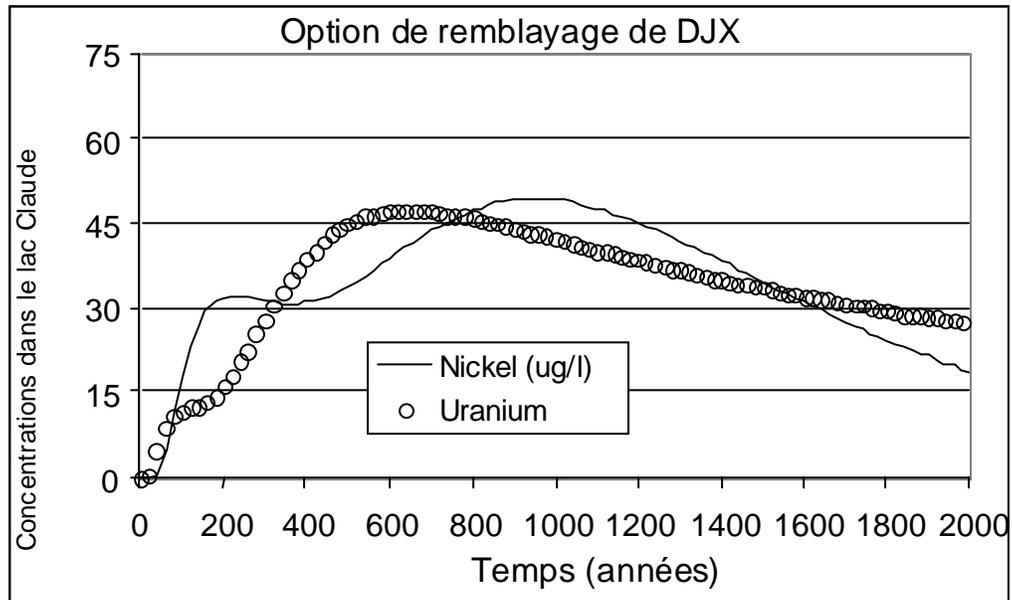


Figure 9.3: Concentrations prédites d'uranium et de nickel dans la rivière Peter pour les scénarios de remblayage et de noyage de la fosse DJX

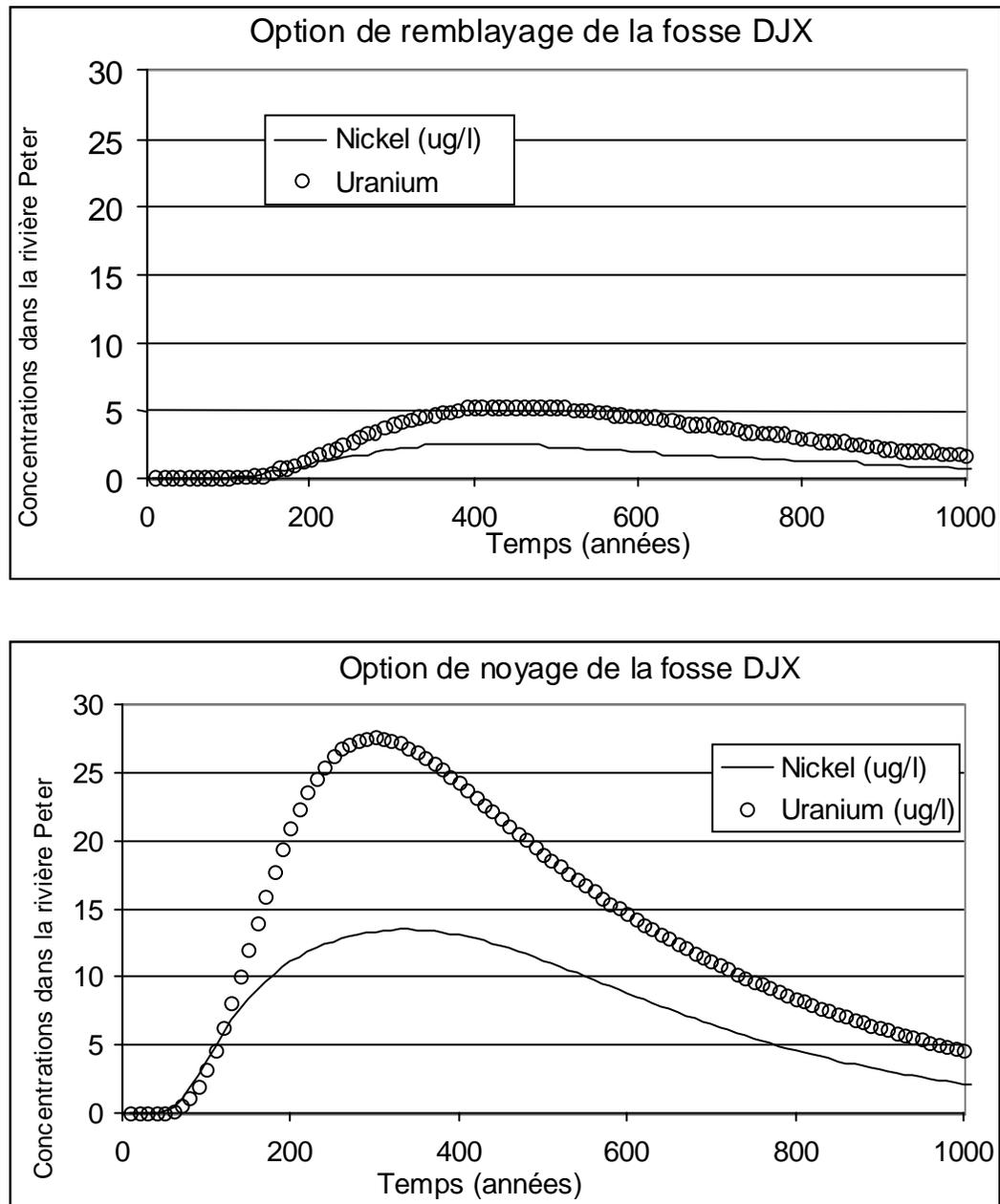
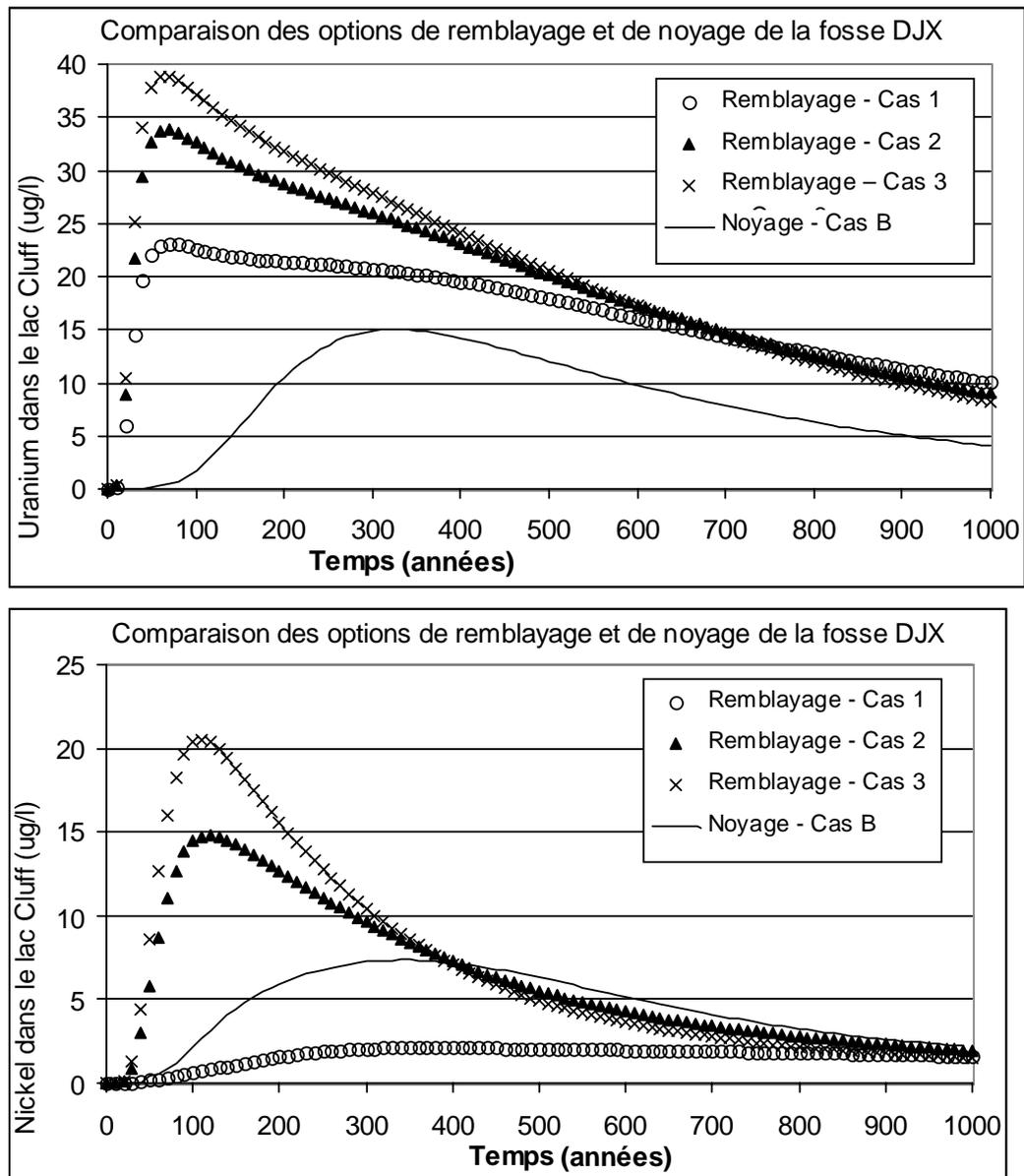


Figure 9.4: Concentrations prédites d'uranium et de nickel dans le lac Cluff pour les scénarios de remblayage et de noyage de la fosse DJX



Notes :

Remblayage – Cas 1 – Le terme source des stériles à placer dans la fosse DJX (stériles oxydés de Claude, de DJN et stériles spéciaux de DJN) est basé sur les tests de lixiviation saturée faits en 1993 sur les stériles frais de DJN.

Remblayage – Cas 2 – Pour le premier volume de pore, le terme source des stériles à placer dans la fosse DJX est basé sur la moyenne des résultats des tests de lixiviation saturée faits en 1993 sur les stériles frais de DJN et les résultats des tests BC SWEP modifiés sur les stériles oxydés de Claude, DJN et les stériles spéciaux de DJN. Pour les autres volumes interstitiels, le terme source est basé sur les tests de lixiviation saturée fait en 1993 sur les stériles frais de DJN.

Remblayage – Cas 3 – Le terme source des stériles à placer dans la fosse DJX (stériles oxydés de Claude et DJN et stériles spéciaux de DJN) est basé sur les tests modifiés BC SWEP fait en 1999 sur les stériles oxydés de Claude et DJN et les stériles spéciaux DJN.

Noyage – Cas B – La qualité du lac de la fosse DJX après traitement est considérée comme étant de 87 $\mu\text{g/L}$ pour l'uranium et de 54 $\mu\text{g/L}$ pour le nickel.

Figure 9.5: Niveaux prédits des contaminants dans les sédiments du lac Snake

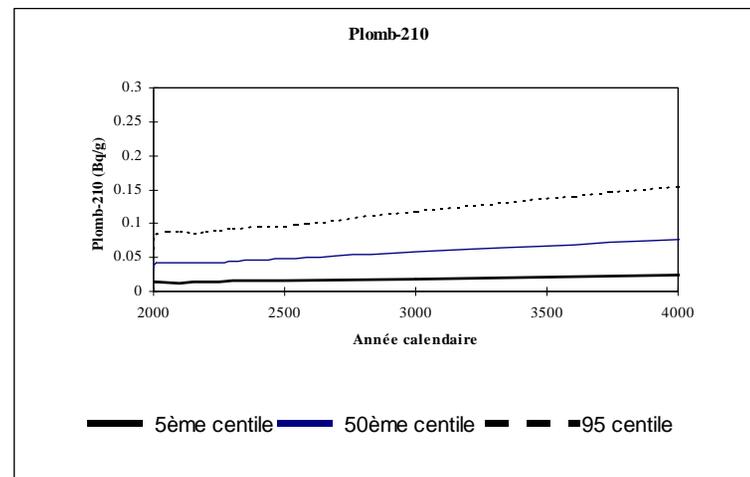
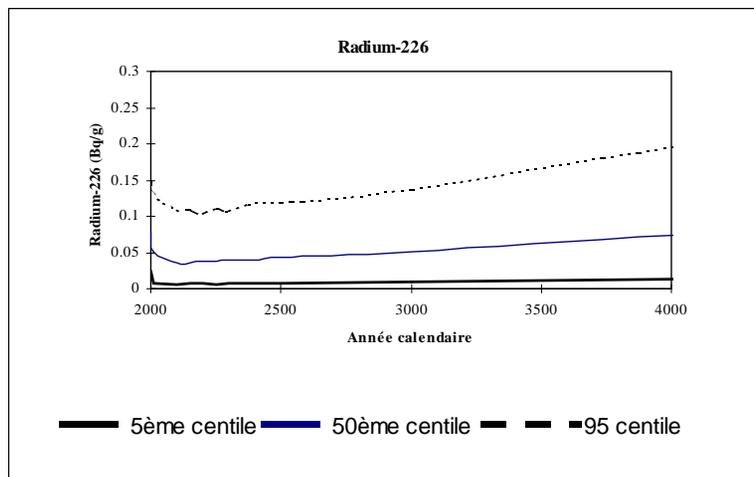
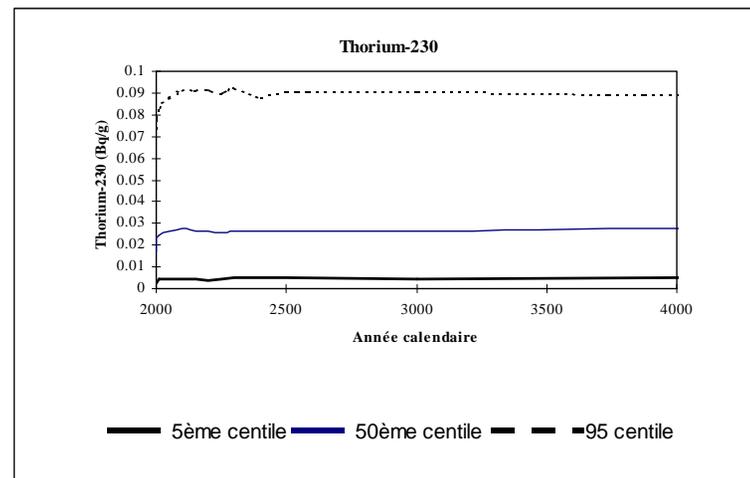
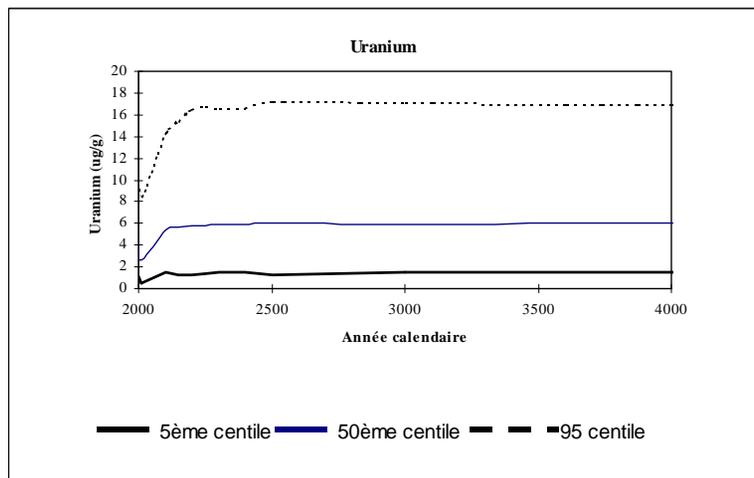


Figure 9.5: Niveaux prédits des contaminants dans les sédiments du lac Snake (Suite)

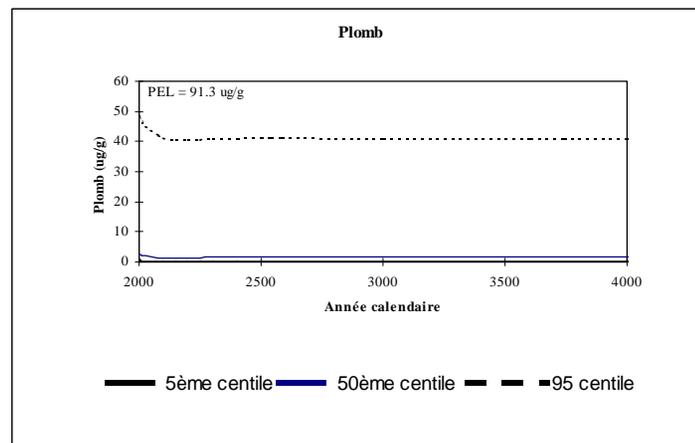
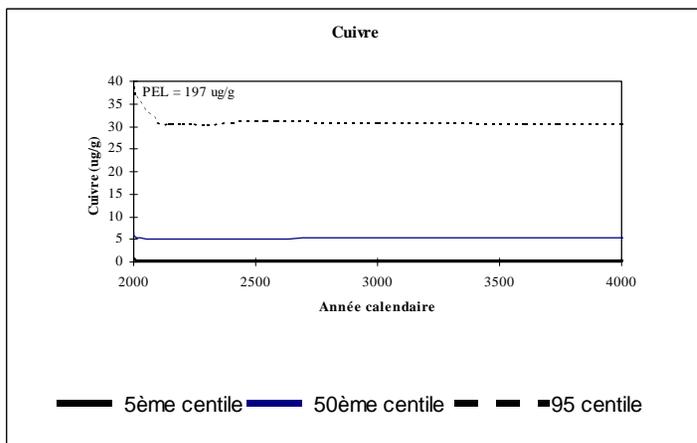
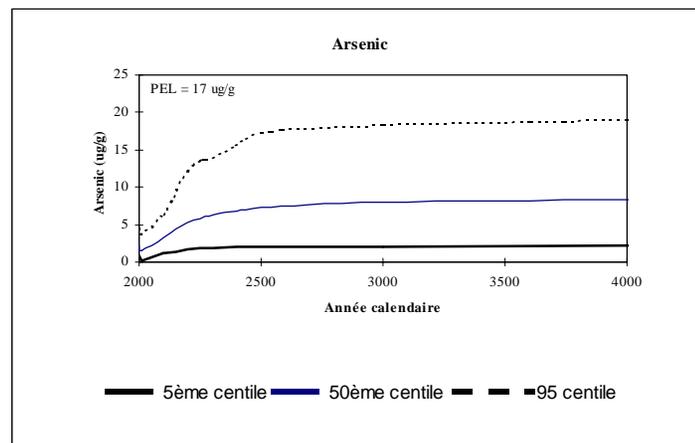
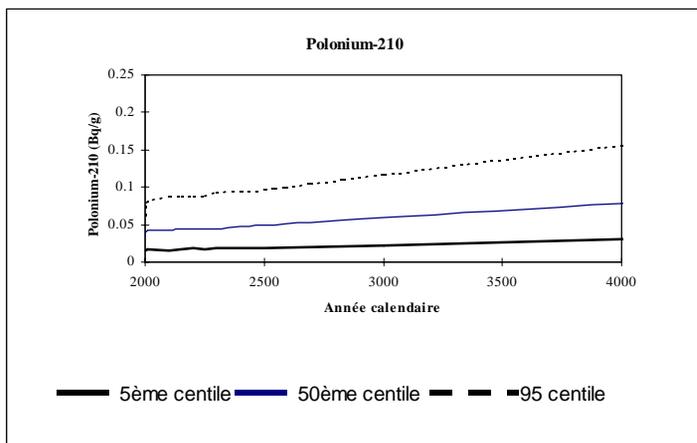


Figure 9.5: Niveaux prédits des contaminants dans les sédiments du lac Snake (suite)

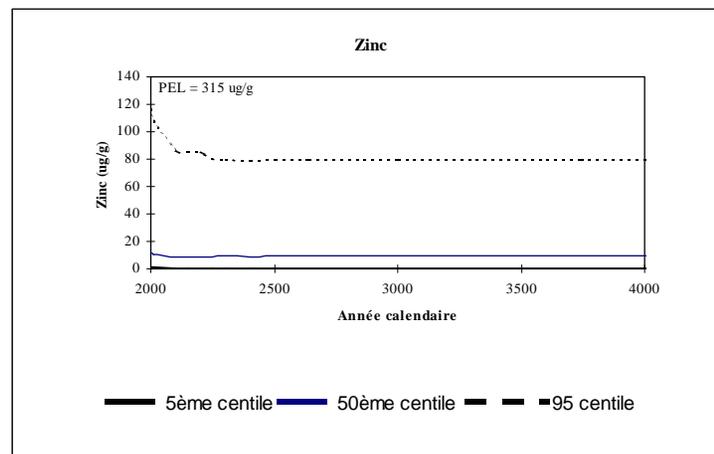
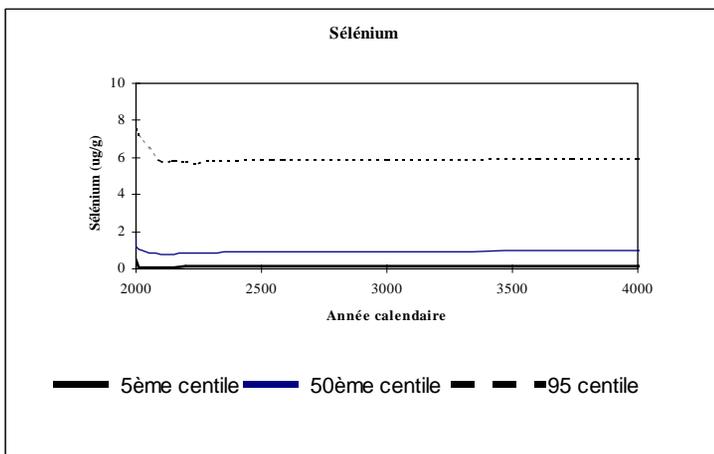
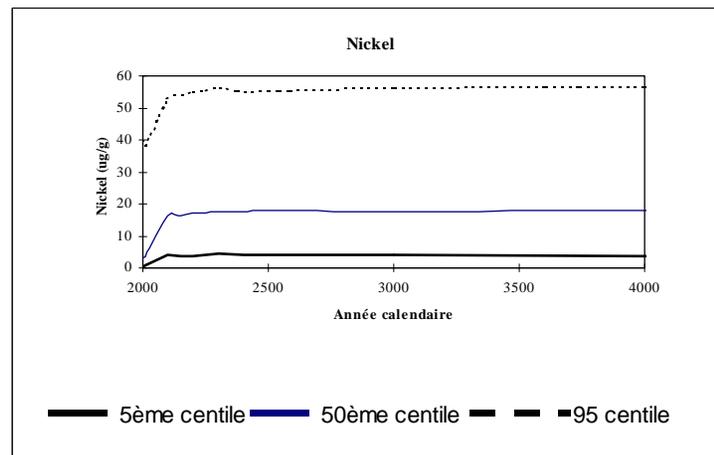
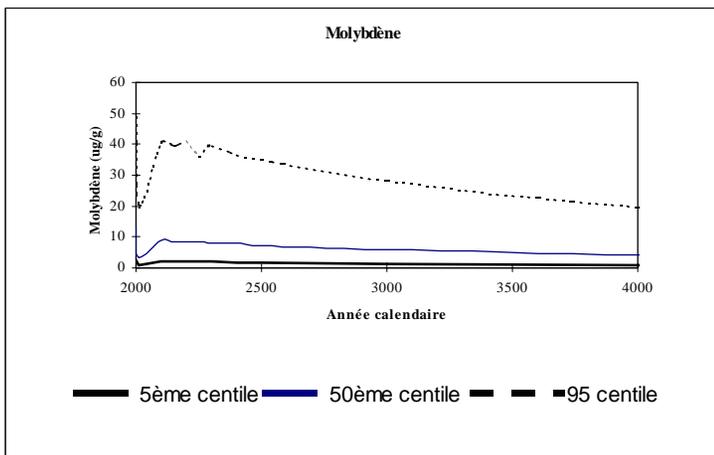


Figure 9.6: Niveaux prédits des contaminants dans les sédiments du lac Island

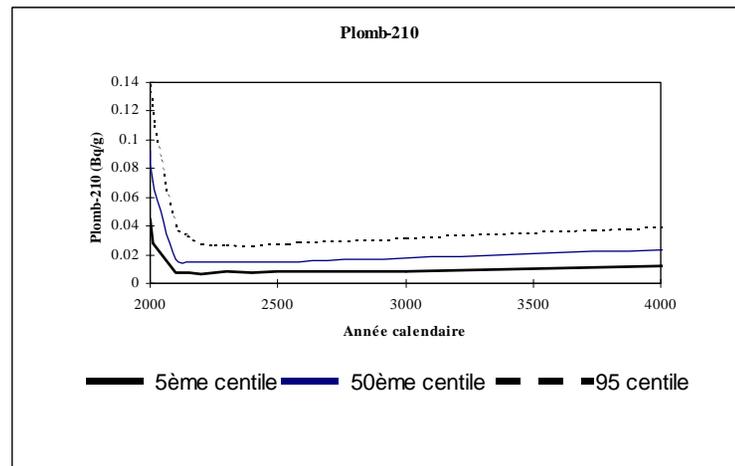
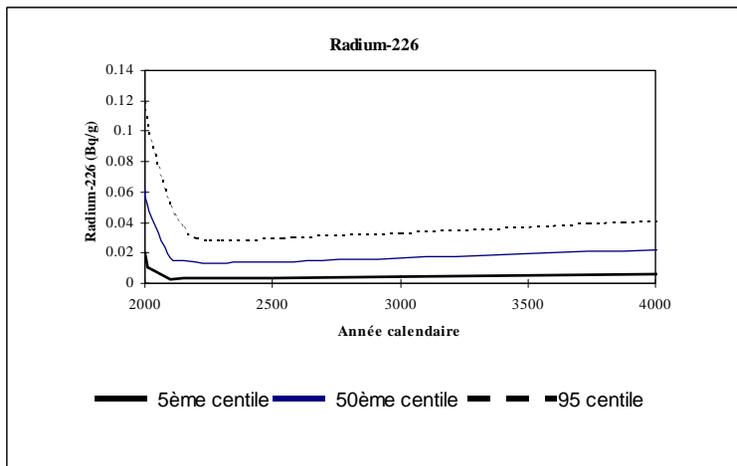
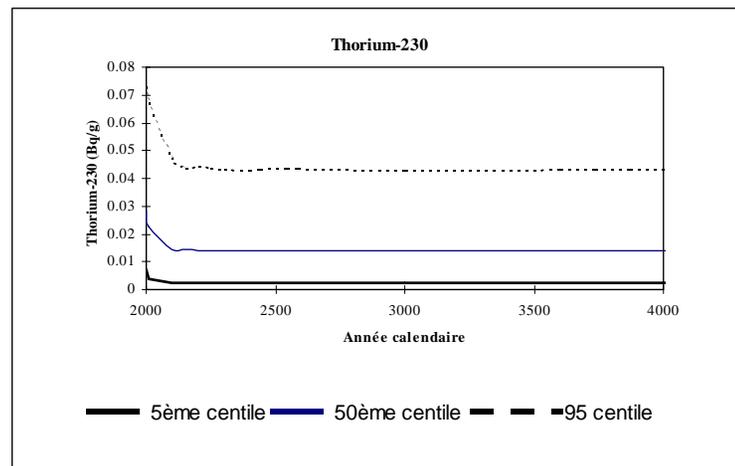
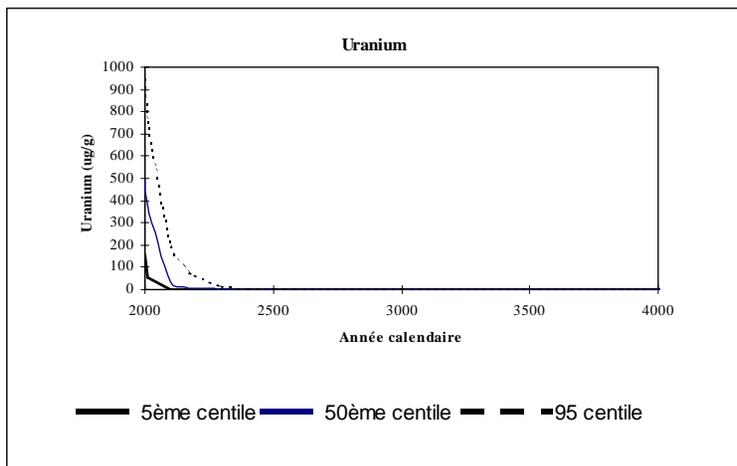


Figure 9.6: Niveaux prédits des contaminants dans les sédiments du lac Island (suite)

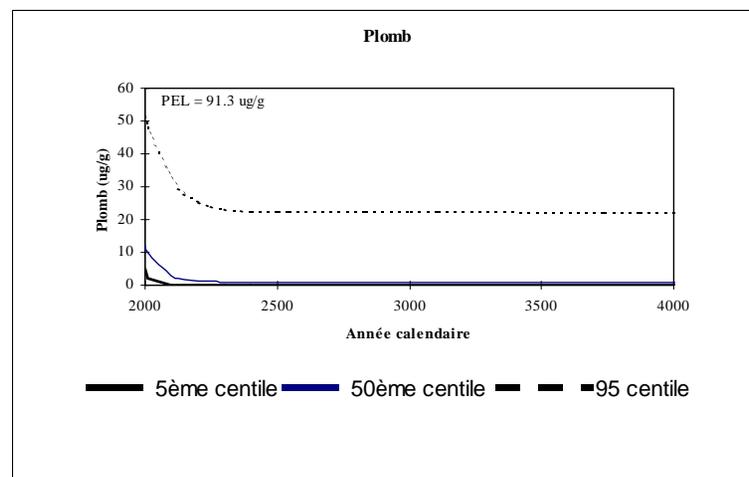
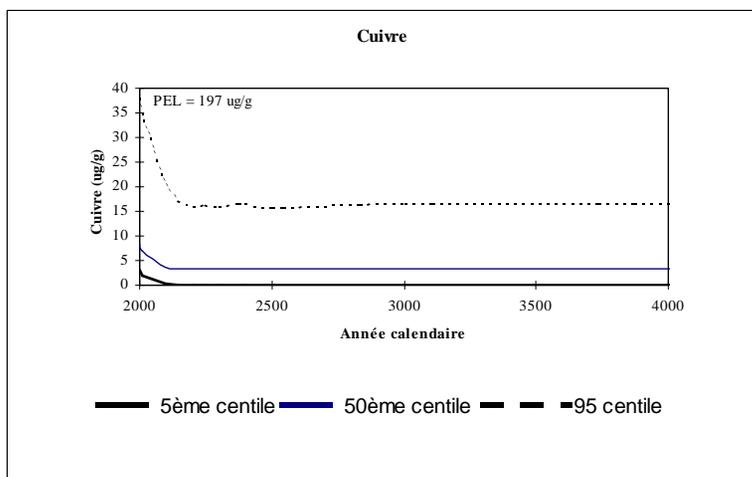
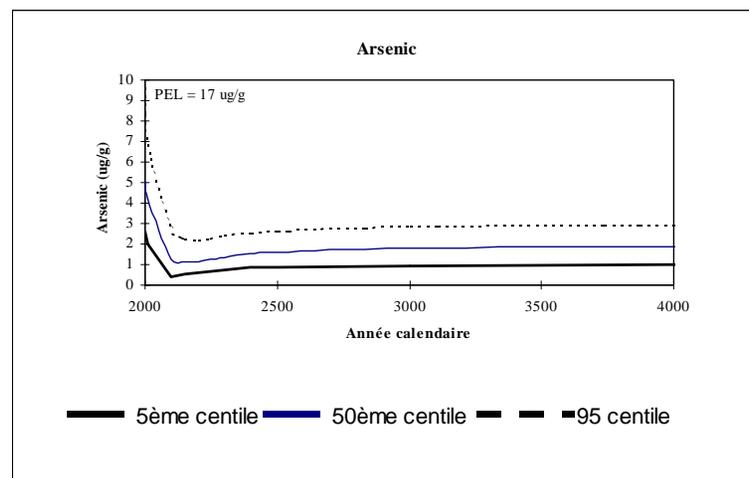
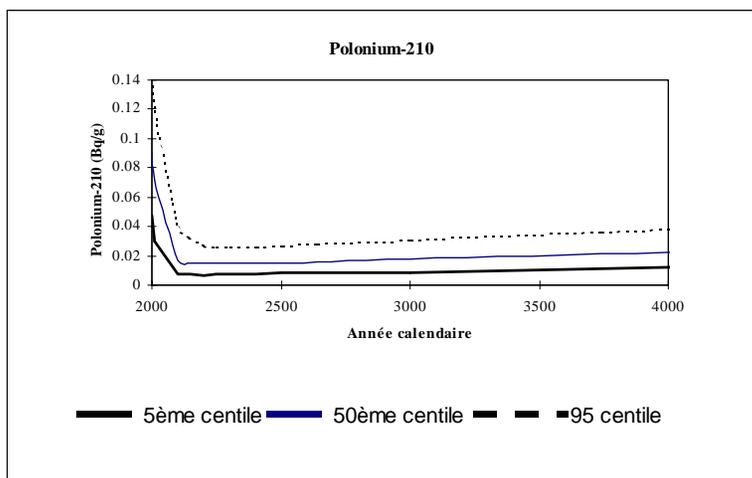


Figure 9.6: Niveaux prédits des contaminants dans les sédiments du lac Island (suite)

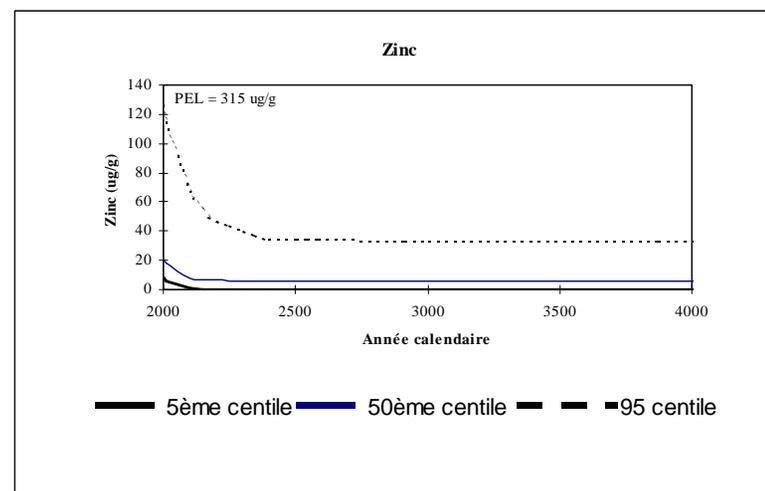
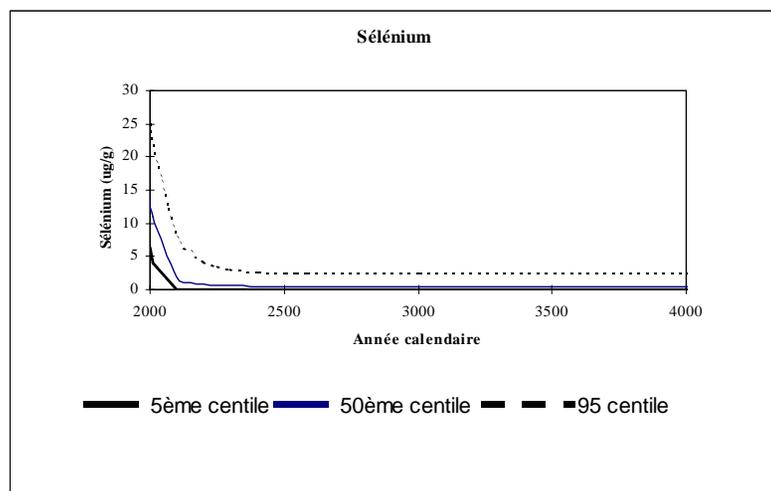
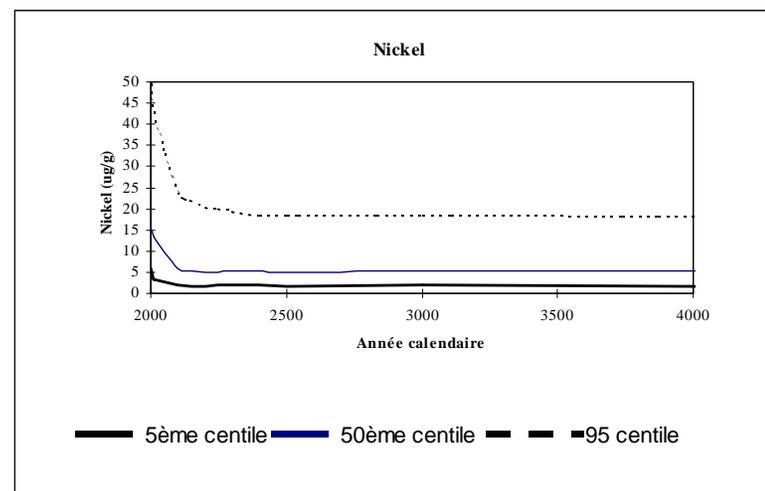
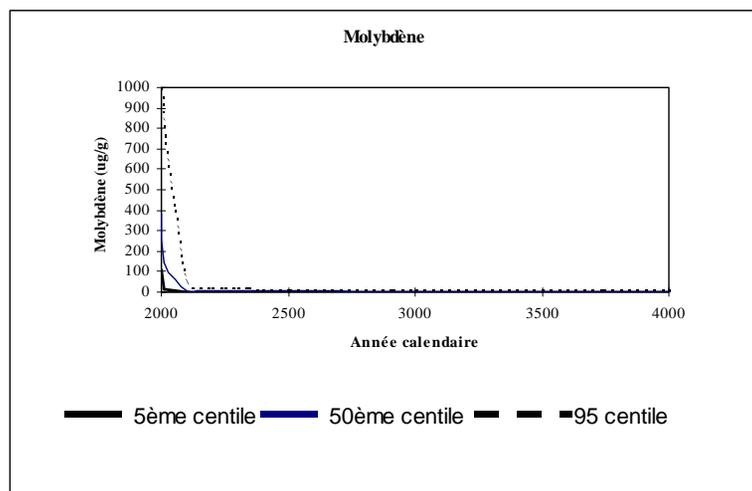


Figure 9.7: Niveaux prédits des contaminants dans les sédiments du lac Cluff au cours des 2000 premières années après le déclassement

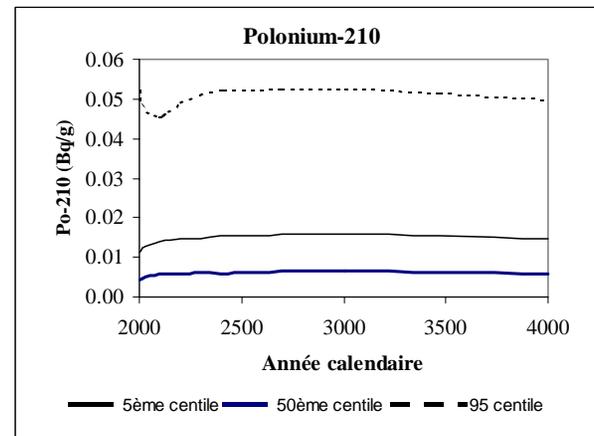
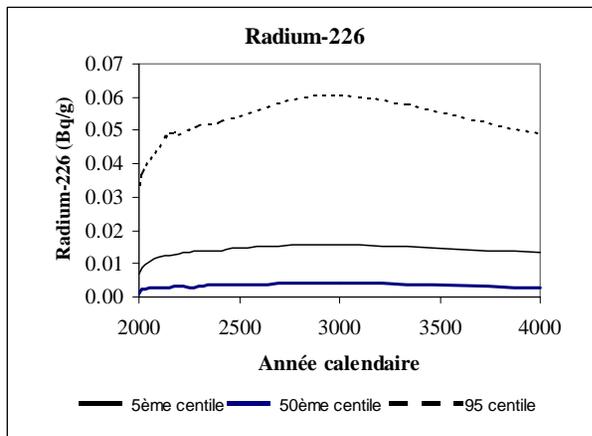
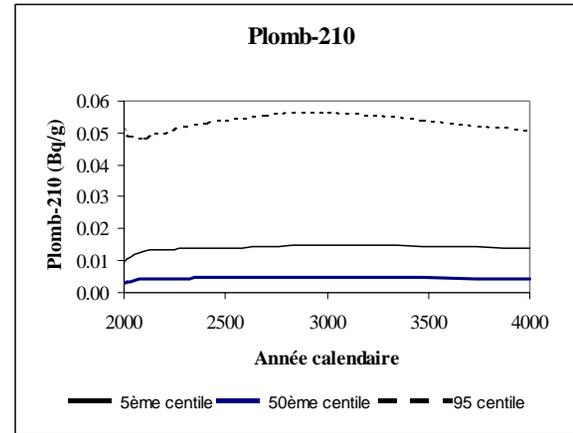
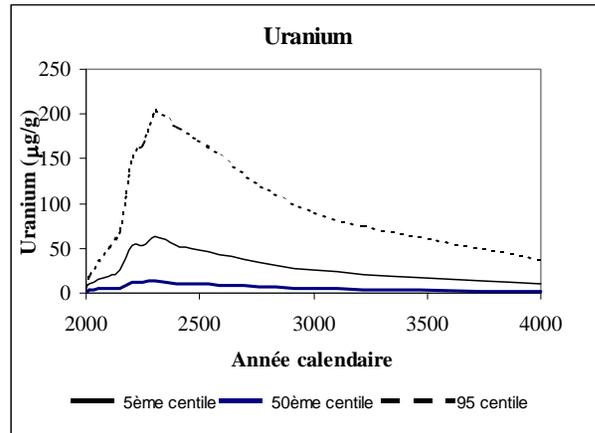


Figure 9.7: Niveaux prédits des contaminants dans les sédiments du lac Cluff au cours des 2000 premières années après le déclassement (suite)

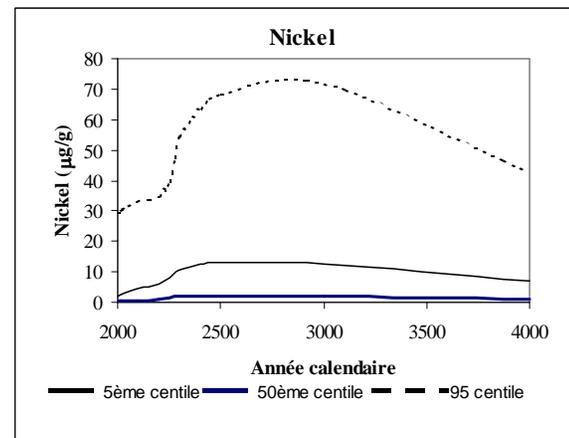
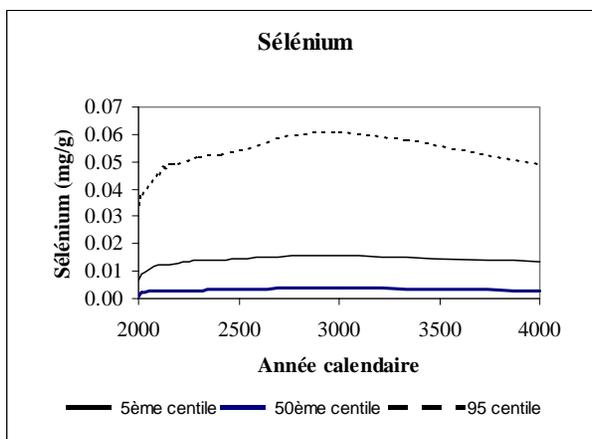
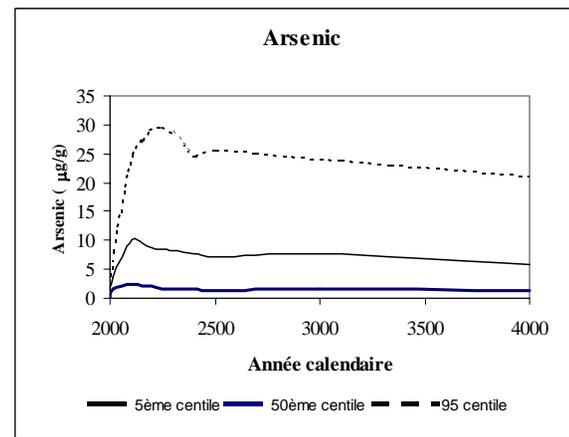
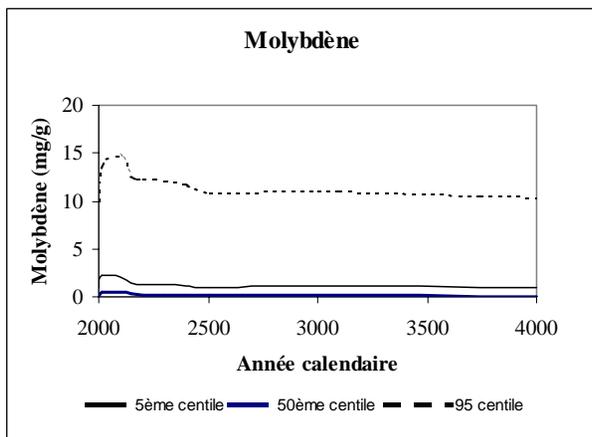


Figure 9.7: Niveaux prédits des contaminants dans les sédiments du lac Cluff au cours des 2000 premières années après le déclassement

