



Rapport général

Évaluation des risques
environnementaux des
laboratoires de Chalk River

Programme de protection de l'environnement

ENVP-509220-REPT-003

Révision 0

Janvier 2019

UNRESTRICTED

© Laboratoires Nucléaires
Canadiens

286 Plant Road
Chalk River, Ontario
Canada K0J 1J0

janvier 2019

ILLIMITÉE

© Canadian Nuclear
Laboratories

286, rue Plant
Chalk River (Ontario)
Canada K0J 1J0

RÉSUMÉ

Le présent rapport d'évaluation des risques environnementaux (ERE) met à jour l'ERE de 2012 [1] conformément à la norme N288.6 de l'Association canadienne de normalisation (CSA) [2] citée dans le Manuel des conditions de permis des Laboratoires de Chalk River (LCR) [3], en se basant sur des données environnementales plus récentes (jusqu'à la fin de 2017), y compris les renseignements disponibles provenant du suivi des effets sur l'environnement (SEE) et des études de suivi. Les objectifs spécifiques, conformes à la norme, sont les suivants :

- (1) Évaluer le risque pour les récepteurs humains et écologiques pertinents découlant de l'exposition aux contaminants et aux facteurs de stress liés au site des LCR et à ses activités;
- (2) Recommander une surveillance ou une évaluation plus poussée, au besoin, en fonction des résultats, pour confirmer les risques ou réduire les incertitudes dans l'évaluation.

La présente ERE est organisée en unités de gestion (UG) reflétant l'organisation récente du site des LCR en UG afin de mieux planifier les mesures correctives. Les limites des UG sont présentées à Figure 1.

La portée de l'ERE englobe les activités actuelles des LCR, et les effets sur la santé humaine et l'environnement découlant potentiellement de ces activités. Tous les rejets de contaminants actuels ainsi que les impacts potentiels d'autres facteurs de stress sur l'environnement sont pris en compte. Les pratiques antérieures et les événements survenus dans le passé en dehors des installations opérationnelles sont également pris en compte, lorsqu'ils ont peut-être été la cause d'un rejet de contaminants ou d'une exposition des récepteurs se produisant actuellement. L'ERE est un document évolutif qui repose sur les renseignements actuellement disponibles. Il convient de noter que la caractérisation du site des LCR est en cours et que de nouveaux contaminants potentiellement préoccupants peuvent être identifiés à mesure que les travaux progressent – de nouvelles données seront prises en considération dans la prochaine version de l'ERE. Les opérations futures proposées ne sont pas prises en compte ici, mais ont été incluses dans les évaluations environnementales propres au projet.

L'environnement naturel à prendre en considération dans cette ERE comprend tous les emplacements à l'extérieur des zones opérationnelles (c.à-d., la zone de gestion des déchets B et l'aire contrôlée sont exclues), tant sur le site qu'à l'extérieur (p. ex., la rivière des Outaouais), qui peuvent être exposés à des répercussions négatives découlant de l'exploitation du site des LCR. Les panaches d'atmosphère, d'eaux souterraines ou d'eaux de surface qui quittent les zones opérationnelles, soit ceux qui s'étendent à l'extérieur de la clôture d'une zone de gestion des déchets (ZGD), font partie de la portée de l'ERE. L'exposition du biote aux radionucléides présents dans le sol à l'intérieur de la clôture est prise en compte pour les zones non opérationnelles (ZGD-A, les zones de dispersion des liquides et la ZGD-F).

Ce rapport présente une description mise à jour du site, laquelle comprend :

- un aperçu des installations déclassées et des nouvelles installations construites;
- une description du site technique artificiel, des installations et des systèmes;
- une description des effluents provenant des installations, et des activités de surveillance environnementale;
- une description des milieux naturels et physiques.

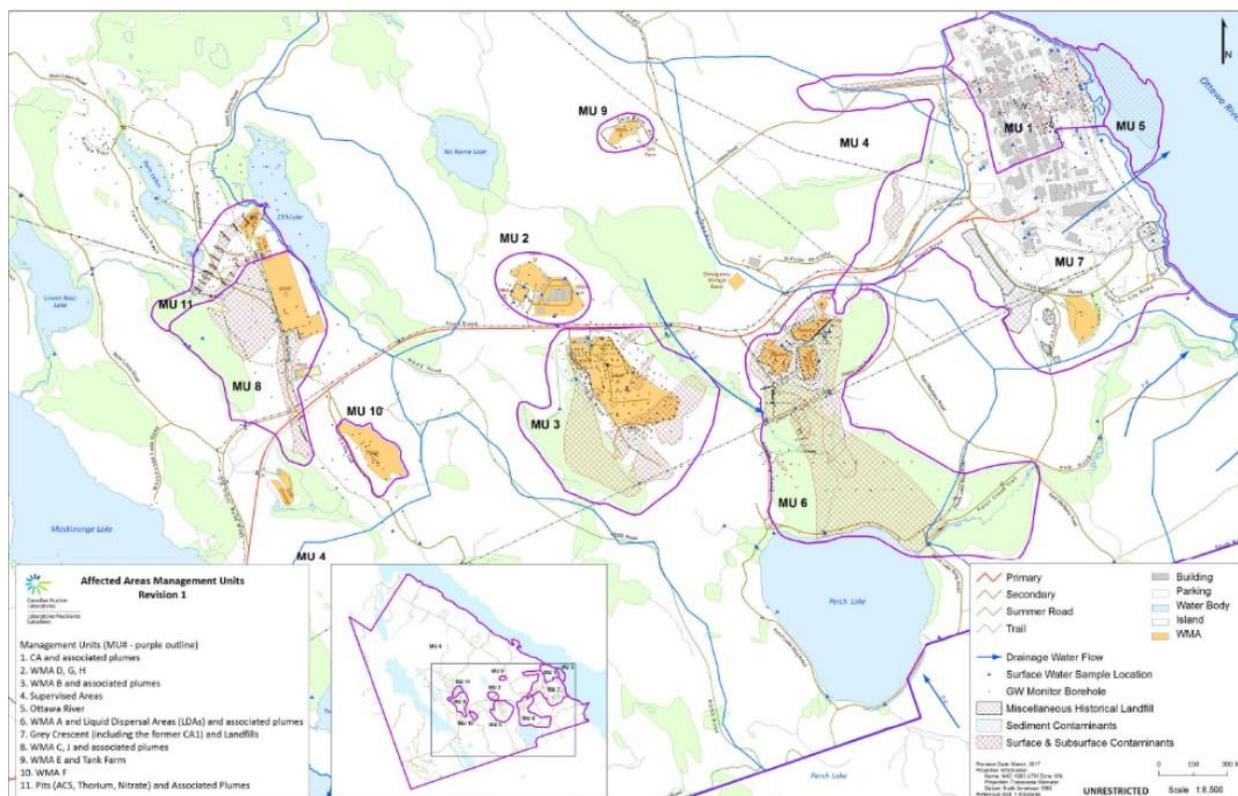


Figure 1. Carte du site des LCR indiquant les limites des unités de gestion.

Évaluation des risques pour la santé humaine

L'évaluation des risques pour la santé humaine (ERSH) met l'accent sur les effets potentiels sur la santé du public du rejet dans l'environnement de contaminants provenant du site des LCR. L'ERSH se base sur la dose reçue par les groupes critiques, c'est-à-dire les personnes les plus susceptibles de recevoir la dose la plus élevée de contaminants radiologiques et non radiologiques potentiellement préoccupants (CPP) en raison de leur lieu de résidence et des voies d'exposition pertinentes. Dans l'ERSH, l'exposition totale de la population hors site a été calculée de manière conservatrice, en additionnant les doses des groupes critiques les plus sensibles pour chaque voie d'exposition, ce qui a permis d'obtenir une dose pour un particulier hypothétique vivant à l'extérieur du site.

Les personnes travaillant sur le site des LCR sont potentiellement exposés à des contaminants environnementaux, à la fois chimiques et radiologiques, mais l'exposition est prise en considération et maîtrisée au moyen du Programme de santé et de sécurité au travail et du Programme de radioprotection. L'exposition à laquelle sont soumis les travailleurs et les visiteurs sur le site des LCR n'est pas prise en compte dans l'ERSH, car elle est inférieure à la dose des travailleurs tant sur le plan de l'ampleur que de la durée. Les doses de rayonnement reçues par les travailleurs et les visiteurs sont surveillées conformément aux exigences réglementaires du Programme de radioprotection.

Les membres du public à l'extérieur du site sont potentiellement exposés à de faibles niveaux de rejets dans l'atmosphère ou l'eau. Tous les groupes critiques potentiels ont été inclus dans le calcul des limites de rejet dérivées (LRD) pour le site [4], là où des groupes critiques limites ont été identifiés. Le calcul est basé sur la norme CSA N288.1-14 [5]. L'ERSH utilise les concentrations de radionucléides mesurées dans les milieux naturels, y compris les denrées alimentaires, pour calculer la dose de rayonnement reçue par les groupes critiques. Cette dose est également calculée en fonction des rejets d'effluents en pourcentage des LRD pour les divers radionucléides.

Les récepteurs de la baie Balmer, situés à 6,8 km au nord-ouest et en amont du site, reçoivent la dose totale la plus élevée provenant des contaminants atmosphériques émis par les LCR (d'après le pourcentage des LRD et les résultats de la surveillance environnementale), car ils sont dans la direction du vent prédominant NO-SE. Les habitants de Chalk River sont légèrement plus près du site des LCR, mais moins exposés puisqu'ils ne sont pas dans la direction du vent prédominant. Les résidents des fermes les plus exposés se trouvent à la ferme Sheenboro, à environ 10,5 km au sud-est du site des LCR, du côté québécois de la rivière des Outaouais. Les récepteurs résidentiels de Balmer Bay et les récepteurs de la ferme Sheenboro ont été pris en compte aux fins d'évaluation dans l'ERSH [6].

Les récepteurs recevant la dose totale de contaminants hydriques la plus élevée provenant des LCR (basée sur le % de LRD et les résultats de la surveillance environnementale) sont les riverains de Harrington Bay, à 8,6 km en aval du côté québécois, ainsi que les habitants de Petawawa et de Pembroke, situés à 17,9 km et 30,1 km en aval, respectivement. Les habitants de ces collectivités ont été considérés aux fins d'évaluation dans l'ERSH.

Les estimations de la dose au public pour les récepteurs de la baie Balmer ($0,087 \text{ mSv y}^{-1}$ pour un adulte et $0,084 \text{ mSv y}^{-1}$ pour un nourrisson) sont bien en deçà de la dose limite de 1 mSv y^{-1} [6]. Par conséquent, la santé publique est protégée. La dose de rayonnement des LCR est très faible et représente une fraction de la dose de fond naturelle, même lorsque des régimes alimentaires extrêmes sont modélisés. Les résultats montrent qu'un régime entièrement composé de gibier local ou de poisson de la rivière des Outaouais aurait peu d'effet sur la dose totale de rayonnement reçue par le public. Étant donné que les résidents de la baie Balmer sont protégés, les autres groupes de population à proximité des LCR qui reçoivent des doses de rayonnement plus faibles sont également protégés. Consécutivement à l'arrêt du réacteur

national de recherche universel (NRU) le 31 mars 2018, la dose de rayonnement provenant des gaz rares, en particulier le ^{41}Ar , qui contribuaient grandement à la dose externe (gamma) provenant de l'immersion dans l'air, sera réduite de beaucoup.

Les rejets non radioactifs dans l'atmosphère sont également envisagés du point de vue de la santé humaine. Les gaz acides, les NO_x et les SO_x , ainsi que les matières particulaires (PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$) provenant de diverses sources sur le site, présentent des concentrations près de la source dans la zone bâtie du site qui dépassent les critères de qualité de l'air ambiant de l'Ontario (OAAQC) [7]. Les concentrations atmosphériques de Hg, Pb, NO_x , N_2O , $\text{PM}_{2,5}$, PM_{10} , SO_2 et SF_6 hors site dans la baie Balmer étaient bien inférieures aux OAAQC et n'ont pas été évaluées plus en détail.

Le risque potentiel d'effets sur la santé découlant de l'exposition au rayonnement et au mercure (Hg) dans les sédiments du fond de la rivière des Outaouais près du déversoir des procédés est négligeable. Néanmoins, en raison de la faible possibilité que des membres du public soient exposés à des concentrations élevées de radionucléides ou de Hg dans les sédiments de la rivière des Outaouais, le risque potentiel a été étudié. Tous les scénarios d'exposition plausibles ont donné lieu à des doses de rayonnement considérées comme négligeables (10 à $100 \mu\text{Sv y}^{-1}$) par l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) [9] et les taux d'absorption de Hg ne représentaient qu'une petite fraction ($< 4 \%$) de l'apport quotidien tolérable.

Évaluation des risques écologiques

Dans la présente ERE, les effets potentiels sur le biote sont évalués au moyen de récepteurs génériques qui représentent les voies d'exposition et les groupes d'organismes. On procède ainsi parce qu'il y a trop d'espèces pour les évaluer toutes individuellement et qu'on ne dispose pas des données requises pour évaluer avec précision de nombreuses espèces. On ne dispose généralement pas de paramètres propres aux espèces pour diverses conditions environnementales. Par exemple, dans la plupart des évaluations des risques écologiques (ERECO), les poissons sont divisés en deux groupes, pélagiques (p. ex., le doré jaune) ou benthiques (p. ex., la barbote brune), représentant des voies d'exposition différentes, comme l'alimentation, qui se fait soit à partir de la colonne d'eau soit au fond du cours d'eau (invertébrés benthiques et exposition au rayonnement des sédiments), les mêmes valeurs de paramètres représentant tous les poissons pélagiques et un autre ensemble de valeurs de paramètres représentant tous les poissons benthiques.

Les récepteurs écologiques d'intérêt, les CPP radiologiques et non radiologiques (et les facteurs de stress), les lieux d'exposition aux CPP et les voies d'exposition pertinentes ont été identifiés dans des ERE antérieures des LCR, et seuls quelques changements mineurs ont été apportés pour l'ERE actuelle. Les récepteurs écologiques sélectionnés représentent un ensemble type de groupes taxinomiques, d'habitats, d'habitudes d'alimentation et de niveaux trophiques qui permet d'extrapoler les résultats à des espèces similaires sur le plan écologique.

La différence dans l'évaluation des composantes valorisées (CV) pour les espèces autres que les espèces en péril et des CV pour les espèces en péril est la valeur repère utilisée. Pour les espèces autres que les espèces en péril, une valeur à faible effet comme une CE_{20} (c.-à-d. les concentrations auxquelles des effets sont observés dans 20 % de la population) est idéalement utilisée comme repère, alors qu'une concentration sans effet observé est préférée pour les espèces en péril. Les organismes de référence de la même taille et représentant des voies et des régimes alimentaires similaires peuvent agir comme substituts pour les espèces en péril, ou encore les effets potentiels d'un contaminant peuvent être calculés directement pour les espèces en péril à l'aide de données représentatives de ces espèces, lorsqu'elles sont disponibles.

L'accumulation de contaminants est modélisée à l'aide de facteurs de bioaccumulation (FBA). La concentration de la plupart des métaux et des radionucléides diminue à mesure qu'on s'élève dans la chaîne alimentaire, alors que celle de la plupart des composés organiques augmente (bioamplification). Le Cs-137 est une exception puisqu'il se bioamplifie dans la chaîne alimentaire jusqu'au doré jaune, un prédateur de niveau trophique supérieur, dans la rivière des Outaouais. L'utilisation de facteurs de bioaccumulation propres au site fournit généralement une estimation raisonnablement exacte de l'accumulation d'un contaminant donné dans les récepteurs de niveau trophique supérieur, et des valeurs propres au site ont été utilisées, quand elles étaient disponibles. Lorsque les données propres au site n'étaient pas disponibles, on a utilisé des valeurs génériques.

Les concentrations de contaminants dans les milieux des LCR (eaux de surface, sédiments, sol) ont été mises à jour en fonction des données de surveillance récentes du site et les concentrations mesurées ont été comparées aux valeurs repères. Lorsque des concentrations mesurées à jour n'étaient pas disponibles ou que les calculs de répartition n'étaient pas possibles, les quotients de risque (QR) ont été reportés de l'ERE de 2012 à l'ERE actuelle. Les valeurs repères utilisées pour évaluer le potentiel d'effets radiologiques sur les espèces sensibles étaient de $100 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ ($2,4 \text{ mGy}\cdot\text{d}^{-1}$) pour les organismes terrestres et de $400 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ ($9,6 \text{ mGy}\cdot\text{d}^{-1}$) pour les organismes aquatiques [2][10], et les valeurs repères de concentration pour les effets écologiques des radionucléides individuels pour les sites terrestres et aquatiques (tableau 4-4). Les valeurs repères pour les CPP non radiologiques ont été tirées des lignes directrices fédérales et provinciales applicables pour la qualité de l'environnement, des données toxicologiques publiées dans la littérature et de la plage supérieure des concentrations de fond (tableau 4-7).

L'eau souterraine n'a pas été considérée comme un milieu d'exposition à l'intérieur des zones d'émission, sauf au lieu de rejet des eaux souterraines. Les facteurs de stress physiques pris en compte dans l'ERECO comprenaient les effets d'entraînement ou d'aspiration à la prise d'eau de refroidissement et la circulation sur les routes du site. Les perturbations de l'habitat sont prises en considération dans les évaluations des projets individuels.

Les quotients de risque (QR) ont été calculés pour chaque récepteur pertinent à chaque site d'évaluation. Les QR supérieurs à 1 indiquent un potentiel d'effets nocifs, mais ne démontrent pas qu'il y a un effet. Les QR établis à partir des concentrations maximales peuvent surestimer le risque pour les espèces mobiles telles que les poissons, oiseaux et les mammifères, dont l'exposition peut être réduite à une moyenne résultant de leurs déplacements. De plus, il est possible que les QR des concentrations naturelles locales maximales soient plus que prudentes, étant donné qu'elles sont habituellement inférieures au niveau entraînant un effet.

Effets potentiels

La plupart des emplacements autour du site des LCR ont des doses de rayonnement inférieures aux valeurs de référence (QR < 1). Les quelques endroits où les valeurs de référence sont dépassées (QR > 1) sont principalement associés aux panaches d'eaux souterraines de ⁹⁰Sr, comme ceux qui proviennent des zones de gestion des déchets et qui se déversent dans les milieux humides. Les zones se caractérisant par des niveaux de rayonnement élevés et des QR supérieurs à 1 sont de petite taille et on ne s'attend pas à observer des effets potentiels sur les espèces mobiles à l'échelle de la population. Les contaminants non radiologiques dont le QR est supérieur à 1 sont plus courants et plus répandus. Bien que les QR soient supérieurs à 1, les dépassements ne démontrent pas d'effets négatifs, mais indiquent qu'une évaluation plus poussée est nécessaire. Certains dépassements peuvent être attribuables aux conditions de fond locales, ainsi qu'à des rejets provenant de ZGD qui peuvent, ou non, avoir un effet négatif.

Un bref résumé de chaque UG suit en ce qui concerne les effets négatifs potentiels des CPP radiologiques et non radiologiques.

Unité de gestion n° 1 (UG n° 1) :

L'unité de gestion n° 1 est l'aire contrôlée, une zone d'environ 20 ha où se déroulent la plupart des travaux radioactifs. L'UG n° 1 abrite cinq réacteurs nucléaires dont seul le deutérium-2 à énergie nulle est encore en service. Le réacteur national de recherche expérimental (NRX), ainsi que les réacteurs Maple 1, Maple 2 et NRU sont tous en état d'arrêt sécurisé. Plusieurs laboratoires et installations de soutien s'y trouvent aussi : centrale électrique, centre de traitement des déchets, ensembles de cellules chaudes, laboratoires de radio-isotopes, installations de stockage des matières nucléaires, divers ateliers et ateliers d'entretien.

CPP radiologiques

La contamination de l'eau souterraine causée par une fuite des travées de barres du réacteur NRX a entraîné la formation d'un panache de ⁹⁰Sr qui s'étend sur 330 m, des travées de barres jusqu'au rivage de la rivière des Outaouais. La fuite de l'eau contaminée des travées de barres dans les sols et les eaux souterraines sous l'installation se sont poursuivies jusqu'en septembre 2006, date à laquelle on a réussi à éliminer l'eau qui était encore dans les travées B204A. En 2017, la concentration de ⁹⁰Sr dans les eaux souterraines près du rivage était de 84 Bq L⁻¹ (QR = 0,46 pour l'escargot), donc aucun effet écologique n'est attendu. Cette constatation est étayée par deux études sur place [11] [12] portant sur la reproduction et le

succès de la reproduction des hirondelles bicolores qui ont colonisé les nichoirs dans la zone du panache. L'accumulation de ^{90}Sr par les hirondelles bicolores se nourrissant d'insectes dans la zone du panache a donné un QR inférieur à 1.

Dans l'ERE de 2012, les aulnes poussant au-dessus du panache du NRX avaient un QR de 1,1 d'après une dose de rayonnement de $2,61 \text{ mGy d}^{-1}$, ce qui est inférieur au niveau sans effet nocif observé pour les plantes [13]. Le QR de 1,1 n'est pas une indication d'un effet nocif sur les aulnes. La zone de forte activité bêta globale est relativement petite, s'étendant sur environ 40 m le long de la rive au nord du quai Gray.

Un panache de tritium s'étend également des travées de barres du réacteur NRU jusqu'au rivage. En 2017, les concentrations de tritium dans les puits littoraux dans un transect du panache atteignaient un maximum de 109 kBq L^{-1} et une moyenne de 67 kBq L^{-1} , ce qui donnait des QR bien inférieurs à un; par conséquent, aucun effet écologique n'est attendu.

Le martinet ramoneur (*Chaetura pelagica*) est classé comme espèce menacée au Canada en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* et en Ontario en vertu de la *Loi sur les espèces en voie de disparition*. Aux LNC, le martinet ramoneur se repose dans la cheminée de l'installation de traitement du molybdène chaque année pendant une période de 16 semaines, ce qui signifie que la cheminée peut abriter de 60 à 600 individus, selon les jours. Cependant, le martinet ramoneur ne se reproduit pas dans la cheminée. Lorsque l'installation était en exploitation, les martinets ramoneurs qui se reposaient dans la cheminée recevaient de faibles niveaux de rayonnement provenant des émissions de gaz rares (une évaluation prudente de la dose reçue par le récepteur pour l'occupation de nuit de la cheminée au cours de l'été a donné un QR bien inférieur à 1). En octobre 2016, les activités de traitement du molybdène (Mo) ont cessé, éliminant ainsi la source des émissions de gaz rares et des doses de rayonnement associées.

CPP non radiologiques

Dans l'UG n° 1, les CPP non radiologiques ayant un QR supérieur à 1 ont été relevés aux endroits suivants :

- Les effluents non dilués du trou d'homme 4F6 comprennent les chlorures (Cl), le cuivre (Cu), le fer (Fe) et le phosphore (P);
- L'effluent du déversoir d'eaux pluviales 030 inclut *E. coli*;
- Les effluents du déversoir des installations sanitaires comprennent l'aluminium (Al), le Cu, le nickel (Ni), le P, le vanadium (V), l'ammonium, le chlore résiduel total (CIRT) et les matières en suspension totales (MST).

Le taux de Cl élevé reflète probablement le ruissellement du sel de voirie pendant les tempêtes. En raison d'une restructuration à grande échelle de la gestion des eaux pluviales aux LCR en 2018, le déversoir d'eaux pluviales 040 a été dirigé vers le déversoir des procédés, et le déversoir d'eaux pluviales 030 a été redirigé vers le bassin de rétention 010. Ces changements, ainsi que la construction d'une nouvelle installation de traitement des eaux usées, devraient

avoir une incidence positive sur les concentrations d'effluents à ces endroits et seront évalués dans les prochains rapports de surveillance et les ERE futures.

Les rejets atmosphériques de sulfate (SO_2) entraînent des QR > 1 jusqu'à un point de contact de 300 m dans la direction S-E, dans la zone bâtie/riveraine; par conséquent, il y a un risque d'effets du SO_2 provenant de la cheminée de la centrale électrique à l'échelle locale. Dans la zone bâtie et riveraine du site où le paysage a été modifié par les perturbations anthropiques, la diversité du biote naturel est réduite. Aucun effet négatif évident n'est observé dans la végétation locale de cette zone. En 2017, la source des émissions de SO_2 (combustion de mazout n° 6) a été remplacée par la combustion de gaz naturel, de sorte que les émissions devraient diminuer bien en deçà des valeurs repères d'ici la fin de 2018.

Unité de gestion n° 2 (UG n° 2)

L'UG n° 2 comprend les ZGD-D, -G et -H, qui sont toutes des installations de stockage de déchets hors sol en exploitation.

Aucun CPP radiologique et non radiologique n'avait de QR supérieur à 1.

Unité de gestion n° 3 (UG n° 3)

L'UG n° 3 comprend la ZGD-B et les panaches associés qui se déversent dans la forêt Spring B et le marécage Ouest, l'affluent 1 du lac Perch et les suintements près du cours d'eau Main Stream. Les panaches résultent d'anciens rejets dans des tranchées de sable non revêtues. La ZGD-B contient également des tranchées revêtues d'asphalte et recouvertes, des enceintes de béton rectangulaires, des silos verticaux et des sites d'enfouissement spéciaux. Les installations actuellement en exploitation sont des enceintes cylindriques en béton, des silos plus récents ainsi que l'installation de conditionnement et d'entreposage du combustible.

CPP radiologiques

Le Sr-90 est le principal radionucléide préoccupant dans l'UG n° 3. Un panache d'eau souterraine de ^{90}Sr provenant de la ZGD-B émerge à la surface à Spring B, une zone humide boisée. Le panache de ^{90}Sr est intercepté par la pompe de Spring B et l'installation de traitement des eaux souterraines, ce qui réduit considérablement la concentration de ^{90}Sr dans l'eau rejetée dans le cours d'eau. La contamination est fortement concentrée le long du canal de la forêt Spring B. Plus en aval, dans le marécage Ouest, l'écoulement de surface ne suit pas un canal clairement défini, mais le mouvement de l'eau (et des contaminants) se fait vers le coin sud-est du marécage et le cours d'eau qui s'écoule vers l'affluent 1 du lac Perch. La zone caractérisée par un QR supérieur à 1 pour le sol se limite à une petite bande de terre le long de Spring B, d'une superficie d'environ 0,1 ha [14].

En 2015, une activité bêta globale maximale de 1 680 Bq g^{-1} p.s. dans des échantillons de végétation du marécage Ouest était notée dans un aulne adjacent au cours d'eau de la forêt Spring B. Cela représente une dose de rayonnement d'environ 10,3 mGy d-1 et un QR de 4,3. Cette dose se situe dans la plage où des effets mineurs commencent à apparaître chez les

espèces végétales sensibles, alors que l'aulne, étant un arbre à feuilles caduques, est considéré comme une espèce plus résistante.

Les QR maximums ont été calculés pour l'activité bêta globale exercée sur l'escargot à Spring B (QR = 4,0 dans un point d'évacuation des eaux souterraines, 6,1 dans les eaux de surface et 3,4 dans les sédiments). Compte tenu de la faible superficie (0,1 ha) de rayonnement élevé dans la forêt Spring B et du fait que la plupart des invertébrés benthiques, y compris l'escargot, sont relativement résistants à la radioactivité, il est peu probable que l'on observe des effets au niveau de la population. En raison de la demi-vie relativement longue de ^{90}Sr , on prévoit que le QR sera supérieur à un pendant plusieurs décennies dans cette petite zone.

CPP non radiologiques

Dans l'UG n° 3, des CPP non radiologiques ayant un QR supérieur à 1 ont été notés aux endroits suivants :

- L'eau de la forêt Spring B contient du Cl, du lithium (Li), de l'uranium (U) et des composés phénoliques;
- Les sédiments de la forêt Spring B comprennent l'arsenic (As), le Cl, le Fe, le Ni, le plomb (Pb), le strontium (Sr), l'U et le zinc (Zn);
- L'eau du marécage Ouest comprend du baryum (Ba), du Cl et du Li;
- Les sédiments du marécage Ouest comprennent les éléments Al, Ba, Cl, Li, Pb et Sr;
- À la prise d'eau 1 du lac Perch, on trouve dans l'eau les éléments Ba, Cu, Fe, Li et Pb, des composés phénoliques, des substances extractibles par solvant (huiles et graisses), du TCFM, du V et du Zn;
- À la prise d'eau 1 du lac Perch on trouve dans les sédiments les éléments Ni et V, ainsi que Pb et Zn pour la voie d'ingestion;
- Le rejet du panache de solvant à l'infiltration SS-1 près du cours d'eau Main Stream a entraîné des QR > 1 pour le TCE et le chloroforme.

Une évaluation plus poussée est nécessaire pour mieux caractériser ces CPP et déterminer si des effets négatifs se produisent.

Unité de gestion n° 4 (UG n° 4)

L'UG n° 4 est la section de la zone surveillée extérieure qui ne contient aucune ZGD visée par une autorisation d'installation. On y trouve un certain nombre d'anciens sites, ainsi que des installations de soutien à l'exploitation (c.-à-d. le champ de tir des LCR) et des emplacements pour la nouvelle infrastructure proposée. Cette unité, d'une superficie de 3 580 ha, représente la plus grosse partie du site des LCR; elle est essentiellement non modifiée par les activités des LNC et demeure à son état naturel.

CPP radiologiques

Aucun contaminant radiologique ne dépasse ses valeurs repères respectives (QR < 1).

CPP non radiologiques

Dans l'UG n° 4, des CPP non radiologiques ayant un QR supérieur à 1 ont été notés aux endroits suivants :

- L'eau et les sédiments du marécage O-3 contiennent des concentrations élevées de Cl;
- L'eau du cours d'eau Main Stream au-dessus de la rue Plant comprend les éléments Cl, Cu, Li, et P, des composés phénoliques et du TCFM;
- Les sédiments du cours d'eau Main Stream au-dessus de la rue Plant comprennent les éléments Cl, Cu, P et Sr et du TCFM.

Animaux tués sur la route

L'impact de la circulation sur la faune est probablement l'un des effets les plus importants des LCR sur l'écosystème local. En général, quelques grands mammifères sont tués par des véhicules chaque année. De 2013 à 2017, 4 décès d'orignaux et 4 décès de cerfs ont été enregistrés sur la rue Plant, la principale voie d'accès au site de l'usine, comparativement à 4 décès d'orignaux, 11 de cerfs et un d'ours au cours de la période de 2007 à 2012.

Les tortues qui vivent dans un milieu humide bordant la route dans la région du lac Maskinongé traversent la route au printemps et à l'été pour trouver des endroits où pondre leurs œufs dans le gravier le long de la route. Depuis 2012, 31 tortues ont été tuées sur la route (25 tortues peintes, 2 serpentes, 1 géographique 3 mouchetées). Les tortues mouchetées, les tortues géographiques et les tortues serpentes sont inscrites à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*. Les mesures d'atténuation pour protéger les tortues sont : de la signalisation mettant en garde les automobilistes à deux lieux de passage de tortues; l'installation de barrières de limon pour réduire l'accès des tortues à la rue Plant; des ponceaux spécialement conçus pour le passage des tortues; et un programme de sensibilisation et d'éducation des employés au sujet des tortues qui vivent sur place.

Les accidents mortels sur la route peuvent avoir une incidence à long terme sur la population des créatures à longue durée de vie et à reproduction lente, comme les tortues (y compris les espèces en péril). Dans le cas des grands mammifères, il est peu probable que le taux de mortalité attribuable à la circulation ait un effet au niveau de la population. Dans l'ensemble, le site des LCR est très peu touché par les activités qui y sont menées et sert de réserve naturelle, puisque l'accès public est restreint et que la chasse et la pêche y sont interdites.

Sels de voirie

Les routes, les aires de stationnement et les allées piétonnières sont entretenues pendant les mois d'hiver avec du sel de voirie. L'utilisation de sels de voirie pendant les mois d'hiver contribue à l'élévation des concentrations de Cl dans les eaux de surface, ce qui pourrait avoir des effets néfastes sur les espèces aquatiques le long des routes des LCR. On suppose que des concentrations élevées de sodium (Na) et/ou de Cl se produiront dans les eaux souterraines et

les sols le long des routes et des parcs de stationnement des LCR, à un niveau semblable à celui attendu le long des routes de l'Ontario en général.

Unité de gestion n° 5 (UG n° 5)

L'UG n° 5 est la rivière des Outaouais et son lit près du déversoir des procédés, une zone facilement accessible au public. Dans l'ensemble de la rivière des Outaouais, les concentrations dans l'eau de ^{137}Cs , de ^{90}Sr et de tritium équivalent maintenant à environ 3 %, 4 % et 2 %, respectivement, des concentrations maximales qui se sont produites au milieu des années 1960, après le pic des essais d'armes nucléaires atmosphériques. Les concentrations de radionucléides mesurées dans l'eau de la rivière des Outaouais à Pembroke (30 km et plus en aval des LCR) sont maintenant proches des niveaux de fond et ne posent aucun risque écologique pour le biote aquatique ou le public.

Une vaste campagne de caractérisation qui a commencé au début des années 2000 a révélé que dans une certaine zone de sédiments fluviaux, les concentrations d'une gamme de contaminants radiologiques et non radiologiques étaient supérieures aux niveaux de fond [15]. Cette zone de sédiments contaminés s'étend de 8 à 10 ha au déversoir des procédés des LCR et se trouve à des profondeurs de 8 à 30 m. Les contaminants radiologiques sont des produits de fission et d'activation provenant de l'exploitation du réacteur, la contamination se produisant sous forme de contamination dispersée des « sédiments en vrac » et de particules actives distinctes (minuscules morceaux de combustible nucléaire et de produits de corrosion). Les constituants non radiologiques dont la concentration est élevée et dépasse les niveaux de dépistage écologique dans l'empreinte radiologique sont les biphényles polychlorés (BPC) de type dioxine et le mercure.

Les quotients de risque pour les radionucléides étaient inférieurs à 1 pour tous les organismes récepteurs dans les habitats côtiers et intérieurs, y compris l'exposition à l'activité naturelle et anthropique, mais les concentrations moyennes de mercure dans les sédiments ont donné un QR de 3.

Les effets potentiels des concentrations élevées de contaminants dans le biote ont été évalués dans l'ERE des sédiments de la rivière des Outaouais [15]. On a eu recours à une méthode d'évaluation fondée sur le poids de la preuve pour obtenir une compréhension complète des risques posés par les contaminants dans les sédiments de la rivière. Les sources de preuve comprenaient des examens historiques des opérations, la caractérisation des sédiments et des contaminants, la détermination des CPP, l'évaluation des caractéristiques physiques et de la stabilité des sédiments, la datation au ^{210}Pb des profils de carottes de sédiments, des études de la structure de la communauté aquatique, des essais de bioaccumulation des contaminants et de toxicité des sédiments.

On a constaté un faible potentiel de transfert trophique de la contamination des sédiments aux poissons et à la faune piscivore en raison d'un réseau alimentaire principalement pélagique, d'une faible biomasse benthique et d'une diminution des niveaux de contamination des

sédiments. Les seuls radionucléides anthropiques actuellement détectés chez les poissons sont le ^{90}Sr et le ^{137}Cs , et il n'y a pas de différence dans les concentrations de ^{90}Sr et de ^{137}Cs chez les poissons en amont et en aval du site des LCR. Les concentrations de méthylmercure (la forme biodisponible qui influe sur la bioamplification du mercure dans le réseau trophique) sont très faibles dans les eaux de surface de la rivière des Outaouais et les 5 cm supérieurs des sédiments. Les concentrations de mercure mesurées chez le doré jaune près des LCR, et la preuve que le doré jaune est une espèce pélagique dans le tronçon LCR de la rivière, indiquent que toute bioamplification du mercure est un problème régional probablement lié au fait que les concentrations dans l'eau sont influencées par l'origine atmosphérique et les processus naturels de méthylation du mercure dans le bassin hydrographique, et non par les activités des LCR.

Malgré les concentrations élevées de contaminants dans les sédiments de la rivière des Outaouais près du déversoir des procédés, l'abondance des macro-invertébrés benthiques et la structure de la communauté ne semblent pas être différentes de celles des emplacements en amont ou en aval, et après 60 ans d'exploitation du réacteur, l'abondance des nymphes d'*Hexagenia* (un invertébré sensible à la contamination) dans la rivière des Outaouais, près des LCR, demeure essentiellement inchangée par rapport à ce qu'elle était avant l'accident du NRX en 1952. Les résultats des essais de toxicité sur les sédiments pour trois taxons d'invertébrés benthiques (*Hyaella azteca*, *Chironomus dilutus* et *Hexagenia* spp.) et la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) n'ont révélé aucun effet sur les paramètres de survie ou de reproduction, et seulement des effets mineurs sur la croissance de *D. dilutus* et *Hexagenia* spp. exposés à des sédiments contaminés.

En ce qui concerne les rejets d'effluents dans la rivière des Outaouais à partir du déversoir des procédés (avec dilution), le CIRT avait un QR supérieur à 1 pendant les épisodes de chloration ($\sim 2 \text{ h semaine}^{-1}$). Avec l'arrêt du réacteur NRU, le besoin de chloration par choc a cessé. Par conséquent, le CIRT ne devrait plus être un problème dans les effluents du déversoir des procédés dans l'avenir.

Les concentrations de contaminants dans l'eau, les sédiments et le biote diminuent dans cette zone de la rivière en raison de la désintégration radioactive et de l'enfouissement. L'enfouissement est le principal mécanisme de réduction des interactions entre les contaminants et le biote pour le Hg, les BPC de type dioxine, les métaux et les radionucléides à longue période. Dans l'ensemble, les rejets continus dans la rivière des Outaouais provenant des activités des LCR ont un impact négligeable sur la rivière et, suivant l'arrêt du réacteur NRU en mars 2018, les rejets ont encore diminué.

Unité de gestion n° 6 (UG n° 6)

L'UG n° 6 se trouve dans le bassin du lac Perch et se compose principalement de la ZGD-A et de zones de dispersion de liquides (ZDL), qui comprennent les puits de réacteur, le puits chimique et le puits de lavage, ainsi que des milieux récepteurs en aval, c'est-à-dire les marécages sud et est, le lac Perch et le ruisseau. La ZGD-A et les ZDL ne sont actuellement pas opérationnelles. Un

système de pompage et de traitement élimine et traite l'eau souterraine avant qu'elle ne pénètre dans le marécage Est, et un système entonnoir et porte (système passif) retire le ^{90}Sr de l'eau souterraine avant qu'elle n'émerge à la surface dans le marécage Sud.

La ZGD-A a été utilisée pour l'entreposage de matières solides et la dispersion de liquides à partir de 1946 dans des tranchées non revêtues et non recouvertes. Les opérations de disposition des déchets dans la ZGD-A ont pris fin en 1955, après quoi elle a été utilisée comme aire d'entreposage de surface pour l'équipement réutilisable contaminé et potentiellement contaminé jusqu'au milieu des années 1970. La surface a ensuite été nettoyée et recouverte d'environ 3 m de matériau de recouvrement. En 2013, une barrière réactive perméable (BRP du marécage Sud) a été installée pour traiter un panache de ^{90}Sr qui en émanait.

Les ZDL ont reçu des déchets liquides des réservoirs de stockage de B240 par l'entremise d'une paire de pipelines souterrains (un pour la ZDL et un pour la ZGD-A) au cours de la période de 1953 à 2000. Le puits de réacteur 1 a reçu des eaux usées radioactives de faible activité des réacteurs NRU et NRX entre 1953 et 1956, ainsi que de l'eau de nettoyage des baies de stockage et du puisard du bâtiment du réacteur NRX en 1959. Du matériel légèrement contaminé, des débris, de la ferraille et du sol excavé, des roches et des décombres de la zone active des LCR y ont été enfouis. L'écoulement des eaux souterraines sous le puits de réacteur 1 se fait dans les marécages sud et est. Le puits de réacteur 2 a fonctionné de 1956 à 2000 et a servi à disperser les eaux usées faiblement radioactives des réacteurs NRU et NRX.

Le puits chimique a été en service de 1956 à 1994 et a reçu des eaux usées de faible activité contenant des substances chimiques provenant de laboratoires radioactifs et de divers procédés chimiques sur place (p. ex., acides, alcalis et agents complexifiants). Le puits de lavage a été utilisé pour disperser les eaux usées de la zone active Centre de lavage et de décontamination et contient donc de petites quantités de sol contaminé. Le phosphore et le PO_4 ont des taux dépassant les concentrations de fond dans les eaux souterraines, ce qui reflète l'utilisation antérieure de détergents à base de phosphate.

Compte tenu de l'utilisation historique de l'UG n 6, il s'agit de l'une des zones les plus touchées sur le site des LCR. Les ZDL ont toutes été caractérisées de façon intrusive en 2017 et les résultats des analyses du sol ont été pris en compte dans la présente évaluation.

CPP radiologiques

Marécage Sud

Le marécage Sud est une petite terre humide (1,5 ha) située dans le bassin du lac Perch, juste au sud de la ZGD-A. Il s'écoule par son ruisseau (appelé par le passé ruisseau T-16) jusqu'au cours d'eau Main Stream, puis jusqu'au lac Perch par l'affluent 2. L'activité bêta globale (principalement le ^{90}Sr) s'y est déversée depuis au moins 1955, ce qui a entraîné des concentrations élevées dans le sol, la végétation et les eaux de surface [16]. En 2017, les QR étaient supérieurs à 1 pour les concentrations bêta globales dans le sol, sur environ 38 % de la

superficie du marécage. Au cours des 10 dernières années, l'activité bêta globale a diminué dans le ruisseau du marécage Sud.

En 2013, une barrière réactive perméable a été installée sur l'ensemble du panache qui s'étend de la ZGD-A au marécage Sud, réduisant la concentration bêta globale des eaux souterraines à moins de 10 Bq L⁻¹. Dans la présente évaluation, les concentrations bêta maximales globales dans le sol (QR < 1) et les arbres (QR = 3,3 pour l'aulne) se trouvent juste au sud de la barrière réactive perméable qui est touchée par les rejets de la ZGD-A. Les concentrations bêta globales dans les eaux de surface ont été en moyenne de 400 Bq L⁻¹ (QR = 1,2 pour l'escargot aquatique) en 2013-2017. La contamination de la surface et de la végétation dans le marécage Sud diminue.

On s'attend à ce que la diminution de la contamination au ⁹⁰Sr à la suite de l'installation du système d'interception du panache devienne plus évidente au cours des 15 prochaines années.

Marécage Est

Le marécage Est, d'une superficie d'environ 7,7 ha est situé près de la ZDL. L'écoulement de l'eau souterraine provenant du puits chimique se trouve au sud en direction du marécage Est. Le marécage est également contaminé, dans une moindre mesure, par un second panache souterrain provenant du puits de réacteur 2, qui contribue de façon importante à la contamination au déversoir du ruisseau du marécage Est. Ces panaches de contaminants se déversent dans les milieux humides depuis près de soixante ans [17].

Les concentrations maximales de ⁹⁰Sr dans le sol se traduisent par un QR de 7,0 pour l'escargot, tandis que, pour les concentrations de ⁹⁰Sr dans les feuilles, les QR sont inférieurs à 1. Les rejets bêta globaux dans le marécage Est sont stables depuis plusieurs années, l'activité bêta globale au déversoir du marécage Est atteignant en moyenne 272 Bq L⁻¹ (QR < 1) pour la période de 2007 à 2017. L'activité bêta globale au déversoir s'est montrée variable, mais demeure stable.

Les champs de rayonnement ambiant y diminuent en raison de la désintégration radioactive du ⁶⁰Co et du ¹³⁷Cs et du transport hors des terres humides par le ruisseau du marécage Est.

CPP non radiologiques

Dans l'UG n° 6, des CPP non radiologiques ayant un QR supérieur à 1 ont été observés aux endroits suivants :

- Les eaux du marécage Sud comprennent du Ba, des composés phénoliques, du TCE et du TCFM.
- Les sédiments du marécage Sud comprennent du Cl, du Li, du Sr et du TCE. Pour la voie d'ingestion, les éléments Al et Ba.
- L'eau du marécage Est comprend de l'Al, du Cd, du Cu, du Fe, des BPC, du TCE du TCFM et du V.
- Les sédiments du marécage Est comprennent du Ni, du tétrachloroéthylène (PCE), du Sr et du TCE. Pour la voie d'ingestion, l'Al a dépassé sa valeur de référence.

- L'eau d'infiltration des fosses chimiques comprend du Ba, du Fe et du mercure (Hg), tandis que les sédiments d'infiltration comprennent les éléments Fe, Pb, Hg, U et V.
- L'eau du lac Perch comprend du Ba, qui dépasse également les valeurs repères pour les doses d'ingestion.
- L'eau de l'affluent 2 du lac Perch inclut du Cu, du Fe, des BPC, des composés phénoliques, des substances extractibles par solvant et du TCFM.
- L'eau du ruisseau Perch comprend du Cu, du Li, des BPC et du TCFM, tandis que les sédiments comprennent du Cu et du Li.

Une évaluation plus poussée est nécessaire pour mieux caractériser ces CPP et déterminer si des effets négatifs se produisent dans l'UG n° 6.

Unité de gestion n° 7 (UG n° 7)

L'UG n° 7 est une zone d'environ 20 ha dans le bassin direct de la rivière des Outaouais qui comprend la zone intérieure surveillée, laquelle est occupée par des installations non nucléaires, des immeubles à bureaux, des installations industrielles et les services publics du site, de même que des terres touchées connues sous le nom de « Grey Crescent ». Ces terres ont été historiquement aménagées comme lieux d'élimination pour recevoir les déchets provenant des activités d'exploitation et les déchets ordinaires. À l'exception du site d'enfouissement sanitaire, qui est actuellement utilisé pour les déchets inactifs, les sites d'enfouissement du Grey Crescent n'acceptent plus les déchets.

La contamination dans l'UG n°7 provient principalement de déchets liquides et solides non radiologiques. D'autres échantillonnages du sol visant à caractériser le site d'enfouissement du parc électrique ont révélé des concentrations élevées de métaux dans un petit secteur. Une évaluation des risques est actuellement en cours pour déterminer les effets environnementaux négatifs potentiels des métaux.

Les échantillons prélevés en 2014 dans le site d'enfouissement de la rue Foundation présentaient des concentrations totales d'uranium (U) dans le sol variant de 860 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s. à 430 000 $\mu\text{g g}^{-1}$ p.s., ce qui, comparativement à la valeur des Recommandations canadiennes pour la qualité des sols, soit 300 $\mu\text{g g}^{-1}$ pour les sites industriels, donne un QR minimal de 2,87.

CPP radiologiques

Aucun contaminant radiologique ne dépasse ses valeurs repères respectives (QR < 1).

CPP non radiologiques

Pour les effluents liquides de l'UG n° 7, on utilise un facteur de dilution pour tenir compte de la dilution qui se produit lorsqu'ils sont rejetés dans la rivière des Outaouais. Avec l'application d'un facteur de dilution, aucun CPP n'a dépassé ses valeurs de référence (QR < 1) dans les cours d'eau littoraux de la rivière des Outaouais. Dans les cours d'eau non dilués, des QR supérieurs à 1 ont été observés aux endroits suivants :

- L'eau du ruisseau 010 non dilué comprend les éléments Al, Ba, Cl, Cu, Li et Zn et des substances extractibles par solvant.
- Les sédiments du ruisseau 010 non dilué comprennent les éléments Al, Ba, Cu et Zn.
- L'eau du ruisseau 020 non dilué comprend les éléments Al, Ba et Li.
- Les sédiments du ruisseau 020 non dilué comprennent les éléments Al, Ba et Sr.

Une évaluation plus poussée est nécessaire dans l'ensemble de l'UG n° 7 pour mieux caractériser les zones où ces contaminants sont trouvés et déterminer si des effets nocifs se produisent dans ces secteurs isolés.

Unité de gestion n° 8 (UG n° 8)

L'UG n° 8 se trouve dans le bassin du lac Maskinongé et comprend la ZGD-C, la ZGD-J, ainsi que des panaches émanant de la ZGD-C vers la partie sud du marécage Duke et du marécage Bulk Storage. Seules les concentrations de Fe ($1\ 390\ \mu\text{g L}^{-1}$) dans les eaux de surface au confluent du ruisseau Duke et du ruisseau Bulk Storage ont dépassé les valeurs repères en 2017.

La ZGD-C a été établie en 1963 et utilisait à l'origine des tranchées de sable discontinues à l'extrémité sud et une tranchée de sable continue (tranchée 30) à l'extrémité nord, qui était utilisée pour les déchets solides entre 1982 et 1995. Une série de carreaux de puits en béton a également été utilisée pour le stockage de petites quantités de déchets liquides entre 1963 et 1987. La ZGD-C a reçu des déchets solides faiblement radioactifs et chimiquement contaminés, et des boues d'épuration provenant de l'usine de traitement des eaux usées des LCR, ainsi que des carcasses d'animaux provenant de la recherche et des accidents routiers jusqu'en 2004. La ZGD-C a également été utilisée pour l'entreposage en surface de matières contaminées, y compris des sections de la cheminée du réacteur NRX, des fûts de déchets liquides à scintillation (enlevés en 2008, maintenant dans la ZGD-H), des sols suspects excavés de la zone active, et des contenants en acier remplis de gâteau de filtration des boues d'épuration des LCR (enlevés en 2011). En 2013, une couverture artificielle composée de trois couches a été placée au-dessus de l'installation d'origine et du prolongement pour réduire l'infiltration d'eau à travers les déchets.

L'écoulement des eaux souterraines à la ZGD-C se fait dans le marécage Duke avec une deuxième voie d'écoulement vers le marécage Bulk Storage. Les principaux CPP dans les eaux souterraines de la ZGD-C sont le tritium et les composés organiques volatils. Les concentrations de tritium dans les eaux de surface à proximité de la ZGD-C diminuent et sont bien en deçà des niveaux préoccupants, et on s'attend à ce qu'elles diminuent encore au cours des prochaines années à la suite de l'application de la couverture artificielle.

La ZGD-J (anciennement le site d'enfouissement des matériaux en vrac) est située entre la ZGD-C et la rue Plant. La ZGD-J est une installation de stockage de déchets relativement nouvelle qui est entrée en service au début de 2011 pour la gestion à long terme des boues d'épuration déshydratées de l'usine de traitement des eaux usées des LCR.

Marécage Duke

Le marécage Duke est une zone humide permanente dans le bassin du lac Maskinongé, alimentée par les eaux souterraines provenant du lac 233 qui passent sous l'usine de nitrate, la fosse de thorium, les puits de solvant acide et la ZGD-C. Ce courant d'eau souterraine transporte vers le marécage Duke du tritium, de faibles concentrations de ^{14}C et de ^{60}Co et des composés organiques volatils halogénés qu'il a prélevés dans les étroites tranchées de déchets de la ZGD-C. Des panaches d'eau souterraine provenant de la fosse de thorium et de l'usine de nitrate (corrigées par une barrière réactive perméable dans la ZGD n° 11) rejettent également du ^{90}Sr à l'extrémité nord du marécage Duke.

L'installation d'une couverture imperméable sur la ZGD-C en 2013 réduira considérablement les rejets de tritium, de ^{14}C et de ^{90}Sr dans le marécage. Les concentrations de tritium au déversoir du ruisseau Duke ont diminué considérablement en 2016 et ont continué de baisser graduellement en 2017, les mesures réalisées au déversoir du marécage Duke et à celui du ruisseau Bulk Storage ayant donné des moyennes de 4 149 Bq L⁻¹ et de 627 Bq L⁻¹ respectivement. L'activité bêta globale (^{90}Sr) n'a pas encore donné d'indication relativement à l'installation de la couverture.

CPP radiologiques

Les concentrations des contaminants radiologiques sont faibles, tous les QR étant inférieurs à 1.

CPP non radiologiques

Dans l'UG n° 8, des CPP non radiologiques ayant un QR supérieur à 1 ont été observés aux endroits suivants :

- L'eau du marécage Duke contient de l'Al, du Li, du TCFM et du V.
- Les sédiments du marécage Duke comprennent les éléments As, Cd, Cl, Pb, Ni, Sr et V.

La surveillance continue des eaux souterraines et des eaux de surface confirmera tout changement dans les conditions dans ce secteur.

Unité de gestion n° 9 (UG n° 9)

L'UG n° 9 comprend la ZGD-E et le parc de stockage des déchets. La ZGD-E est une installation non opérationnelle qui sert à entreposer les sols suspects et légèrement contaminés, les matériaux de construction, d'autres sols en vrac et des débris de construction. En 2014, une étude d'impact environnemental des sites – Phase II réalisée pour la ZGD-E a permis de conclure que seules des traces de contamination radiologique sont présentes et que la quantité de contaminants non radiologiques lixiviables est peu importante.

Le parc de réservoirs de déchets contient sept réservoirs souterrains en acier inoxydable pour les solutions et les boues de déchets radioactifs. L'évent et les tuyaux d'accès des réservoirs sont exposés à la surface. De 2012 à 2014, environ 33,6 m³ de déchets liquides ont été retirés du réservoir 40D et traités au moyen d'un dispositif mobile d'échange d'ions pour enlever le

^{137}Cs . Un résidu de déchets liquides et de boues d'environ 6,6 m³ est encore dans le réservoir. Étant donné que les réservoirs 40D et 40E ne comportent aucun revêtement, des plans sont en cours d'élaboration pour retirer les résidus de ces réservoirs le plus tôt possible. Le réservoir 40F a récemment été vidangé afin de contenir moins de 100 litres de résidus.

CPP radiologiques

Aucun contaminant radiologique ne dépasse sa valeur de référence dans l'UG no 9 (QR < 1).

CPP non radiologiques

Non évalués dans la présente évaluation, en l'absence de nouvelles données. Par conséquent, un QR inférieur à 1 pour tous les contaminants non radiologiques est reporté de l'ERE de 2012.

Unité de gestion n° 10 (UG n° 10)

L'UG n° 10 comprend la ZGD-F dans le bassin versant du lac Maskinongé. La ZGD-F a été conçue pour entreposer les déchets provenant de l'assainissement de sites contaminés à Port Hope, à Ottawa, et à Mono Mills, en Ontario. Les déchets contenaient des matières radioactives naturelles améliorées sur le plan technologique, y compris des sols contaminés, du laitier et des débris de démolition de bâtiments résultant des opérations d'affinage de l'uranium, de fusion du niobium et de marquage de cadrans au radium. Les principaux contaminants préoccupants sont l'As, le Ra, le Th et l'U.

Dans l'ERE de 2012, on avait prévu que la marmotte commune recevrait dans son terrier une dose de rayonnement par inhalation de radon de 258 $\mu\text{Gy h}^{-1}$ (6 200 $\mu\text{Gy d}^{-1}$) (QR = 2,6). La surveillance des eaux souterraines a démontré que les concentrations de contaminants ne sont pas élevées sous la ZGD-F ni en aval de l'installation. Cette situation n'a pas changé depuis l'EER de 2012. Les efforts de caractérisation de 2018 consisteront à évaluer la présence de CPP non radiologiques dans le sol de la ZGD-F et à fournir des données améliorées sur les contaminants radiologiques, y compris le ^{226}Ra . Les résultats seront disponibles pour évaluation dans la prochaine ERE.

Unité de gestion n° 11 (UG n° 11)

L'UG n° 11 se trouve dans le bassin du lac Maskinongé entre le lac 233 et le marécage Duke et contient les trois ZGD situées immédiatement au nord de la ZGD-C : Fosses des acides, des produits chimiques et des solvants (fosses ACS), fosse de thorium et fosse de l'usine de nitrate et bâtiments connexes, qui ont tous cessé d'être en exploitation.

Les eaux souterraines s'écoulent du lac 233 sous les fosses de nitrate, de thorium et ACS et se déversent à l'extrémité nord du marécage Duke. Les panaches de Sr-90 émanent de l'usine de nitrate et de la fosse de thorium et sont interceptés par une barrière réactive imperméable de type « mur et rideau » afin de retirer le ^{90}Sr des eaux souterraines avant qu'il ne pénètre dans l'extrémité nord du marécage Duke. Dans le marécage Duke, l'eau contaminée s'écoule vers le nord le long du ruisseau Lower Bass jusqu'au lac Lower Bass, puis au lac Maskinongé. Les

concentrations bêta globales dans le ruisseau Lower Bass ont diminué, passant de 5,7 Bq L⁻¹ en 2015 à 3,8 Bq L⁻¹ en 2017, ce qui est bien inférieur à la valeur de référence de 183 Bq L⁻¹.

L'usine de nitrate était une usine pilote blindée construite pour décomposer (en stabilisant chimiquement et en réduisant le volume) les solutions de nitrate d'ammonium contenant des produits de fission issus du retraitement du combustible usé dans l'usine d'extraction du plutonium. Elle a été exploitée de 1953 à 1954.

La fosse de thorium a été exploitée de 1955 à 1960 pour la dispersion des solutions de déchets liquides découlant des expériences sur le cycle des combustibles à base de thorium menées aux LCR. Les déchets liquides contenaient du thorium naturel, du nitrate de thorium, du nitrate d'ammonium, du ¹⁴⁴Ce, du ¹³⁷Cs, du ⁹⁰Sr et du ²³³U. Les stocks libérés de la fosse de thorium ne représentent qu'une petite fraction des stocks rejetés dans le panache de l'usine de nitrate. Les rejets de radionucléides de la fosse de thorium ont entraîné la formation d'un panache de ⁹⁰Sr qui s'étend jusqu'au marécage Duke. En 2016, on a mesuré un maximum de 99 Bq L⁻¹ dans l'activité bêta des eaux souterraines. L'activité bêta globale dans la végétation est élevée là où le panache de ⁹⁰Sr de la fosse de thorium se déverse à la surface dans la partie nord-ouest du marécage Duke. La rétention du ⁹⁰Sr par la végétation est faible parce qu'il y a un canal bien défini de seulement 80 m entre l'emplacement des concentrations bêta les plus élevées de la végétation et le barrage de castors supérieur dans le ruisseau Lower Bass, ce qui réduit grandement les possibilités d'absorption de ⁹⁰Sr.

Les fosses ACS sont une série de trois petites fosses situées au nord de la ZGD-C qui ont été exploitées de 1982 à 1987 pour la dispersion de divers déchets de laboratoire et de traitement. On a utilisé une fosse pour la dispersion de chaque type de déchets : produits chimiques inactifs, acides et solvants.

Le marécage Duke est le point de rejet des eaux souterraines qui s'écoulent des UG n° 8 et n° 11; les effets potentiels des rejets dans le marécage Duke ont été examinés et résumés dans la section de l'UG n° 8.

Mot de la fin

L'ERE actuelle a démontré que les estimations de la dose de rayonnement au public (0,086 mSv y⁻¹) dans l'ERSH pour le récepteur humain le plus sensible sont bien en deçà de la limite réglementaire de 1 mSv y⁻¹ et de la contrainte de dose de 0,3 mSv y⁻¹. Par conséquent, la santé publique est protégée. De même, dans le scénario hautement improbable selon lequel un membre du public s'expose par inadvertance à des sédiments contaminés de la rivière des Outaouais près du déversoir des procédés adhérent à une ancre, la dose de rayonnement qui en résulterait serait extrêmement faible, comme le démontrent les scénarios hypothétiques de la pire éventualité.

Pour la majeure partie du site des LCR, les QR pour l'exposition au rayonnement sont inférieurs à 1 pour le biote non humain et il n'existe qu'une faible probabilité d'effets nocifs. Pour les quelques endroits où les QR radiologiques sont supérieurs à 1, il y a un risque d'effet

défavorable, mais cela ne signifie pas qu'il y a un effet. Les QR radiologiques supérieurs à 1 sont principalement associés à des panaches de ^{90}Sr , comme le panache d'eaux souterraines de la travée de barres du réacteur NRX à la rivière des Outaouais, ainsi que les panaches des ZGD qui s'écoulent vers les marécages : les marécages Spring B et Ouest, le marécage Sud et le marécage Est. Des QR supérieurs à 1 ont été établis pour les aulnes exposés au panache de ^{90}Sr du réacteur NRX et au panache de ^{90}Sr de Spring B ainsi que pour l'escargot et la musaraigne palustre de Spring B.

L'ordre de radiosensibilité des plantes est le suivant : conifères > arbres à feuilles caduques > arbustes > espèces herbacées > lichens et champignons. La valeur de référence de $2,4 \text{ mGy d}^{-1}$ adoptée par la norme CSA N288.6-14 pour le biote terrestre convient davantage aux animaux terrestres (mammifères) qu'aux plantes. Comme l'indique l'UNSCEAR [10], des débits de dose chronique de $< 400 \mu\text{Gh}^{-1}$ ($< 10 \text{ mGy d}^{-1}$) ne devraient avoir que de légers effets sur les plantes sensibles (conifères), mais il serait peu probable qu'ils produisent des effets nocifs importants sur l'éventail plus large de plantes présentes dans les communautés végétales naturelles. La valeur de référence du rayonnement de $2,4 \text{ mGy d}^{-1}$ pour le biote terrestre est un niveau sans effet observé pour les espèces végétales sensibles, de sorte qu'il est peu probable que des QR supérieurs à 1 dans la présente évaluation représentent des effets négatifs pour les aulnes.

De même, pour les invertébrés benthiques comme l'escargot, le niveau exerçant un effet peut être beaucoup plus élevé que la valeur repère aquatique de $9,6 \text{ mGy d}^{-1}$. La plupart des invertébrés aquatiques sont relativement tolérants au rayonnement [13]. En laboratoire, un débit de dose de 240 mGy d^{-1} de ^{60}Co n'a eu aucun effet notable sur la reproduction, la mortalité ou la taille de l'escargot [13]. Néanmoins, il existe plus d'espèces d'invertébrés benthiques sensibles aux rayonnements que l'escargot et un QR supérieur à 1 dans une petite zone de rayonnement élevé peut avoir des effets nocifs sur ces individus. Toutefois, compte tenu de la faible zone de rayonnement élevé, il est peu probable que des effets nocifs soient observés au niveau de la population. De plus, la survie élevée de la tête-de-boule exposée à l'eau du lac Maskinongé, du lac Perch, du déversoir du marécage Duke et du ruisseau Perch pendant 60 jours au cours de l'été 2013 démontre que l'eau à ces endroits n'est pas toxique pour les poissons [19].

Dans d'autres études, on a examiné la possibilité que le ^{90}Sr des panaches d'eaux souterraines s'accumule chez l'hirondelle bicolore (*Tachycineta bicolor*), un insectivore aérien. Les oisillons des hirondelles bicolores élevés dans une couvée près d'un panache de ^{90}Sr pourraient se nourrir d'insectes aquatiques et d'insectes terrestres volants adultes qui sont contaminés par le ^{90}Sr . Près du panache du réacteur NRX sur le rivage de la rivière des Outaouais, l'activité bêta globale était élevée chez les oisillons d'hirondelles ($13,26 \text{ Bq g}^{-1}$), mais bien en deçà de la valeur de référence (QR < 1). Dans une étude subséquente [11], on a évalué le potentiel d'effets du rayonnement sur les hirondelles bicolores exposées à des concentrations de ^{90}Sr de 7 à 14 fois supérieures au rayonnement de fond sur une période de trois ans au panache du réacteur NRX sur le bord de la rivière des Outaouais et à l'extrémité nord du lac Perch. La fréquence des

micronoyaux dans les cellules sanguines des oisillons, le succès de la reproduction, le développement de la nidification et le retour des femelles ont été évalués. Dans l'ensemble, la fréquence des micronoyaux d'érythrocytes associée aux radionucléides $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ dans le tissu osseux de l'hirondelle bicoloré, la taille des couvées dans chaque nid, la masse de nidification à 12 jours, le rapport des sexes des oisillons et le taux d'envol étaient semblables aux sites exposés à des doses de rayonnement de ^{90}Sr allant jusqu'à $16 \mu\text{Gh}^{-1}$ et aux sites témoins. Entre 2015 et 2016, on a observé un taux de retour annuel global de 43 % pour les hirondelles, un taux jugé excellent. Par conséquent, les concentrations élevées de ^{90}Sr observées sur le site des LCR n'ont pas d'effet nocif sur les oiseaux insectivores.

Des études sur les communautés aquatiques, la bioaccumulation des contaminants par le biote et la toxicité des sédiments de la rivière des Outaouais ont été menées. Malgré l'élévation des radionucléides anthropiques dans les sédiments de la rivière des Outaouais près du déversoir des procédés, l'abondance des macro-invertébrés benthiques et la structure de la communauté ne semblent pas être différentes de celles des sites en amont ou en aval. Une comparaison de la faune d'invertébrés benthiques actuelle avec celle d'avant l'accident du NRX en 1952 a révélé qu'après 60 ans d'exploitation du réacteur, l'abondance d'*Hexagenia* spp. dans la rivière des Outaouais, à proximité des LCR, demeure essentiellement inchangée. De plus, les résultats des essais de toxicité sur les sédiments auprès de trois taxons d'invertébrés benthiques (*Hyaella azteca*, *Chironomus dilutus* et *Hexagenia* spp.) et de la tête-de-boule n'ont révélé aucun effet sur la survie ou, dans le cas de *H. azteca*, sur la reproduction. D'autres études ont révélé qu'il y a peu de potentiel de transfert trophique de la contamination des sédiments aux poissons et à la faune piscivore. Seule une petite fraction des radionucléides liés aux sédiments est biodisponible. Les études environnementales réalisées pour évaluer les effets potentiels des concentrations élevées de contaminants dans les sédiments de la rivière des Outaouais, près du déversoir des procédés, démontrent clairement que le site des LCR n'a pas d'impact majeur sur l'environnement local.

Les concentrations élevées de radionucléides, principalement le ^{90}Sr , sont limitées aux eaux d'amont, en particulier aux marécages qui reçoivent les panaches d'eaux souterraines des zones de gestion des déchets. Les plus fortes concentrations de ^{90}Sr sont observées dans la forêt Spring B. Les zones où la radioactivité est élevée sont petites (p. ex., 0,1 ha pour le panache de Spring B/du marécage Ouest) et peu de récepteurs sont touchés. De plus, comme il a été mentionné ci-dessus, les valeurs repères utilisées pour évaluer le potentiel d'effets nocifs pour les espèces signalées sont très prudentes. Les efforts d'assainissement déployés pour intercepter les panaches de ^{90}Sr dans les eaux souterraines réduiront considérablement les apports dans l'environnement de surface. Suite à l'élimination des termes sources, à la désintégration radiologique et à la dispersion des contaminants, les concentrations seront passées à des niveaux inférieurs à ceux auxquels des effets sont observés dans environ 60 ans.

Dans la plupart des cas, un QR supérieur à 1 au site des LCR est associé à des contaminants ordinaires, comme les métaux. Une foule de métaux sont présents à des concentrations élevées

en association avec les milieux humides, en particulier le marécage Duke (Al, As, B, Ba, Cr, Li, Pb et V) et les zones en aval des milieux humides du bassin versant du ruisseau Perch, et en association avec les déversements historiques, les installations de stockage (p. ex., suintement de la fosse de produits chimiques), les anciens sites d'enfouissement et les rejets d'eaux pluviales. Des concentrations de fond naturellement élevées pour les métaux ont été signalées sur le site des LCR en raison de la géologie locale. Il est courant que les eaux souterraines anaérobies présentent des concentrations élevées de métaux sensibles à l'oxydoréduction qui, au moment du rejet à la surface, ont tendance à précipiter. De plus, les sols et les sédiments des terres humides se caractérisent par de hautes concentrations de métaux, parce que le sol et les sédiments organiques ont une grande capacité d'échange cationique. Les concentrations de métaux sont aussi naturellement plus élevées dans les écosystèmes riches en matières organiques, comme ceux qui prédominent sur le site des LCR. Ces facteurs et l'historique du site en ce qui concerne l'entreposage des déchets contaminés et l'utilisation de divers emplacements pour l'élimination des déchets ont mené à des concentrations élevées de contaminants dans l'environnement. Cette situation est typique de la plupart des sites industriels, surtout ceux qui ont été exploités pendant de longues périodes, comme les LCR. La nature des concentrations élevées de métaux nécessite une évaluation plus poussée.

Les émissions atmosphériques ne sont pas préoccupantes à l'échelle régionale ou à l'échelle locale hors site, mais les émissions de SO₂ ont un QR supérieur à 1 sur le site jusqu'à 300 m en direction sud-est à partir de la centrale électrique. Aucun effet négatif des émissions de SO₂ n'est visible. On prévoit qu'avec la conversion du mazout n° 6 au gaz naturel, le point de contact à 100 m des émissions de 2018 sera inférieur à la valeur de référence (QR < 1).

L'évaluation du risque associé à chacune des onze UG permet la division semi-objective des UG en trois groupes de risque : élevé, intermédiaire et faible. Compte tenu du nombre de contaminants pour lesquels le QR est supérieur à 1, radiologiques et non radiologiques, ainsi que de la présence de composantes valorisées (y compris les espèces en péril) et de tout effet écologique observé ou mesuré, les zones à risque élevé sont considérées comme étant les UG n^{os} 3, 4, 6, 8 et 11. Les zones à risque intermédiaire sont les UG n^{os} 1 et 7, et le risque le plus faible est attribué aux UG n^{os} 2, 5, 9 et 10. Parmi celles qui se trouvent dans la catégorie à haut risque, on pense que l'UG n^o4 présente le risque associé le plus élevé, car l'effet de la circulation routière sur la faune est probablement un facteur déterminant de l'impact des LCR sur l'écosystème local. La survenue de décès attribuables à la circulation parmi les espèces en péril (principalement des tortues) sur la rue Plant a un effet immédiat sur les populations locales, et la perte de seulement quelques individus à longue durée de vie et à reproduction lente pourrait entraîner à long terme l'extinction de certaines espèces du site. Les autres UG à risque élevé (n^{os} 3, 6, 8 et 11) sont toutes associées aux panaches de contaminants des zones de gestion des déchets.

Les LCR sont en activité sur les rives de la rivière des Outaouais depuis sept décennies, période au cours de laquelle des radionucléides et des contaminants ordinaires ont été rejetés dans

l'atmosphère et dans la rivière des Outaouais. De plus, l'accident du réacteur NRX survenu au début des années 1950 a entraîné un rejet important de matières radioactives et a nécessité le stockage ou la dispersion de déchets liquides et solides radioactifs dans des zones de gestion des déchets, souvent sans structure de confinement. Malgré ces antécédents, alors que les normes n'étaient pas aussi strictes qu'aujourd'hui, la présente ERE a confirmé que, selon les renseignements actuellement disponibles, le potentiel d'effets nocifs sur l'environnement découlant de l'exposition aux contaminants se limite à quelques endroits seulement sur le site des LCR. D'autres activités de caractérisation et de surveillance des effets sur l'environnement sont prévues pour évaluer les endroits où il y a un potentiel d'effets négatifs.

Recommandations pour le programme de surveillance

Un ensemble de recommandations a été élaboré pour combler les lacunes dans les données, remédier à l'incertitude et accroître la transparence des intrants et des résultats de l'EER avant la prochaine mise à jour prévue. Les recommandations sont les suivantes :

1. Dans les secteurs où le rayonnement ou l'exposition aux produits chimiques dépasse les valeurs repères et où il y a donc un risque d'effets nocifs pour le biote, il est recommandé que les LNC continuent de surveiller ces zones (au moyen de la surveillance environnementale régulière et d'enquêtes spéciales sur le sol et les sédiments, s'il y a lieu) afin de confirmer les conclusions et d'analyser les tendances. Une approche fondée sur le poids de la preuve est proposée pour confirmer s'il y a un risque dans ces domaines. Elle peut comprendre l'une ou la totalité des méthodes suivantes :
 - une revue de la littérature sur le sujet (p. ex., concentrations de métaux dans les milieux humides et sédiments organiques élevés [tourbe]);
 - l'examen des valeurs repères actuelles pour en déterminer la pertinence pour le site des LCR (p. ex., confirmer les concentrations de fond et le potentiel de biodisponibilité du contaminant);
 - l'examen des tendances des données de surveillance pour les paramètres non radiologiques et radiologiques sur le site;
 - la planification des études appropriées sur le terrain et/ou en laboratoire pour évaluer les effets négatifs importants sur le biote en raison de concentrations élevées.

Les études seront effectuées selon une approche graduelle, c.-à-d. que les travaux se poursuivront jusqu'à ce que les LNC soient convaincus que nous avons confiance en notre compréhension de ces concentrations élevées et de leur risque potentiel pour l'environnement, c.-à-d. que tous les paramètres ne doivent pas nécessairement faire l'objet du même niveau d'investigation. L'objectif des LNC est de déterminer si les effets potentiels sont réels et, dans l'affirmative, de commencer à prendre des mesures pour les atténuer.

2. Pour un certain nombre de paramètres, les valeurs repères fondées sur la toxicité n'étaient pas disponibles et la limite supérieure de fond a été utilisée comme valeur de référence.

- Étant donné que la limite supérieure de fond n'est pas fondée sur la toxicité, les QR supérieurs à 1 sont dérivés de l'utilisation de la limite supérieure de fond puisque la valeur repère indique essentiellement que les concentrations sont élevées (ou que la limite supérieure de fond est sous-estimée). Il est recommandé que les LNC évaluent davantage les concentrations de fond élevées des contaminants non radiologiques et leur potentiel d'effets nocifs. Cela comprendrait une meilleure définition des concentrations de fond et une évaluation de la disponibilité des contaminants pour l'absorption par le biote.
3. Lorsqu'on ne dispose pas des facteurs de bioaccumulation ni de valeurs de référence pour les doses d'exposition pour évaluer le risque potentiel des CPP (c.-à-d. les doses d'ingestion pour le merle d'Amérique, la tortue peinte, le grand héron bleu et la musaraigne palustre), il est recommandé que les LNC s'attaquent à combler ces lacunes dans les données. Là encore, on adoptera une approche progressive pour évaluer et examiner les FBA et les valeurs repères afin de déterminer leur pertinence pour le site des LCR, et d'autres études combleront les lacunes en matière de données; les FBA d'espèces de remplacement seront pris en compte et utilisés s'il y a lieu.
 4. Une fois le projet de gestion des eaux pluviales terminé, il est recommandé que les LNC réévaluent les déversoirs d'eaux pluviales après trois ans de collecte de nouvelles données.

Documents de référence

- [1] EcoMetrix Incorporated et Énergie atomique du Canada. *Évaluation des risques environnementaux des laboratoires de Chalk River — 2012*. 2013. ENVP-509220— REPT-001 Révision 0.
- [2] Association canadienne de normalisation (CSA), *Évaluation des risques environnementaux aux installations nucléaires de catégorie I et aux mines et usines de concentration d'uranium*, CAN/CSA N288.6-F12, 2012.
- [3] Commission canadienne de sûreté nucléaire. 2018. Manuel des conditions de permis NRTEOL-LCH-01.001 2028, Laboratoires de Chalk River – Permis d'exploitation d'établissement de recherche et d'essais nucléaires NRTEOL-01.00/2028, Révision 0.
- [4] Laboratoires Nucléaires Canadiens (LNC), *Derived Release Limits (DRL's) for CNL's Chalk River Laboratories*, 2018. Regulatory Requirement Document CRL-509200-RRD-001, Revision 2.
- [5] Association canadienne de normalisation (CSA), *Guide de calcul des limites opérationnelles dérivées de matières radioactives dans les effluents gazeux et liquides durant l'exploitation normale des installations nucléaires*, CAN/CSA N288.1-F14, 2014.

- [6] Laboratoires Nucléaires Canadiens (LNC), *Surveillance de l'environnement des Laboratoires de Chalk River en 2017*, 2018. Rapport annuel sur la sûreté CRL-509243-ASR-2017, Révision 0.
- [7] Ontario's Ambient Air Quality Criteria. Direction de l'élaboration des normes, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2012.
- [8] Énergie atomique du Canada limitée (EACL), *Comprehensive Human Health Risk Assessment of Ottawa River Sediments near the CRL Process Outfall*. 2014. 175-121250— REPT-013 Révision 0.
- [9] Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA), *Principes pour l'exemption de contrôle réglementaire de sources et pratiques pouvant entraîner un raïdoexposition*. Collection Normes de sûreté no 89 de l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA), 1988.
- [10] Comité scientifique des Nations Unies sur les effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR), *Annex E. Effects of Ionizing Radiation on non-human Biota*. United Nations, New York, 2008.
- [11] Groupe des propriétaires CANDU (COG), *Dose-response relationships for non-human biota*. 2017. COG-16-3011.
- [12] Énergie atomique du Canada limitée (EACL), *Transfer of Radionuclides from Contaminated Sediments into Tree Swallows via Emergent Aquatic Insects at the Chalk River Laboratories*. 2012. 175-121241-041-000.
- [13] Bird, G.A., *Effects of Low Levels of Ionizing Radiation on nonhuman Biota* in R.A. Meyers ed. *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*. New York, USA: Springer, 2012, Vol. 8, pp. 5572-5619.
- [14] Laboratoires Nucléaires Canadiens (LNC), *Radiological Contamination in the West Swamp*. 2015. 3611-121250— REPT-009 Rev. 0.
- [15] Laboratoires Nucléaires Canadiens (LNC), *CRL Ottawa River Sediment Remediation – Ecological Risk Assessment*. 2014. 175-121240— REPT-002 Rev. 0.
- [16] Laboratoires Nucléaires Canadiens (LNC), *Radiological Contamination in the South Swamp, 2016 Groundwater Monitoring Program*. 2017. 3611-121250-REPT-00x Rev. 0.
- [17] Laboratoires Nucléaires Canadiens (LNC), *Radiological Contamination in the East Swamp, 2002 to 2012*. 2015. 3611-121250-REPT-006 Rev. 0.

- [18] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. *Lignes directrices sur la qualité du sol pour la protection de l'environnement et de la santé humaine.*
- [19] Gagnaire, B., C. Adam-Guillermin, A. Festarini *et al.* 2017. *Effects of in situ exposure to tritiated natural environments: A multi-biomarker approach using the fathead minnow, Pimephales promelas.* Sci. Tot. Environ. 599-600 : 597-611.

REMERCIEMENTS

Merci à tous les groupes et à toutes les personnes qui ont contribué à la préparation de ce rapport. Mention spéciale à Richelle McCulligh, étudiante au Collège Conestoga, qui a apporté une contribution importante à l'équipe.

Personnes ayant examiné le rapport ou fourni des commentaires :

George Dolinar	Amy Festarini
Christine Gallagher	Doug Killey
Carla De Waele	Jacob Eddy
Kaylin Lambert	Tammie Eve
Mary Kate Boileau	Paul Leeson
Annie Morin	Bruce Reavie
Meghan Murrant	Brad Faught
Chris Matasich	Rob Roy MacGregor
Matthew Bond	Shelley Godin
Kathryn Hogue	Jamie Carr
Renee Silke	Kevin Campbell
Sohan Chouhan	Kate Stephenson
Mokhles Rahman	Lucia Krivankova-Smal
Volodymyr Korolevych	Michelle Ball
David Rowan	Karl Reimer
Martin Klukas	Cole Merrill
Marc Hammell	Allan Levoy
Tracy Sanderson	Mark Smith
Susan Miller	Adrienne Ethier
Craig Cochrane	Scott Clemow