

Modification des installations de stockage des déchets radioactifs et réfection de la centrale nucléaire de Gentilly-2

**Complément de l'étude d'impact
sur l'environnement**

Réponses au ministère de l'Environnement du Québec

2^e version

Août 2004

Modification des installations de stockage des déchets radioactifs et réfection de la centrale nucléaire de Gentilly-2

Complément de l'étude d'impact sur l'environnement

Réponses au ministère de l'Environnement du Québec

2^e version

Hydro-Québec Production
Août 2004

Ce document contient les réponses aux questions et aux commentaires formulés par le ministère de l'Environnement du Québec concernant l'étude d'impact relative au projet de modification des installations de stockage des déchets radioactifs et de réfection de la centrale nucléaire de Gentilly-2.

Le présent document a été réalisé par Hydro-Québec Production avec la collaboration d'Hydro-Québec Équipement.

Avant-propos

Ce document contient les réponses à la deuxième série de questions et commentaires adressés par le ministère de l'Environnement du Québec (MENV) à Hydro-Québec Production dans le cadre de l'analyse de recevabilité de l'étude d'impact sur l'environnement relative au projet de modification des installations de stockage des déchets radioactifs et de réfection de la centrale nucléaire de Gentilly-2. Cette deuxième série de questions et de commentaires provient essentiellement des autorités fédérales, soit la Commission canadienne de sûreté nucléaire et Ressources naturelles Canada.

Avant de rendre publique l'étude d'impact, le MENV doit s'assurer qu'elle contient tous les éléments nécessaires à la prise de décision. C'est dans cette perspective que le Service des projets industriels et en milieu nordique, rattaché à la Direction des évaluations environnementales, a analysé la recevabilité de l'étude d'impact produite en décembre 2003 et qu'il demande au promoteur des précisions supplémentaires à la suite des réponses à la première vague de questions reçues en mai dernier.

Afin de faciliter le travail des analystes, nous avons conservé le libellé exact des questions et des commentaires qui nous ont été soumis. Chaque question et commentaire est suivi de la réponse, de la correction ou de la précision demandée.

**Réponses aux autorités fédérales concernant
l'étude d'impact**

Modification des installations de stockage des déchets radioactifs et réfection de la centrale nucléaire de Gentilly-2

**Réponses aux autorités fédérales
concernant l'étude d'impact**

2^e série de questions

**Hydro-Québec Production
Août 2004**

Ce document contient les réponses à la 2^e série de questions et commentaires formulés par les autorités fédérales relativement au projet de modification des installations de stockage des déchets radioactifs et de réfection de la centrale nucléaire de Gentilly-2.

Le présent document a été réalisé par Hydro-Québec Production avec la collaboration d'Hydro-Québec Équipement.

Avant-propos

Le présent document comprend les réponses à la 2^e série de questions et commentaires adressés par les autorités fédérales à Hydro-Québec Production dans le cadre de l'examen préalable du projet relatif aux installations de stockage des déchets radioactifs de la centrale nucléaire de Gentilly-2. Ces questions et commentaires ont été transmis par la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN), l'autorité responsable, mais ont été formulés par la CCSN et le ministère des Ressources naturelles Canada (RNCan).

Les réponses aux questions des autorités fédérales doivent être jugées satisfaisantes par la CCSN et RNCan pour qu'Hydro-Québec Production puisse obtenir son avis de recevabilité du ministère de l'Environnement du Québec (MENV), délivré par le Service des projets industriels et en milieu nordique rattaché à la Direction des évaluations environnementales. Par ailleurs, les réponses incluses dans le présent document doivent permettre au personnel de la CCSN de rédiger le rapport technique d'examen préalable à déposer aux commissaires de la CCSN.

Les renseignements demandés portent principalement sur la description du projet, sur la description du milieu et sur l'évaluation des impacts.

Afin de faciliter le travail des analystes, nous avons conservé le libellé exact des questions et des commentaires qui nous ont été soumis. Chaque question et commentaire est suivi de la réponse, de la correction ou de la précision demandée.

Table des matières

| | |
|--|-----------|
| Avant-propos | iii |
| Abréviations..... | vii |
| Questions et commentaires de la Commission canadienne de sûreté nucléaire influençant la recevabilité de l'étude d'impact | 1 |
| ■ CCSN-1, 2 ^e série | 1 |
| ■ CCSN-2, 2 ^e série | 5 |
| Questions et commentaires de Ressources naturelles Canada influençant la recevabilité de l'étude d'impact | 15 |
| ■ RNCan-1, 2 ^e série | 15 |
| ■ RNCan-2, 2 ^e série | 16 |
| ■ RNCan-3, 2 ^e série | 16 |
| ■ RNCan-4, 2 ^e série | 22 |
| ■ RNCan-5, 2 ^e série | 23 |
| ■ RNCan-6, 2 ^e série | 24 |
| ■ RNCan-10, 2 ^e série | 24 |
| ■ RNCan-11, 2 ^e série | 25 |
| Annexe : Sommaire de la gestion des résines dans les enceintes de stockage des résines usées (ESRU) de l'IGDRS | |
| FIGURES | |
| 1 Vue en plan du domaine modélisé (conditions aux limites et sources) et localisation des piézomètres de Géomines (1980). | 11 |
| 2 Schéma d'une coupe verticale typique du domaine modélisé (conditions aux limites et couches)..... | 12 |
| 3 Concentrations moyennes en tritium mesurées dans les eaux souterraines de niveau C..... | 19 |
| 4 Concentrations moyennes en tritium mesurées dans les eaux souterraines de niveau B..... | 20 |
| 5 Concentrations moyennes en tritium mesurées dans les eaux souterraines de niveau A | 21 |

Abréviations

| | |
|------|--|
| ACÉE | Agence canadienne d'évaluation environnementale |
| CCSN | Commission canadienne de sûreté nucléaire |
| EC | Environnement Canada |
| EDTA | « Ethylenedinitro tetraacetic acid » (acide éthylène-diamine-tétracétique) |
| ESRU | Enceinte de stockage des résines usées |
| ISR | International Safety Research |
| PA | Permanganate alcalin |
| RAFB | Résine anionique fortement basique |
| RCFA | Résine cationique fortement acide |
| SC | Santé Canada |
| TSN | Travailleur du secteur nucléaire |

**Questions et commentaires de la Commission
canadienne de sûreté nucléaire influençant la
recevabilité de l'étude d'impact**

■ **CCSN-1, 2^e série**

Hydro-Québec a présenté des références [1-5] en réponse à plusieurs questions [6] sur la gestion des déchets générés durant la réfection de Gentilly-2, dans le cadre de l'évaluation environnementale accompagnant le projet de construction de l'Installation de gestion des déchets radioactifs solides (IGDRS). L'IGDRS sera construite sur le site de Gentilly-2 et servira à entreposer les déchets de réfection et les déchets opérationnels issus du prolongement de l'exploitation de Gentilly-2.

D'après les renseignements contenus dans les références 2 à 5, le personnel de la CCSN estime qu'il est difficile de conclure qu'il n'y aura aucune incidence sur l'environnement suite au stockage des déchets de réfection et des déchets opérationnels. On trouve dans les références 2 à 5 des renseignements sur les fondements de la conception de la composante de stockage des résines de l'IGDRS; cependant, l'information n'est pas présentée de manière claire et systématique. La CCSN demande que l'information soit présentée dans un rapport compréhensif.

Les renseignements à inclure comprennent notamment :

- les fondements du terme source utilisés dans l'évaluation environnementale;
- les dispositions relatives à la surveillance et à la gestion de la production et du rejet de gaz, ainsi qu'à la production de liquides durant le stockage à long terme.

Terme source

En ce qui concerne le terme source des rejets potentiels dans l'environnement, la CCSN reconnaît que le carbone 14 est le radionucléide le plus critique pour ce qui est des conséquences à long terme, mais il faut également tenir compte des incidences des autres radionucléides, espèces métalliques et espèces organiques dans l'évaluation environnementale.

La portée de l'évaluation du terme source présentée dans [2 – 5] est limitée. Les résines de décontamination usées diffèrent considérablement des résines du circuit caloporteur et des résines du modérateur, en ce sens qu'elles contiennent des quantités importantes d'espèces métalliques et organiques (principalement des agents chélateurs) en plus des radionucléides. Selon les prévisions indiquées à la référence 3, les résines de décontamination usées représenteraient entre 15 et 30 % de l'inventaire total des résines usées au moment de la remise à neuf. La contribution des résines de décontamination au terme source global est estimée au mieux par des mécanismes de détérioration potentielle des résines. Il en est question un peu plus loin.

La question des brèches dans les conteneurs de stockage et le transport des radionucléides en présence de métaux, d'espèces organiques et d'agents chélateurs doit également être considérée dans l'évaluation du terme source.

Surveillance et gestion des gaz et des liquides durant le stockage à long terme

La portée de l'évaluation de la production de gaz et de liquides durant le stockage à long terme présentée dans [2 - 5] est limitée. Comme nous l'avons mentionné précédemment, les résines de décontamination usées diffèrent considérablement des résines du circuit caloporteur et des résines du modérateur, en ce sens qu'elles contiennent des quantités importantes d'espèces métalliques et organiques (principalement des agents chélateurs) en plus des radionucléides.

La contribution de la dégradation des résines de décontamination à la production de gaz et de liquides durant le stockage à long terme dans l'IGDRS doit être évaluée, étant donné que les mécanismes de détérioration de ces résines sont plus complexes que pour les résines du circuit caloporteur et les résines du modérateur. Les facteurs ayant une incidence sur la dégradation des résines et la production de liquides et de gaz sont précisés dans les références 3 à 5, mais ces renseignements sont dispersés dans les documents. L'information doit être présentée de manière claire et systématique.

À la référence 4, la biodégradation a été identifiée comme étant un mécanisme contribuant à la surpressurisation des conteneurs de résine durant le stockage à long terme. En outre, à la référence 4, on a noté que les résines de décontamination qui contiennent des ions organiques, de l'EDTA, du citrate et de l'oxalate favorisent une activité microbienne plus intense que les résines n'ayant pas été utilisées pour enlever les composés organiques.

Tel que précisé à la référence 3, la dégradation radiolytique des résines de décontamination usées est une fonction complexe qui dépend :

- de la teneur en eau (ampleur de la déshydratation de la résine);
- du pH de l'eau dans le conteneur de stockage;
- de la teneur en hydrogène et en oxygène dans le conteneur de stockage;
- de la charge organique;
- de la charge métallique.

Cependant, la référence 3 ne tient pas compte du rôle de la biodégradation, tel que discuté à la référence [4]. L'incidence de la dégradation microbienne des résines de

décontamination produisant des gaz et des liquides doit être évaluée, et il faut en tenir compte dans la conception du système de stockage des résines usées.

En outre, les résines de décontamination usées contiendront du dioxyde de manganèse et du permanganate. Ces espèces oxydantes peuvent également dégrader la résine échangeuse d'ions, et proviennent de la décontamination au permanganate alcalin pour gérer l'antimoine radioactif qui est unique à Gentilly-2.

Les dispositions relatives à la surveillance et à la gestion de la production de gaz et de liquides dans l'IGDRS ne sont pas décrites de manière assez approfondie. La seule allusion à ce sujet se trouve à la référence [5], où l'on précise que : « Les cylindres sont dotés de couvercles de béton servant de blindage et d'une plaque en acier scellée ayant pour but de contenir les fuites possibles de gaz des résines. »

Des précisions sur la conception et les dispositions administratives relatives à la surveillance et à la gestion de la production de liquides et de gaz sont requises pour confirmer que le stockage des résines n'aura aucune incidence sur l'environnement.

Résumé

Les principales questions à traiter sont les suivantes :

1. Des renseignements contenus dans les références 2 à 5 laissent supposer que la radiolyse de la résine du modérateur est le principal facteur qui contribue à la production de gaz durant le stockage. Cependant, on ne sait trop si la détérioration des résines de décontamination usées a été traitée de manière exhaustive dans les calculs de la production de gaz et de liquides durant le stockage à long terme. Il est fort possible que la détérioration de la résine du modérateur constitue un cas limitatif. Toutefois, il conviendrait d'appuyer cette hypothèse à l'aide d'une analyse et de résultats expérimentaux au besoin.
2. Des précisions sur la conception et les dispositions administratives relatives à la surveillance et à la gestion de la production de gaz et de liquides sont requises pour confirmer que le stockage des résines n'aura aucune incidence sur l'environnement.
3. D'après les renseignements présentés aux références 2 à 5, le personnel de la CCSN estime qu'il est difficile de conclure qu'il n'y aura aucune incidence sur l'environnement associée au stockage des déchets issus de la remise à neuf de la centrale et des déchets opérationnels. Des renseignements sur les fondements de la composante du stockage des résines de l'IGDRS sont contenus dans les références 2 à 5; cependant, l'information n'est pas présentée de manière claire et systématique. La CCSN demande que cette information soit présentée dans un rapport détaillé.

Références

1. Rapport d'EACL, Gentilly-2 IGDRS – Technical Note- Environmental Impact Study, dossier EACL 06952-020046-2004, le 17 octobre 2003.
2. AECL Design Concept Decision, « Resin Storage Structures for IGDRS », 66RF-26300-DCD-001, Révision D1, mai 2003.
3. Document technique d'EACL, « Assessment of Strategies for Storage of Gentilly-2 Decontamination Resins », 66RF-79140-TD-002, Révision D1, juin 2003.
4. Document technique d'EACL, « Assessment of Strategies for Storage of Gentilly-2 Operational Resin Waste », 66RF-79140-TD-002, Révision 0, décembre 2003.
5. Document d'évaluation d'EACL, « Gentilly-2 Waste Characterization Report », 66RF-79100-ASD-005, Révision D1, juin 2003.
6. Riverin, G. lettre à M. Rhéaume, « Modifications des installations de stockage de déchets radioactifs de la centrale nucléaire Gentilly-2 proposées par Hydro-Québec - Examen technique et de conformité de l'Étude d'impact », dossier 37-10-0-0, BITS 978334, le 23 avril 2004.

Réponse

1. Les enceintes de stockage des résines usées (ESRU) proposées par Hydro-Québec Production ne sont pas des installations pour le stockage à long terme des déchets mais sont plutôt conçues pour un entreposage intérimaire de 50 ans. La détérioration des résines de décontamination a été traitée. L'information est synthétisée dans le document technique réalisé par EACL (29 juillet 2004) de même que dans le rapport annexé au présent document de réponses (ISR, août 2004). Bien qu'un volume restreint (6 m³) de certaines résines de décontamination pourrait faire l'objet d'une gestion particulière, le terme source limite demeure les résines de modérateur. La justification du choix des résines de modérateur comme cas limite est précisée dans l'analyse des risques radiologiques (ISR, février 2004).
2. Les ESRU proposées par Hydro-Québec Production sont une version améliorée du concept de stockage en quadricellule utilisé en Ontario. Les ESRU sont constituées d'un cylindre d'acier étanche qui permet d'échantillonner les gaz potentiellement produits par dégradation durant l'entreposage des résines dans des contenants en acier inoxydable. Selon les résultats de la campagne annuelle d'analyse de la composition de l'air dans les cylindres, des actions pourraient être prises par Hydro-Québec Production pour absorber certains gaz et diminuer la pression interne. Le cylindre d'acier étanche permettra par ailleurs de récupérer les liquides pouvant provenir de la fuite d'un contenant de résines. Des analyses chimiques et radiologiques seront réalisées sur ces liquides. Advenant que des fuites liquides de contenants de résines soient détectées, Hydro-Québec Production

pourra récupérer le contenant défectueux et effectuer les corrections (ISR, août 2004 en annexe).

3. En réponse à ce commentaire, Hydro-Québec Production a réalisé un rapport technique placé en annexe du présent document de réponses (ISR, août 2004). Il présente le sommaire de la gestion des résines dans les ESRU. De plus, les documents cités en référence dans la question CCSN-1 et produits en support par le concepteur seront mis à jour afin qu'ils contiennent toutes les informations nécessaires à la justification de la conception et du mode d'exploitation des unités de stockage des résines.

Références

Énergie atomique du Canada Limitée (EACL). 29 juillet 2004. *Gentilly-2 IGDRS – Technical Note – Environmental Impact Study*. TN-53. Rév. 0. N° 06952-020046-2004. Pag. multiple.

International Safety Research (ISR). Février 2004. *Analyse des risques radiologiques. Modification des installations de stockage des déchets radioactifs et réfection de la centrale nucléaire de Gentilly-2*. Document n° TN-1115-2. Version 2.0. Pag. multiple.

■ CCSN-2, 2^e série

L'insuffisance de la réponse au commentaire CCSN-3. On demande de fournir les informations suivantes :

- i) les bases physiques, mathématiques et numériques des logiciels utilisés. Par exemple: MODFLOW: équation d'écoulement en milieux poreux, méthode de résolution par différences finies, etc. Tout le monde ne connaît pas forcément Visual MODFLOW, ou tout autres logiciels utilisés par le promoteur.
- ii) montrer schématiquement la géométrie du modèle avec les couches géologiques représentées, leurs propriétés, les conditions aux frontières et la position des sources. La dernière phrase du paragraphe: « La modélisation... concentration constante dans l'eau sous l'IGDRS. » semble être en contradiction avec les résultats des Figs. 7-3, 7-4 et 7-5 qui semblent montrer l'impact sur les eaux souterraines des retombées atmosphériques telles que mentionné aussi dans la réponse au paragraphe iv de CCSN-3.
- iii) justifier le choix de la source telle que décrite.

Réponse

Hydro-Québec Production tient à rappeler que les modèles utilisés sont des logiciels commerciaux avec des codes et l'infrastructure de calcul qui sont publics. Les manuels techniques des logiciels, détaillant les équations et algorithmes utilisés, sont disponibles sur Internet aux adresses mentionnées ci-après. En complément au commentaire CCSN-3 de la première série de questions, les renseignements sur les bases physiques, mathématiques et numériques des logiciels sont donc présentés.

i) Bases physiques, mathématiques et numériques des logiciels :

Modélisation aérienne

Le modèle utilisé pour la modélisation atmosphérique, ISC-ST3 (Industrial Source Complex Dispersion Model Short Term), est recommandé par le ministère de l'Environnement du Québec (Leduc, 1998) pour vérifier le respect des normes ou critères de qualité de l'air ambiant autour d'une ou de plusieurs sources d'émission de polluants. Le code de calcul ISC-ST3 est contenu dans l'ensemble de programmes du logiciel commercial AERMOD. Le modèle ISC-ST3 est de type analytique et est basé sur la solution gaussienne de l'équation de dispersion. En absence de lessivage lors de précipitations, la dispersion est considérée passive, le transport du contaminant gazeux étant soumis au vent. La turbulence produit la diffusion perpendiculairement à la direction du vent selon une distribution gaussienne. Des écarts-types de la distribution sont associés aux divers états de stabilité de l'atmosphère, états décrits par des classes, dont celles de Pasquill, qui dépendent des conditions météorologiques et topographiques. Le pré-processeur RAMMET traite les données météorologiques, sur une base horaire, pour établir les classes de stabilité et rendre les données accessibles au calcul des concentrations par ISC-ST3.

La concentration atmosphérique horaire, d'un polluant émis d'une source ponctuelle, de densité voisine de l'air et non réactif, est calculée en tout point situé à une distance x en direction du vent, à une distance y perpendiculaire à la direction du vent, et à une hauteur z, par l'équation suivante :

$$C_{x,y,z} = \frac{QKV}{2\pi \sigma_y \sigma_z} \exp[-0,5(y/\sigma_y)^2]$$

où :

- Q = taux d'émission du polluant
- K = facteur de conversion d'unités d'émission à concentration volumique
- V = fonction verticale complexe calculée à partir de σ_z
- σ_y , σ_z = écart-type selon la direction y et selon la direction z

Dans le cas d'une source rectangulaire, les mêmes paramètres sont pris en compte mais sous une forme mathématique plus élaborée.

Le manuel de l'utilisateur de ISC-ST3 contient tous les renseignements de nature conceptuelle, physique, numérique et pratique. Il est disponible sur plusieurs sites Internet dont celui de Lakes Environmental (<http://www.lakes-environmental.com/>).

Modélisation des eaux souterraines

Visual MODFLOW est un logiciel commercial, dédié aux eaux souterraines, qui permet de construire un ensemble tridimensionnel sous forme de domaine, et d'y incorporer tous les paramètres requis et toutes les conditions désirées. Différents codes de calcul sont accessibles pour effectuer les simulations et les calculs d'écoulement et de transport. Divers programmes sont inclus pour résoudre les équations numériques, d'écoulement et de transport. Par exemple, le programme suggéré pour MODFLOW, procède par itérations successives jusqu'à ce que les changements de charge hydraulique dans chaque cellule soient inférieurs au critère de convergence.

Le code de calcul MODFLOW s'applique à un milieu poreux saturé en eau. Il est basé sur la méthode de différences finies pour la résolution de l'équation d'écoulement de l'eau souterraine en trois dimensions. Le domaine à modéliser est divisé en cellules selon un maillage dans les plans horizontal et vertical. Pour chaque cellule, les propriétés hydrauliques sont établies et des conditions limites sont fixées aux cellules formant les frontières du domaine. À la base de MODFLOW, la diffusivité dans un milieu poreux anisotrope et hétérogène est décrite par l'équation suivante :

$$\frac{\delta}{\delta x} \left(K_{xx} \frac{\delta H}{\delta x} \right) + \frac{\delta}{\delta y} \left(K_{yy} \frac{\delta H}{\delta y} \right) + \frac{\delta}{\delta z} \left(K_{zz} \frac{\delta H}{\delta z} \right) + W = S_s \frac{\delta H}{\delta t}$$

où :

- K_{ii} est la conductivité hydraulique le long des axes de la grille du domaine (L/T)
- H est la charge hydraulique (L)
- W est le flux volumique par unité volumique (1/T)
- S_s est le coefficient d'emmagasinement spécifique (remplacé par la porosité de drainage) (1/T)
- t est le temps (T)

MODFLOW résout l'équation différentielle à l'aide de la méthode des différences finies.

Le code de calcul MT3D, utilise les résultats du modèle d'écoulement MODFLOW pour modéliser le transport d'un contaminant soluble en milieu poreux. Il procède également selon la méthode des différences finies et s'applique au même ensemble de cellules. Les paramètres de dispersion pour chaque cellule sont établis et des conditions limites sont fixées à la source de contaminant (intensité, durée et géométrie). Dans le cas de l'eau tritiée, la solubilité est entière et l'adsorption peut être négligée. Seule la constante de

désintégration doit être prise en compte si la modélisation porte sur une longue période de temps.

À la base de MT3D, le transport d'un contaminant dans les eaux souterraines est présenté mathématiquement par l'équation suivante :

$$\frac{\delta C}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta x_i} \left(D_y \frac{\delta C}{\delta x_j} \right) - \frac{\delta}{\delta x_i} (v_i C) + \frac{q_s}{\theta} C_s + \sum_{k=1}^N R_k$$

où :

- C est la concentration du contaminant dans la phase dissoute (M/L³)
- t est le temps (T)
- x_i est la distance le long de chaque axe (L)
- D_y est le coefficient de dispersion hydrodynamique (L²/T)
- v_i est la vitesse de l'eau ((L/T)
- q_s est le débit volumique d'eau par unité volumique (entrée ou sortie) (1/T)
- C_s est la concentration de la source (M/L³)
- θ est la porosité du milieu
- $\sum_{k=1}^N R_k$ est le terme de la réactivité (prenant en charge la désintégration radioactive et l'adsorption sur les solides) (M/L³T)

Couplé à MODFLOW, MT3D utilise les paramètres calculés par MODFLOW (entre autres v_i) et résout l'équation à l'aide d'une méthode numérique mixte basée sur l'approche lagrangienne pour la composante de transport par advection, et sur l'approche eulérienne pour la composante de transport par dispersion hydrodynamique et pour la réactivité du radionucléide.

Les manuels techniques qui couvrent tous les aspects de la modélisation par les codes de calcul MODFLOW et MT3D sont accessibles, de même que les codes, sur le site Internet de l'*Environmental Protection Agency* des États-Unis (<http://www.epa.gov/ada/csos.html>).

ii) Géométrie des modèles :

Les figures 7-3 à 7-5 de l'étude d'impact montrent les teneurs en tritium qui résultent uniquement de la dispersion d'eau tritiée contenue sous l'IGDRS. La source de tritium n'est que souterraine, localisée à l'IGDRS, sans apport direct ou indirect en provenance de la cheminée de la centrale. Sa relation avec des retombées atmosphériques vient du scénario selon lequel les émissions issues de l'IGDRS resteraient sur l'IGDRS, pour ensuite se mélanger avec les eaux souterraines. Les conditions de modélisation excluent tout apport de tritium par voie atmosphérique. La réponse iv) à CCSN-3 traite de la situation observée à l'ASDR et de la situation simulée à l'IGDRS. Le texte en regard de

la simulation à l'IGDRS se lit : « Pour la modélisation des eaux souterraines à l'IGDRS, on a considéré seulement l'apport en tritium provenant des retombées atmosphériques associées à l'émission constante issue de l'IGDRS ». Aucune contradiction n'existe donc, que ce soit dans le texte ou sur les figures.

Géométrie de la modélisation aérienne

Les paramètres de modélisation d'émission de vapeur d'eau tritiée à partir de l'IGDRS comprennent les données météorologiques, les données de terrain et les données des sources d'émission. Les données météorologiques horaires de l'année 2001 proviennent des données acquises sur le site de Gentilly. Elles ont été traitées par PCRAMMET avec les hauteurs de mélange obtenues d'Environnement Canada. Les données de terrain fournies à ISC-ST3 sont la présence d'un bâtiment à 250 m au nord-est de l'IGDRS, une surface gazonnée, un milieu rural et un environnement simple. La source a été définie comme un rectangle de 4 m sur 50 m, orientée vers l'ouest à partir du piézomètre P4 (à l'emplacement du losange représenté à la figure 1), de hauteur uniforme de 1 m et placée sur un terrain dont l'élévation est de 1 m. Une émission constante de 0,5 Bq/m².s de vapeur d'eau tritiée a été attribuée à la source durant toute l'année de modélisation. Ce taux d'émission est conservateur puisqu'il est basé sur les taux d'émission mesurés à l'ASDR (voir la justification en iii). La concentration moyenne sur l'année a été calculée à tous les récepteurs, disposés sur une grille carrée s'étendant sur une surface de 1 km². Les récepteurs sont distants d'environ 10 m les uns des autres et positionnés à 1 m au-dessus du terrain. Les isocontours de concentration atmosphérique du tritium qui apparaissent à la figure 7-2 de l'étude d'impact sont l'expression des teneurs moyennes en tritium dans l'air durant l'année.

Géométrie de la modélisation des eaux souterraines

Dans le cas de la modélisation des eaux souterraines, le domaine considéré est présenté en plan à la figure 1. Les cours d'eau pris en compte y sont tracés en bleu alors que les trois sources de tritium considérées sont identifiées par une étoile pour les émissions à la cheminée, par un losange pour la zone de contamination simulée à l'IGDRS et par une ellipse pour la zone étendue de contamination au sud de l'ASDR. Le domaine modélisé est également schématisé en coupe à la figure 2.

Pour la modélisation du transport de tritium, les paramètres du modèle comprennent trois couches : une couche inférieure confinée de 10 m d'épaisseur associée à du roc peu fracturé, de porosité 0,001 et de conductivité hydraulique 1E-8 m/s ; une couche intermédiaire confinée/non confinée de 5 m d'épaisseur représentant le roc fracturé, de porosité 0,0025 et de conductivité hydraulique 1E-6 m/s ; une couche supérieure non confinée d'épaisseur variable correspondant aux dépôts meubles, de porosité 0,45 et de conductivité hydraulique 1E-5 m/s. Les valeurs attribuées aux diverses couches viennent des mesures réalisées par LMQ (1998 et 2003). Le schéma montré à la figure 2 représente les trois couches et les conditions aux limites du domaine. Tout le domaine est divisé en cellules carrées de 10 m de côté. Une division en cellules plus petites, (3 m de côté)

s'applique à la zone englobant l'IGDRS. Les cellules à l'est et à l'ouest du domaine sont considérées imperméables et un léger flux est imposé au sud du domaine pour représenter l'écoulement régional. Une charge est imposée au nord du domaine, qui correspond au niveau moyen du fleuve. Une recharge de surface annuelle a été maintenue constante sur tout le domaine.

La source modélisée à l'IGDRS a une concentration constante de tritium de 1 500 Bq/L et a été imposée dans un ensemble de cellules de la couche C (dépôts meubles) représenté par le losange d'environ 30 m de côté de la figure 1. Cette concentration constante simule la contamination constante en tritium qui pourrait en résulter si la vapeur d'eau, émise au taux constant de 0,5 Bq/m².s par les déchets stockés sur l'IGDRS, se condensait sur l'IGDRS et percolait sous la surface. Dans le modèle de transport, la dispersivité longitudinale est fixée à 0,5 m, la dispersivité transversale à 0,005 m et la dispersivité verticale à 0,001 m. Le coefficient de diffusion moléculaire attribué à l'eau tritiée est 1,5E-9 m/s, valeur venant de mesures réalisées dans une carotte sous l'ASDR. La simulation a porté sur une période de 30 ans.

Figure 1 : Vue en plan du domaine modélisé (conditions aux limites et sources) et localisation des piézomètres de Géomines (1980)

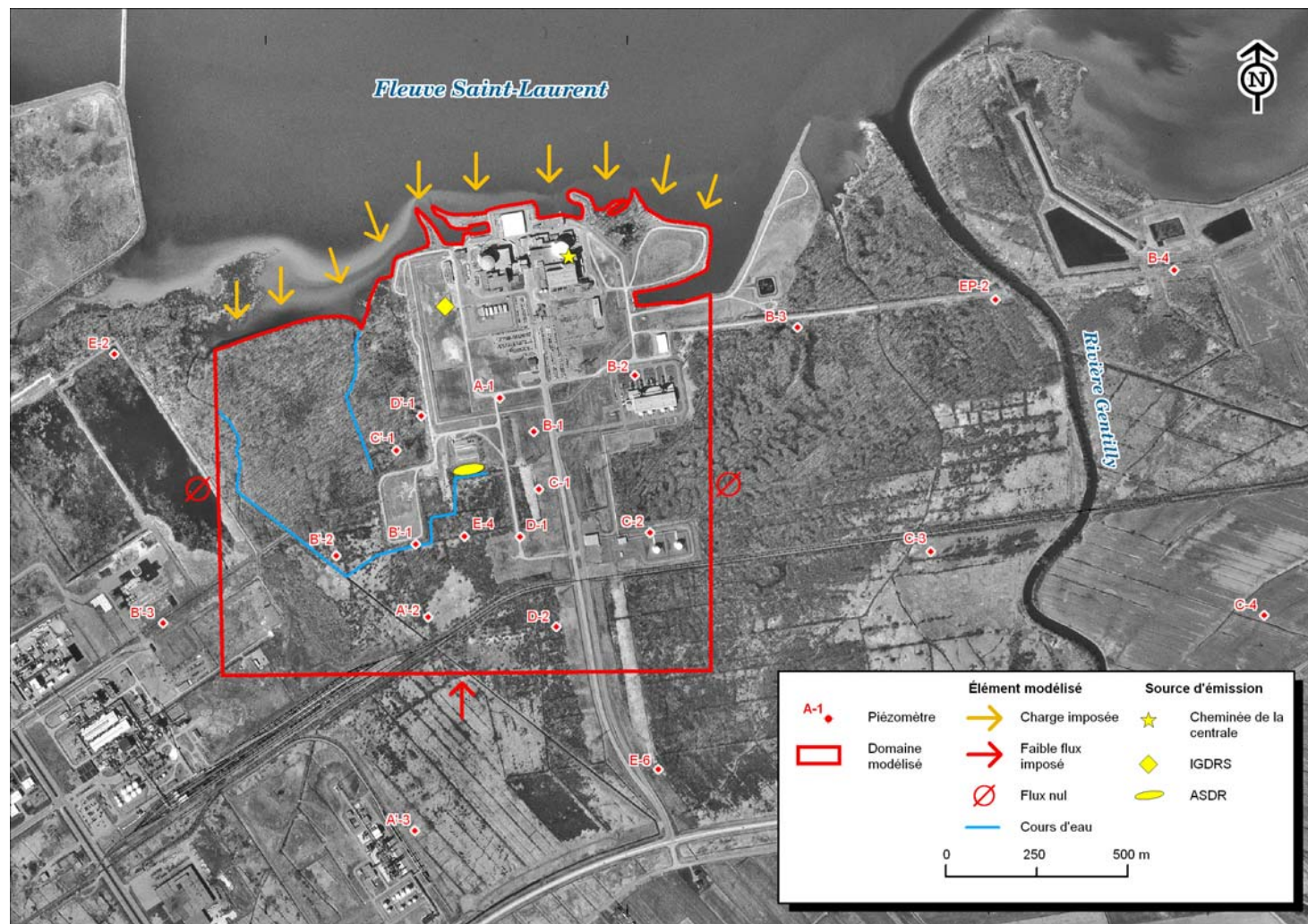
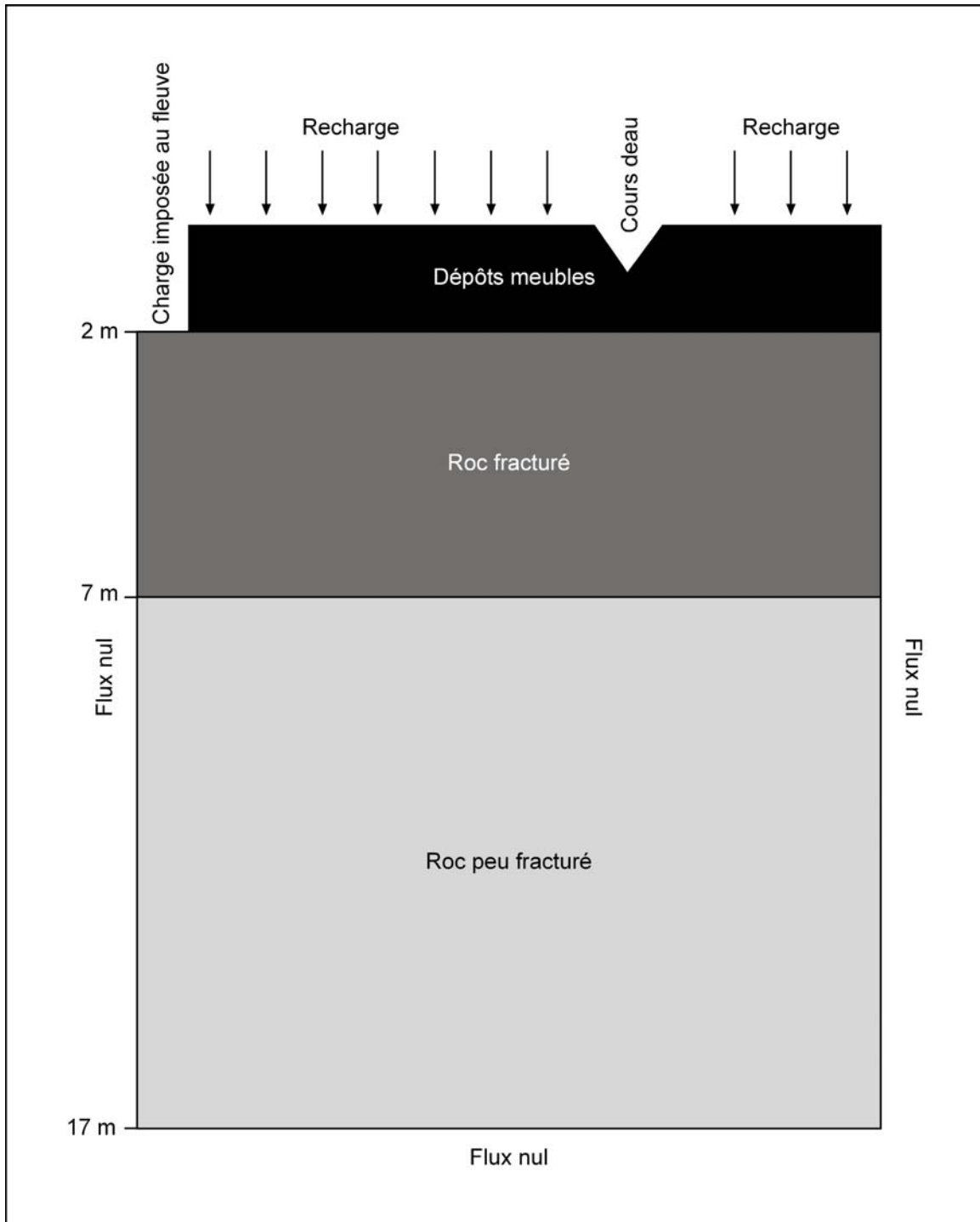


Figure 2 : Schéma d'une coupe verticale typique du domaine modélisé (conditions aux limites et couches)



iii) Justification de la source :

Modélisation atmosphérique

Un taux d'émission conservateur de $0,5 \text{ Bq/m}^2 \cdot \text{s}$ a été choisi par comparaison avec le taux estimé aux fosses de l'ASDR présentant les concentrations volumiques les plus élevées en tritium. Cette transposition paraît justifiée puisque des déchets de même nature devraient être stockés à l'IGDRS et que la conception des installations de l'IGDRS devrait permettre des émissions moindres à l'IGDRS par rapport à l'ASDR.

Modélisation des eaux souterraines

La source a été choisie comme étant à l'équilibre avec l'activité de tritium dans les précipitations sur la surface de l'IGDRS résultant des futures émissions gazeuses des installations de l'IGDRS. L'estimation de ces émissions gazeuses provient de la modélisation atmosphérique.

Leduc, R. 1998. *Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec.

Laboratoire de matériaux de Québec (1987) (LMQ). Janvier 2003. *Site de l'I.G.D.R.S., Centrale Gentilly-2, Gentilly, Québec. Installation de piézomètres et investigations géotechniques*. Version préliminaire. 39 p. et ann.

Laboratoire de matériaux de Québec (1987) (LMQ). Septembre 1998. *ASDR. Centrale nucléaire Gentilly-2, Gentilly, Québec. Installation de piézomètres pour fin de modélisation de la propagation du tritium autour de l'ASDR*. 2 vol. Hydro-Québec. 25 p. et ann.

**Questions et commentaires de Ressources
naturelles Canada influençant la recevabilité de
l'étude d'impact**

Les questions et commentaires qui suivent proviennent de Ressources naturelles du Canada et sont liées aux réponses RNCan-1 à 6, RNCan-10 et RNCan-11 déposées en mai 2004 aux autorités fédérales.

■ RNCan-1, 2^e série

La mise en carte sommaire des informations fournies par le promoteur montre que les eaux souterraines sont contaminées par l'uranium, le plomb et le baryum pratiquement tout le tour de l'ASDR. Est-ce que le promoteur a effectué une modélisation de cette contamination? Si oui, quels en sont les résultats et quelles sont les mesures correctives ou préventives?

Réponse

Il est actuellement trop tôt pour parler de contamination du site. Des campagnes supplémentaires d'échantillonnage sont actuellement en réalisation et se poursuivront en 2005 afin de valider les résultats obtenus dans le cadre de la caractérisation des eaux souterraines réalisée en 2003.

Aucune modélisation des métaux détectés dans le cadre de la caractérisation chimique des eaux souterraines réalisée en 2003 n'a été faite. Cependant, des modélisations de dispersion du radionucléide métallique strontium-90, qui est un métal relativement mobile, ont démontré que sur une période de plus de 100 ans, le strontium-90 se déplacerait de moins de 10 m (Université Laval, 1998 cité dans l'étude d'impact).

Les solides radioactifs et les métaux se dispersent dans le sous-sol en passant de la phase particulaire (solide) à la phase aqueuse, puis par advection dans les eaux souterraines en subissant les phénomènes d'adsorption et de désorption lors de l'écoulement à travers la phase particulaire. La dispersion dans les eaux souterraines du site de Gentilly, des radionucléides métalliques qui sont partiellement retenus sur les particules de sol, est négligeable même sur de longues périodes de temps. En particulier, la dispersion horizontale du strontium-90, du césium-137 et du cobalt-60 est inférieure à 10 m, sur plus de 100 ans, dans tout le sous-sol du site de Gentilly. Les mesures, effectuées sur une carotte de sol prélevée au site de l'ASDR, corroborent les calculs prédisant une très faible dispersion de ces trois radionucléides métalliques dans le sol de Gentilly (Université Laval, 1998).

Référence :

Université Laval. 1998. *Caractérisation et modélisation de contaminants radioactifs autour de l'aire de stockage des déchets radioactifs de la centrale Gentilly-2*. Rapport technique. Université Laval. 45 p. et ann.

■ RNCan-2, 2^e série

Comment se fait-il que les panaches de dispersion de l'eau tritiée (fig. 9 et 10) sont dirigés à peu près franc sud alors que les modèles d'écoulement présentés dans l'étude d'impact (fig. 6-6) montrent des lignes d'écoulement dirigées vers l'WSW au droit de l'ASDR?

Réponse

La figure 6-6 de l'étude d'impact présente le patron général d'écoulement des eaux du site et ne détaille pas l'écoulement des eaux au droit de l'ASDR.

Un modèle d'écoulement portant sur les eaux souterraines autour de l'ASDR a été développé à la suite d'études géotechniques et de l'installation en 1998 de plusieurs nouveaux piézomètres autour de l'ASDR. La modélisation présentée aux figures 9 et 10 des réponses à la première série de questions est basée sur le modèle d'écoulement de 1998, décrit en détail dans le rapport de l'Université Laval (1998). Dans cette étude on rapporte les conclusions de Géos (1980) et de LMQ (1998) qui font état, à partir de l'interprétation des niveaux piézométriques, d'un écoulement dans le socle rocheux sous l'ASDR en direction sud-ouest. À l'appui des panaches de dispersion modélisés, les teneurs moyennes en tritium, mesurées depuis 1998 au-dessus de l'interface roc-dépôts, dans la zone au sud de l'ASDR, présentent une distribution qui indique un écoulement dirigé vers le sud sur une distance d'environ 100 m. Le patron d'écoulement observé au sud de l'ASDR ne change pas le patron général d'écoulement présenté à la figure 6-6 de l'étude d'impact.

Géos. Juillet 1980. Analyse de la propagation des contaminants dans le réseau d'écoulement souterrain au voisinage de l'aire de stockage des déchets radioactifs à Gentilly. Vol. 2. Québec. 235 p.

Laboratoire de matériaux de Québec (1987) (LMQ). Septembre 1998. ASDR. Centrale nucléaire Gentilly-2, Gentilly, Québec. Installation de piézomètres pour fin de modélisation de la propagation du tritium autour de l'ASDR. 2 vol. Hydro-Québec. 25 p. et ann.

Université Laval. 1998. Caractérisation et modélisation de contaminants radioactifs autour de l'aire de stockage des déchets radioactifs de la centrale Gentilly-2. Rapport technique. Université Laval. 45 p. et ann.

■ RNCan-3, 2^e série

La réponse du promoteur semble assez incohérente. D'une part, l'étude d'impact fait état de teneurs élevées en tritium autour de l'ASSCI (400 Bq/L) et de l'ASDR (50-100 Bq/L); d'autre part, il soutient maintenant que les eaux de l'aquifère rocheux sont exemptes de tritium, qu'il s'agit d'eaux anciennes (conductivité élevée). Raison de

plus pour lui réitérer notre demande qu'il cartographie en 2D ou 3D les zones contaminées en tritium afin de faire le point sur l'état des eaux souterraines à tous les niveaux (dépôts meubles, interface roc-dépôts, roc profond).

Réponse

Hydro-Québec Production considère qu'il n'y a pas d'incohérence dans la réponse. Les teneurs décrites en tritium à l'avant-dernier paragraphe de la page 6-101 de l'étude d'impact se rapportent aux eaux prélevées à l'interface roc-dépôts, alors que dans le dernier paragraphe il s'agit des eaux profondes, donc des eaux propres à l'aquifère rocheux. Ce sont ces dernières qui sont considérées exemptes de tritium. Contrairement à l'affirmation de Ressources Naturelles du Canada, des concentrations de 400 Bq/L ne peuvent être considérées comme élevées. Bien que les eaux sur le site ne peuvent être considérées comme potable en raison de leur localisation et disponibilité, il convient de mentionner, à titre de comparaison, que la concentration maximale permise de tritium dans l'eau potable est de 7 000 Bq/L.

Les teneurs de tritium dans les eaux avoisinant l'ASDR sont analysées annuellement depuis plus de trente ans. Depuis l'installation de nouveaux piézomètres en 1998, les concentrations de tritium mesurées sont discutées et sont publiées dans des rapports spécifiques soumis aux spécialistes de la CCSN qui commentent et analysent les conclusions. L'ensemble des rapports soumis à la CCSN sont référencés dans l'étude d'impact (Barbeau et Côté, mai 2003 ; Barbeau et Côté, 2002 ; Barbeau et coll. 1998b ; Université Laval, 2002 ; Université Laval, 1998). Les figures 3, 4 et 5 illustrent les concentrations de tritium dans l'eau d'infiltration et souterraine du site de Gentilly. Les données présentées sur ces figures proviennent des rapports de suivi du tritium autour de l'ASDR. Dans ces rapports, les teneurs en tritium dans les eaux souterraines mesurées sur le site sont présentées sous la forme de tableaux statistiques, de graphiques d'évolution temporelle et de figures.

La figure 3 illustre les teneurs de tritium dans les dépôts meubles (niveau C de profondeur), selon trois plages de concentration. La plage inférieure (0-699 Bq/L) traduit l'impact des retombées atmosphériques des émissions de tritium en provenance de la cheminée, à une distance supérieure à 500 m de cette source. La plage intermédiaire (700-6 999 Bq/L) est associée aux retombées atmosphériques venant de la cheminée, à une distance inférieure à 500 m de la cheminée, et à la contamination associée aux émissions des déchets stockés à l'ASDR. La plage supérieure (7 000-25 000 Bq/L) est présente dans une zone restreinte au sud de l'ASDR, qui contient du tritium issu de l'incinération de déchets par EACL au milieu des années 1970. Seule la plage supérieure du niveau C contient des teneurs en tritium excédant la limite permise en tritium dans l'eau potable (7 000 Bq/L).

La figure 4 présente les teneurs de tritium à l'interface roc-dépôts (niveau B de profondeur) pour trois plages de concentration. La plage inférieure (0-349 Bq/L) traduit l'impact à long terme des infiltrations dans les dépôts meubles, consécutives

aux retombées atmosphériques aux distances de plus de 500 m de la cheminée. Par exemple, la teneur mesurée depuis quelques années autour de 400 Bq/L à environ 450 m au sud de l'ASSCI, correspond à la valeur stationnaire attendue à cette position, par suite des précipitations atmosphériques contenant le tritium émis à la cheminée. La plage intermédiaire (350-699 Bq/L) se manifeste aux positions comprises entre 200 m et 500 m de la cheminée, ainsi qu'aux positions au sud de l'ASDR caractérisées par des niveaux de tritium intermédiaires dans les dépôts meubles. La plage supérieure (700-2 999 Bq/L) est observée à faible distance de la cheminée, à deux positions au sud de l'ASDR et à cinq positions autour de l'IGDRS, positions où les valeurs de faible conductivité de l'eau et les variations temporelles élevées de teneurs en tritium suggèrent des écoulements rapides en provenance des dépôts meubles.

La figure 5 illustre les teneurs de tritium dans les eaux du roc profond (niveau A de profondeur). Trois plages de concentration y sont présentées. La première plage s'étend de 0 à 49 Bq/L et exprime à toute fin pratique l'absence de contamination en tritium dans les eaux. La limite supérieure de cette plage tient compte enfin de la limite de quantification de la méthode d'analyse, des traces de contamination qui peuvent provenir de l'installation des piézomètres ou de la proximité des piézomètres installés dans les couches supérieures, ainsi que d'infiltrations observées à quelques reprises au changement de saison. La deuxième plage (50-499 Bq/L) est observée à deux positions dont les eaux possèdent une conductivité comparable aux eaux prélevées à l'interface roc-dépôts. Le niveau supérieur (500-1 999 Bq/L) existe aux seules cinq positions (voisines du fleuve) où les eaux montrent une conductivité semblable à celle des dépôts meubles. Dans ce dernier cas, les piézomètres ont été installés à 2 m dans un roc fortement fracturé.

Considérant l'ensemble des données, il est justifié de maintenir l'affirmation que les eaux dans le socle rocheux sont exemptes de tritium.

Figure 3 : Concentrations moyennes en tritium mesurées dans les eaux souterraines de niveau C

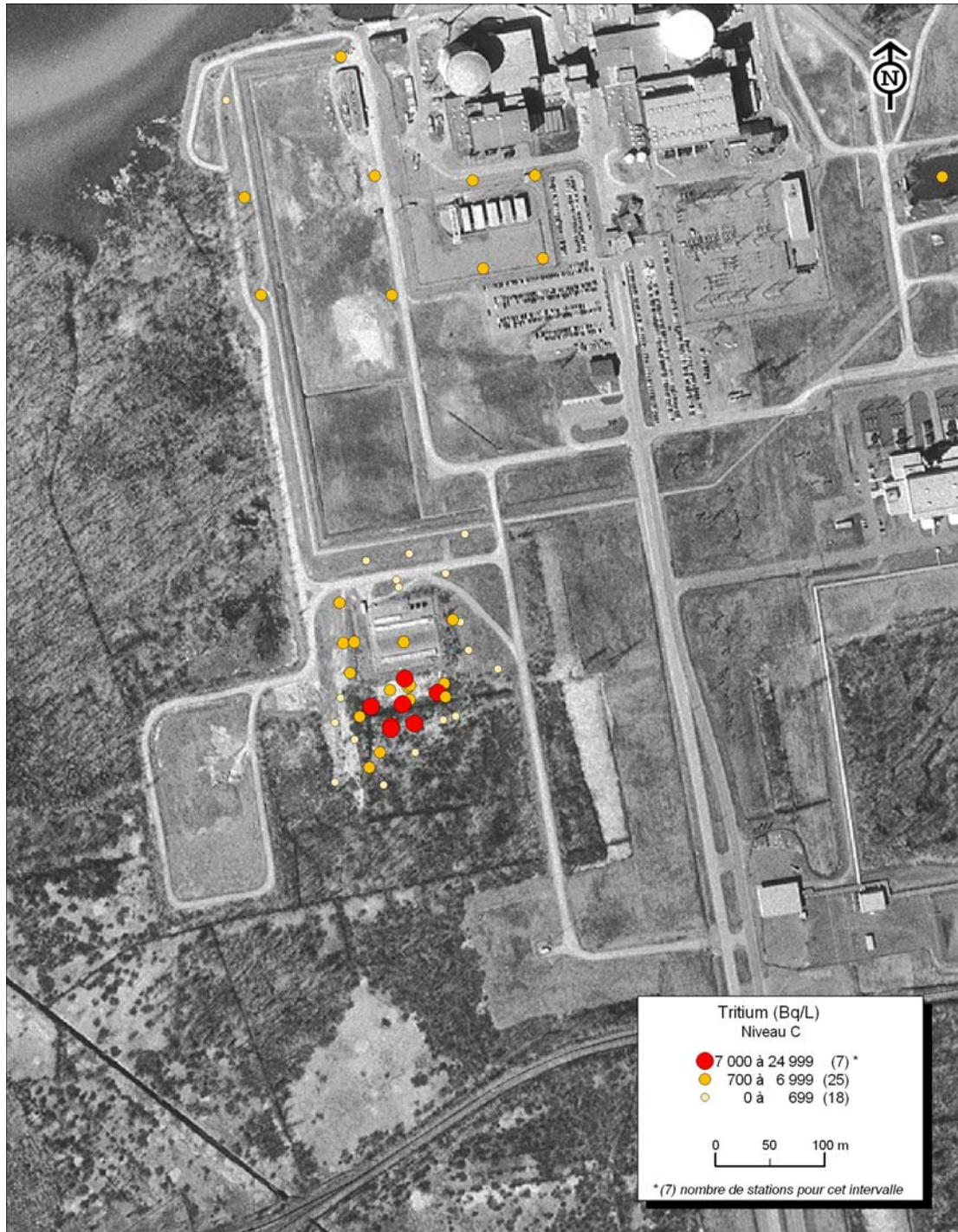


Figure 4 : Concentrations moyennes en tritium mesurées dans les eaux souterraines de niveau B

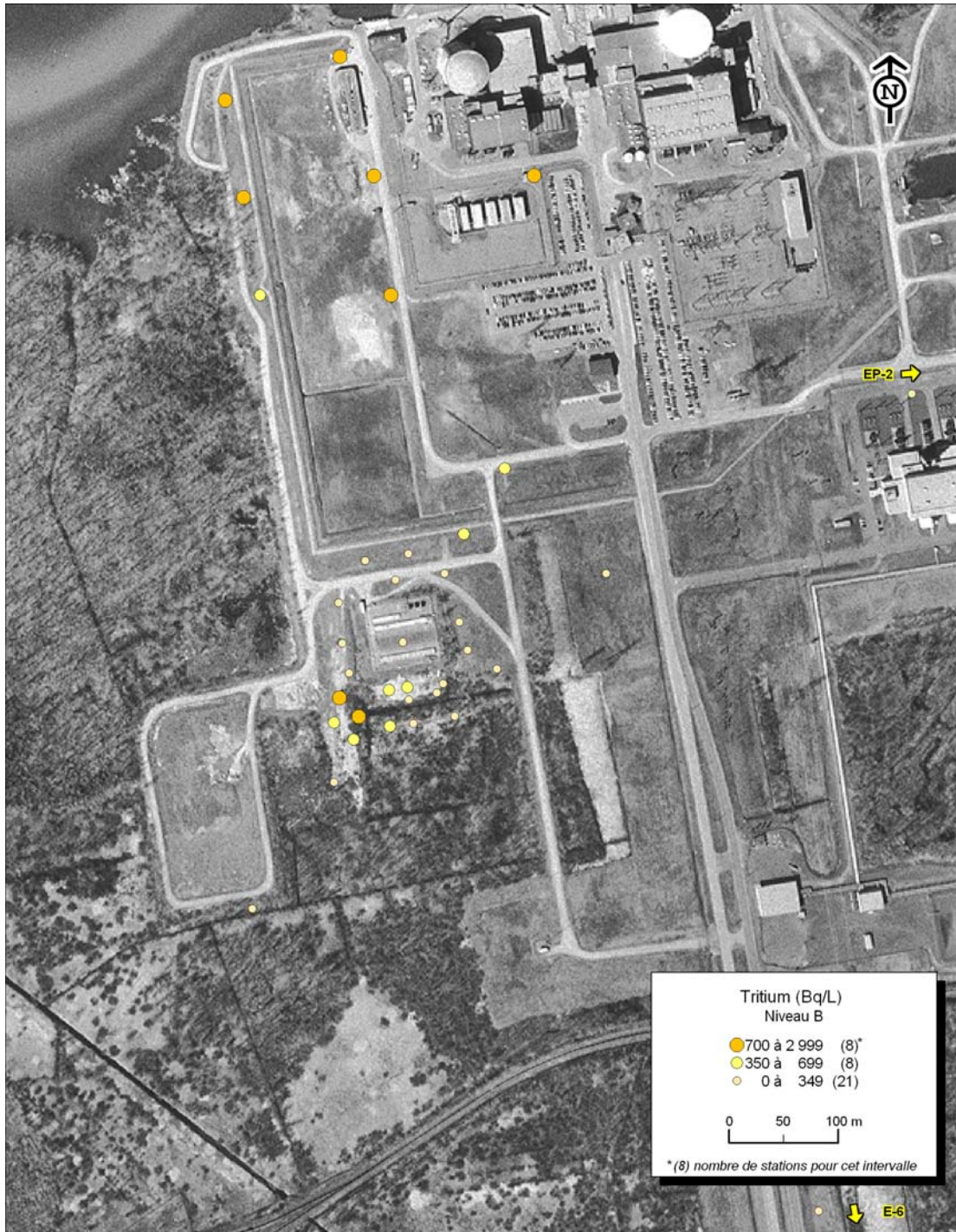


Figure 5 : Concentrations moyennes en tritium mesurées dans les eaux souterraines de niveau A



■ RNCAN-4, 2^e série

Il ne s'agit pas ici de savoir si la caractérisation stratigraphique et hydrostratigraphique répond ou non aux lignes directrices ou si les références sont fiables. Il s'agit de savoir si le promoteur a effectué une caractérisation adéquate de la géologie et de la géomorphologie du site d'accueil de ses infrastructures. De toute évidence, la réponse est non, comme RNCAN l'avait formulé dans le commentaire 4.

Réponse

À l'échelle de la propriété d'Hydro-Québec au site du complexe nucléaire, il n'y a pas eu de caractérisation de la géologie et de la géomorphologie plus récente que celle réalisée par Géomines en 1980.

En revanche, au site même des infrastructures projetées (IGDRS), Hydro-Québec Production a effectué récemment la caractérisation de la stratigraphie des dépôts meubles et du roc sous-jacent. En effet, en 2002, dans le cadre de l'installation de piézomètres au futur site de l'IGDRS, LMQ (2003) a décrit la stratigraphie à l'emplacement de 23 stations dont les forages de quelques-unes allaient jusqu'au roc.

Cette étude, qui a été déposée à la CCSN en 2003, comprend plusieurs rapports de sondage qui ont permis de décrire, à la section 3.4.2.3 de l'étude d'impact, les particularités du site retenu pour l'IGDRS.

En 1998, LMQ (1998) avait effectué le même genre d'étude au site de l'ASDR (site 2 analysé pour l'IGDRS). Cette étude inclut également plusieurs rapports de sondage. Une partie du résultat de cette étude est reproduite à la section 3.4.2.3 de l'étude d'impact.

Le chapitre 5 de l'étude d'impact présente le contexte méthodologique de l'évaluation environnementale. Toutes les méthodes auxquelles on réfère dans ce chapitre ont été déposées pour commentaires aux instances gouvernementales provinciales et fédérales concernées par le projet. Il est mentionné à la section 5.3.3 que : « certains de ces éléments font l'objet d'une description sommaire qui contribue avant tout à obtenir un portrait plus complet du milieu. C'est le cas, par exemple, de la géologie régionale et de la tenure des terres. »

Les sections 6.1.2 *Géologie régionale*, 6.1.4 *Géomorphologie et sédimentologie* et 6.1.5 *Stratigraphie* fournissent donc les données nécessaires à la connaissance de base de ces aspects à l'intérieur de la zone d'étude restreinte.

En somme, Hydro-Québec Production a recueilli les informations essentielles à une bonne connaissance du milieu et d'un niveau suffisant pour permettre une évaluation

adéquate des impacts du projet. Les données non essentielles à cet exercice n'ont pas été présentées malgré leur intérêt au plan de la connaissance scientifique.

Enfin, il convient de noter que, dans le cadre de l'obtention des autorisations de construire, Hydro-Québec Production effectuera des études géotechniques plus détaillées afin de s'assurer que l'assise qui recevra les nouvelles installations de stockage sera adéquate.

Références :

Laboratoire de matériaux de Québec (1987) (LMQ). Janvier 2003. *Site de l'I.G.D.R.S., Centrale Gentilly-2, Gentilly, Québec. Installation de piézomètres et investigations géotechniques*. Version préliminaire. 39 p. et ann.

Laboratoire de matériaux de Québec (1987) (LMQ). Septembre 1998. *ASDR. Centrale nucléaire Gentilly-2, Gentilly, Québec. Installation de piézomètres pour fin de modélisation de la propagation du tritium autour de l'ASDR*. 2 vol. Hydro-Québec. 25 p. et ann.

Nové Environnement inc. Mars 2003. *Caractérisation des sols et des eaux souterraines au site de la future installation de gestion des déchets radioactifs solides*. Étude sectorielle réalisée pour Hydro-Québec Production dans le cadre de l'avant-projet « Modification des installations de stockage des déchets radioactifs et réfection de la centrale nucléaire de Gentilly-2 ». 30 p. et ann.

■ RNCAN-5, 2^e série

Les figures 11 et 12 présentées par le promoteur en réponse au commentaire de RNCAN ne couvrent qu'une petite partie de la figure 6-6 de l'étude d'impact, de sorte qu'il n'est pas davantage possible d'évaluer à quel point sont contraints la surface piézométrique et le réseau d'écoulement présentés à la figure 6-6. Notre commentaire 2 ci-haut nous laisse croire que ce modèle hydrogéologique est très peu contraint.

Réponse

Les piézomètres utilisés par Géos (1980) pour établir le patron général d'écoulement couvriraient la surface représentée à la figure 6-6 de l'étude d'impact. Ces piézomètres sont identifiés par les lettres A, B, C, D et E sur la figure 1 présentée à la réponse CCSN-2 ii) de la 2^e série de question. Ces piézomètres sont de type mono-niveau à l'interface roc-dépôt ou encore dans le roc profond.

En réponse complémentaire à la question RNCAN-5 de la 1^{ère} série de questions, la localisation des piézomètres sur le site est présentée, selon les trois couches, sur les figures de la réponse à RNCAN-3 de la 2^e série de question. Les piézomètres de la figure 3 sont installés dans les dépôts meubles à environ 1 m au-dessus du socle

rocheux, ceux de la figure 4 dans le premier mètre du socle rocheux et ceux de la figure 5 à une profondeur supérieure à 2 m dans le socle rocheux.

■ RNCan-6, 2^e série

Commentaire maintenu. Les efforts du promoteur sont appréciés à leur juste valeur, mais il n'en demeure pas moins que le contexte hydrostratigraphique de la zone d'étude restreinte semble mal compris.

Réponse

Hydro-Québec Production juge que l'information disponible est suffisante pour évaluer la situation du transport dans les eaux souterraines, et qu'il est justifié de conclure à l'absence de transport de contaminant en direction des autres aquifères à l'est et à l'ouest du site.

Les figures 3, 4 et 5 présentées à la réponse RNCan-3 de la 2^e série de questions montrent que l'eau tritiée, qui est un contaminant aussi mobile que l'eau, n'atteint pas les aquifères situés à l'est et à l'ouest du site.

Toutes les données de terrain recueillies dans le cadre des nombreuses études déposées aux experts de la CCSN indiquent que l'eau tritiée, provenant des précipitations humides au voisinage de la cheminée ou des déchets stockés sur le site, est transportée lentement, en direction du fleuve, sans que les eaux du roc profond n'aient été contaminées, et ce, depuis plus de 20 ans.

■ RNCan-10, 2^e série

D'après notre expérience, les évaluations complètes des risques sismiques ne produisent pas de résultats comportant des estimations médianes ou moyennes qui sont incertaines par un tel ordre de grandeur de la probabilité (ou un facteur de 2-3 dans l'intensité des secousses). Si les deux estimations varient d'un facteur de dix, comme c'est le cas pour les estimations de Weston et de la CGC, c'est parce que ceux-ci basent leur analyse sur des renseignements différents, ce qui constitue une raison pour d'autres enquêtes. De toute façon, si H-Q croit que la fourchette d'incertitude pour l'estimation des risques effectuée par Weston est aussi grande qu'un facteur de 10, vous devriez également démontrer une marge considérable de sécurité dans la conception (c.-à-d. il se pourrait que les résultats de Weston soient erronés et que la probabilité de mouvement du sol de 0,30 g soit réellement 1×10^{-4} p.a.)?

Réponse

Hydro-Québec utilisera des critères de conception qui sont conformes aux normes en vigueur au moment de la demande de permis. En particulier, la conception sismique des structures sera conforme aux normes du *Code national du bâtiment du Canada de 1995*.

De plus, Hydro-Québec a des exigences de sûreté plus contraignantes pour les structures qui contiennent des déchets de haute activité telles que les modules CANSTOR, les silos de stockage du combustible irradié, les silos de stockage des déchets de retubage et les enceintes de stockage des résines usées. Ces structures pourront résister à des accélérations supérieures à celles spécifiées dans le *Code national du bâtiment de 1995* sans qu'elles soient endommagées. Les accélérations qu'elles peuvent tolérer sans dépasser les limites de contraintes élastiques sont présentées au tableau 11-4 de l'analyse des risques radiologiques et au tableau 8-4 de l'étude d'impact sur l'environnement. Il faut noter que la limite de contrainte élastique est un critère de conception très exigeant qui dépasse de loin les critères de conception du *Code national du bâtiment*. Tel que mentionné dans ces documents, la probabilité associée à chacune de ces accélérations provient de l'étude de *Weston Geophysical* qui fut préparée pour la CCSN. Ce document est consistant avec les évaluations sismiques des autres sites nucléaires au Canada.

■ RNCAN-11, 2^e série

Nous remercions H-Q de la révision à 0,11 g, mais nous venons de remarquer que les valeurs de probabilité associées à la valeur de 0,11 g se lisent 1×10^{-3} mais devraient être 2×10^{-3} (puisqu'elles représentent la valeur du Code national du bâtiment de 0,0021 par année). Les déplacements verticaux dans le Tableau 11-3 du rapport d'ISR doivent être rajustés.

Réponse

Le commentaire concernant la valeur de 0,11 g dans le *Code national du bâtiment de 1995* fut noté et accepté. Il faut toutefois noter que les valeurs de probabilités qui sont citées au tableau 11-3 du rapport d'ISR proviennent du rapport de *Weston Geophysical* qui fut préparé pour la CCSN en 1996.

ANNEXE

Modification des installations de stockage des déchets radioactifs
et réfection de la centrale nucléaire de Gentilly-2

**Sommaire de la gestion des résines dans
les enceintes de stockage des résines usées (ESRU)
de l'IGDRS**

Note Technique
ISR TN-1115-07
version 1.0

août 2004

Préparé par



INTERNATIONAL SAFETY RESEARCH

Assurance qualité

Titre

Sommaire de la gestion des résines dans les enceintes de stockage des résines usées (ESRU) de l'IGDRS - Modification des installations de stockage des déchets radioactifs et réfection de la centrale nucléaire de Gentilly-2

Date du rapport

Août 2004

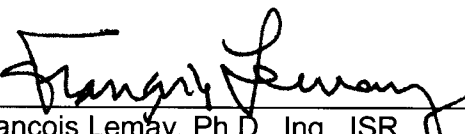
Numéro du rapport

ISR TN-1115-07


Version

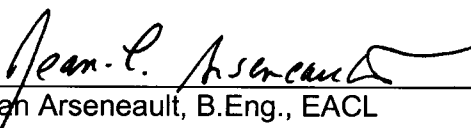
1.0


Préparé et coordonné par:


François Lemay, Ph.D., Ing., ISR

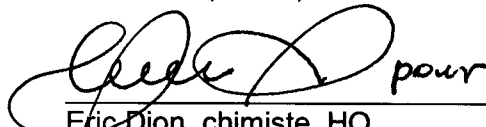
Avec la collaboration de :

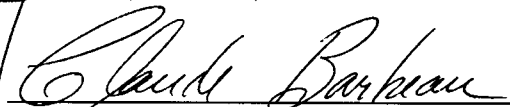

Jaleh Semmler, chimiste, Ph.D., EACL


Jean Arseneault, B.Eng., EACL


Chas Boss, B.Sc., EACL

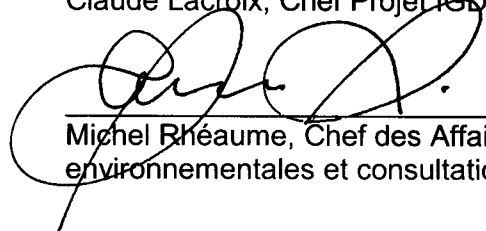
Vérifié par:

 pour
Eric Dion, chimiste, HQ


Claude Barbeau, chimiste, Ph.D., U. Laval


Claude Lacroix, Chef Projet IGDRS, HQ

Approuvé par:


Michel Rhéaume, Chef des Affaires réglementaires,
environnementales et consultations publiques, HQ

Liste des révisions

| No. révision | No. Version | Rédigé ou révisé par : | Date : | Notes : |
|--------------|-------------|------------------------|-----------|------------------------|
| 0 | 1.0 | F. Lemay | 3-août-04 | pour diffusion externe |

Table des Matières

| | | |
|-------|---|----|
| 1. | Introduction..... | 1 |
| 2. | Conception des ESRU..... | 1 |
| 2.1 | Mise en contexte | 1 |
| 2.2 | Description des équipements | 2 |
| 2.3 | Stockage des résines d'exploitation..... | 3 |
| 2.4 | Stockage des résines de décontamination..... | 4 |
| 3. | Caractérisation chimique des résines..... | 5 |
| 3.1 | Composés organiques dans les résines de décontamination..... | 5 |
| 3.2 | Composés organique des résines d'exploitation..... | 6 |
| 4. | Dégradation biologique des résines..... | 7 |
| 4.1 | Expérience des résines d'exploitation à Gentilly-2 | 7 |
| 4.2 | Inventaire de carbone-14 (résines modérateur)..... | 8 |
| 4.3 | Expérience d'exploitation d'OPG (WWMF)..... | 9 |
| 4.4 | Expérience ailleurs dans le monde..... | 9 |
| 5. | Dégradation chimique des résines de décontamination de l'antimoine (^{124}Sb)..... | 10 |
| 5.1 | Quantité de résines anioniques fortes | 10 |
| 5.2 | Effet des agents oxydants..... | 11 |
| 5.2.1 | Contexte..... | 12 |
| 5.2.2 | Fraction des résines dégradées..... | 12 |
| 5.2.3 | Taux de dégradation des résines mixtes par le peroxyde d'hydrogène | 13 |
| 5.2.4 | Taux de dégradation des résines anioniques fortes par le permanganate | 13 |
| 5.2.5 | Discussion des conservatismes | 14 |
| 6. | Risque chimique..... | 15 |
| 6.1 | Déflagration du méthane ou de l'hydrogène..... | 16 |
| 6.2 | Fuites liquides et migration accélérée par l'EDTA..... | 16 |
| 7. | Estimation des rejets de matières radioactives..... | 17 |
| 7.1 | Justification du terme source | 17 |
| 7.2 | Rejets en exploitation normale..... | 18 |
| 7.2.1 | Calcul du nombre d'atomes libérés par la dissociation radiolytique | 19 |
| 7.2.2 | Calcul du nombre d'atomes dans un contenant de résines | 20 |
| 7.2.3 | Fraction de l'inventaire d'un contenant qui est rejetée..... | 20 |
| 7.2.4 | Inventaire potentiellement rejeté..... | 21 |
| 7.3 | Rejets potentiels en situation de défaillance ou d'accident | 22 |
| 7.3.1 | Échanges d'air entraînant des rejets atmosphériques..... | 22 |
| 7.3.2 | Chute d'un contenant entraînant un rejet liquide..... | 22 |
| 8. | Vérification de l'intégrité des ESRU | 24 |
| 8.1 | Émissions gazeuses..... | 24 |
| 8.2 | Contrôle de la source | 25 |
| 8.3 | Contaminants en solution..... | 25 |
| 9. | Surveillance environnementale à l'IGDRS..... | 25 |
| 9.1 | Qualité de l'air | 25 |
| 9.2 | Qualité des eaux..... | 26 |

| | | |
|-----|------------------|----|
| 10. | Conclusion | 26 |
| 11. | Références..... | 27 |

Liste des tableaux

| | | |
|-------------|---|----|
| Tableau 1 : | Dose par auto-irradiation des résines..... | 19 |
| Tableau 2 : | Nombre d'atomes libérés par radiolyse | 19 |
| Tableau 3 : | Nombre d'atomes par contenant de résines | 20 |
| Tableau 4 : | Calcul de l'inventaire rejeté..... | 21 |
| Tableau 5 : | Sommaire des rejets atmosphériques annuels en situation normale | 21 |
| Tableau 6 : | Sommaire des rejets atmosphériques annuels en cas de défaillance..... | 22 |
| Tableau 7 : | Dose à l'individu critique en cas de déversement liquide..... | 24 |

Liste des figures

| | | |
|------------|---|---|
| Figure 1 : | Enceinte de stockage des résines usées (ESRU) | 2 |
|------------|---|---|

1. Introduction

Dans sa lettre du 5 juillet 2004 (de Guy Riverin à Michel R Rhéaume), la CCSN a fourni une deuxième série de commentaires et de questions sur l'étude d'impact sur environnement intitulée *Modification des installations de stockage des déchets radioactif et de réfection de la centrale nucléaire de Gentilly-2*. Une des questions traitait en particulier de la gestion des résines usées, et un des commentaires soulignait le besoin de consolider toutes les informations concernant la gestion des résines usées dans un seul document. Cette note technique fournit donc les informations relatives à :

- la conception des enceintes de stockage des résines usées;
- la caractérisation des résines;
- la détérioration des résines;
- l'estimation des rejets en situation normale ainsi qu'en situation d'accident;
- la vérification de l'intégrité des cylindres de stockage des résines;
- et la surveillance environnementale

Il faut noter que cette note technique contient des informations ou précisions qui furent publiées précédemment dans divers documents séparés. Ces informations furent donc tirées de l'étude d'impact sur l'environnement [1], des documents de conception publiés par EACL [2, 3, 4, 5] et de l'analyse des risques radiologiques [6]. De plus, EACL a préparé une note technique [7] qui contient un complément d'information sur la détérioration des résines de décontamination. Plusieurs sections du présent document sont tirées directement de cette note technique.

Aussi, certaines des informations qui sont fournies ici n'avaient pas été publiées dans les documents qui ont été soumis à la CCSN. Ces informations se retrouveront éventuellement dans les documents de conception produits par l'EACL.

2. Conception des ESRU

2.1 Mise en contexte

Dans les sections 2.1 à 2.4 qui suivent, plusieurs des contraintes qui ont guidé la conception des enceintes de stockage des résines usées (ESRU) et des contenants de résines sont discutées. La discussion est surtout axée sur les impacts potentiels sur l'environnement pendant le stockage intérimaire. Les facteurs qui ont orienté la conception des équipement de manutention et de transfert sont discutés dans les documents de conception [2, 3, 4, 5] et ne sont pas repris ici.

L'expérience internationale au cours des 30 dernières années a prouvé la viabilité de stocker les résines dans des contenants et structures indépendantes des réservoirs

initialement prévus dans les centrales. Il faut toutefois reconnaître que le stockage intérimaire sur une période de 50 ans présente des défis à cause de la possibilité d'émissions radioactives provenant de la dégradation des résines.

Les enceintes de stockage des résines usées (ESRU) et les contenants de 3 m³ qu'elles reçoivent sont conçus pour minimiser les impacts de la dégradation des résines. Les enceintes permettent d'isoler efficacement les résines de l'environnement tout en permettant un suivi et un contrôle des émissions potentielles. Les ESRU permettent une grande flexibilité dans la gestion des effluents gazeux potentiels et peuvent ainsi recevoir la gamme entière des résines usées de Gentilly-2.

2.2 Description des équipements

Une description détaillée des structures de stockage et des contenants de résines usées est fournie dans les documents de conception d'EACL cités précédemment et à la section 7.4.3 de l'analyse des risques radiologiques [6].

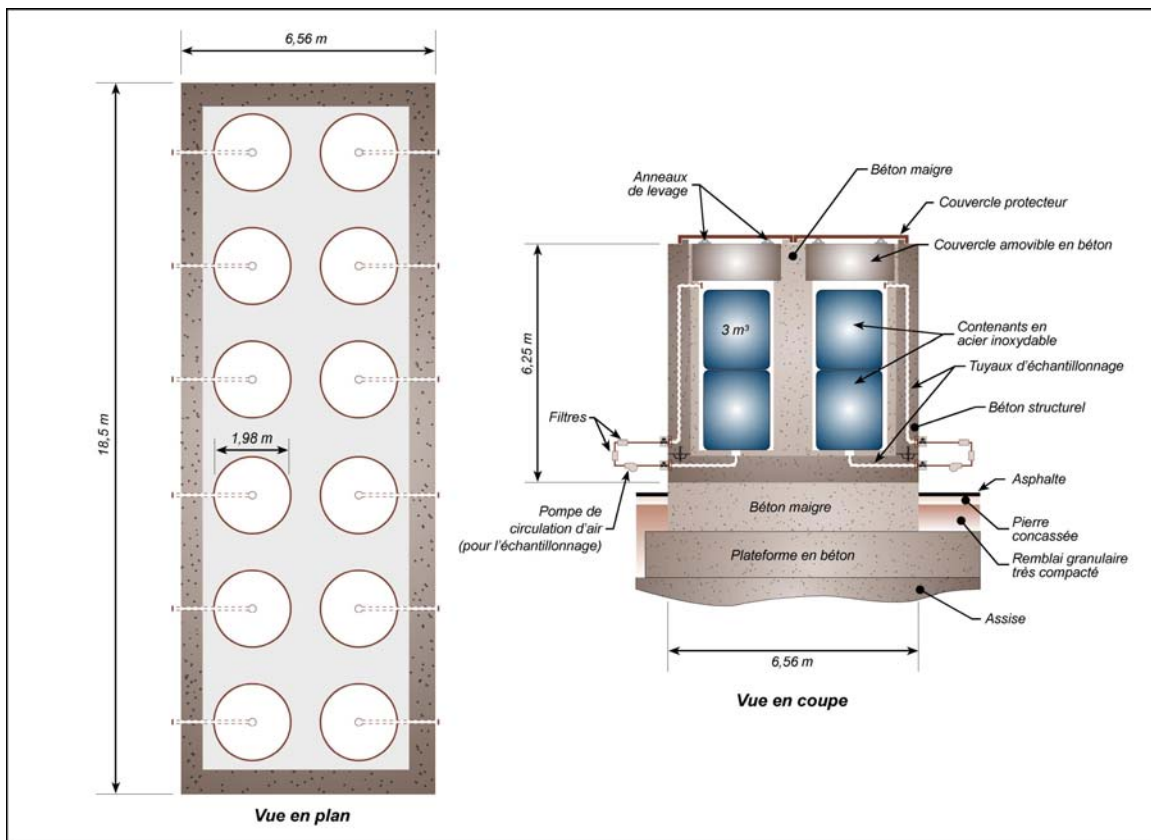


Figure 1 : Enceinte de stockage des résines usées (ESRU)

Le système de stockage des résines usées comprend le contenant et les ESRU. Le contenant de résines est un cylindre d'acier inoxydable 316L qui peut recevoir 3 m³ de résines usées. Le contenant est rempli dans les bâtiments de la centrale et est placé dans un château de transfert blindé pour le transfert à l'IGDRS. Chaque ESRU est constituée d'une matrice de béton qui contient 12 cylindres de stockage qui peuvent recevoir deux

contenants superposés. Le contenant de résine est fermé mécaniquement mais n'est pas étanche de façon à permettre aux gaz qui pourraient être produits par la dégradation des résines de s'échapper.

Les cylindres sont fermés par un couvercle de béton et sont scellées à l'aide d'une plaque soudée. Ainsi, les gaz qui s'échappent des contenants s'accumulent dans les cylindres de stockage. Chaque cylindre est raccordé à deux tuyaux d'échantillonnage; un raccordé dans le haut du cylindre, l'autre dans le fond. Les tuyaux d'échantillonnage sont fermés à l'aide de valves qui permettent d'échantillonner le contenu des cylindres et de vérifier la pression interne.

Ce système permet une grande flexibilité puisqu'une fois le cylindre scellé, les tuyaux d'échantillonnage permettent de :

- vérifier la pression interne en raccordant une jauge de pression;
- échantillonner les gaz qui sont contenus dans le cylindre en les faisant circuler à travers un cylindre d'échantillonnage. Ces gaz peuvent ensuite être analysés en laboratoire;
- vérifier la présence d'eau ou de liquide provenant des contenants grâce au tuyau d'échantillonnage raccordé au drain du cylindre. Ce genre de fuite ne surviendrait qu'en cas de défaillance du contenant et cet événement est considéré très peu probable étant donné le matériau choisi;
- échantillonner et analyser en laboratoire l'eau qui pourrait se retrouver au fond du cylindre;
- libérer la surpression dans le cylindre en absorbant les contaminants sur un filtre ou en contrôlant l'émission de gaz;
- vérifier l'intégrité du cylindre en raccordant une pompe et vérifier qu'il n'y a pas d'infiltration d'air;

Le système d'entreposage permet de détecter, à l'intérieur même d'un cylindre scellé, les émissions gazeuses ou les fuites liquides en provenance des contenants, avant qu'ils puissent affecter l'environnement. Ce qui laisse à Hydro-Québec suffisamment de latitude pour prendre action et corriger la situation.

2.3 Stockage des résines d'exploitation

Dans le cas de résines d'exploitation, ce sont les émissions de carbone-14 qui constituent le principal risque radiologique pendant le stockage intérimaire. Les résines d'exploitation de Gentilly-2 contiennent des résines de purification du modérateur et de purification du caloporteur qui n'ont pas été séparées. Toutes les résines d'exploitation peuvent donc potentiellement émettre des effluents gazeux qui contiennent du carbone-14. La conception a déjà prévu sceller les cylindres de stockage qui contiennent des résines d'exploitation.

Les mécanismes chimiques, biologiques et radiologiques qui peuvent mener à la production de gaz sont analysés dans les sections 5 à 7 qui suivent. Pour le stockage dans un contenant inoxydable, le mécanisme qui domine est la radiolyse des résines par auto-irradiation. Cette analyse permet de conclure que pour les résines d'exploitation, la

production de gaz et une surpression dans les cylindres de stockage se fera de façon lente et graduelle et sera étalée sur une période de 50 ans.

La référence 5 a permis de calculer que la radiolyse des résines du modérateur pourrait générer une pression d'environ trois atmosphères si le contenant était scellé pendant une période de 50 ans. En fait, le contenant n'est pas scellé et les gaz de radiolyse s'échappent graduellement dans le cylindre de stockage. Puisque le volume de celui-ci est beaucoup plus grand que le volume des gaz dans la partie supérieure du contenant de résine, la pression sera d'autant plus faible. Cette lente augmentation de pression peut facilement être gérée lors des contrôles des cylindres de stockage. Il faut noter que le cylindre peut tolérer une surpression de 14,5 psi(r) (1 atmosphère). Des actions seront prises par Hydro-Québec bien avant que cette pression soit atteinte.

2.4 Stockage des résines de décontamination

Les résines de décontamination contiennent très peu de H-3 et de C-14 qui pourraient se retrouver dans les émissions volatiles. Ces résines vont toutefois émettre des gaz de radiolyse. La production de gaz de radiolyse sera beaucoup plus faible dans les résines de décontamination que dans celles de purification du modérateur à cause de la quantité plus faible de cobalt-60. Les cylindres de stockage des résines de décontamination pourraient donc soit être scellés et échantillonnés périodiquement, ou bien laissés ouverts de façon à laisser les gaz s'échapper. Ces gaz ne contribueraient pas significativement aux émissions radioactives.

Lorsque les résines de décontamination contiennent du permanganate, l'oxydation des résines est possible et peut conduire à une certaine production de gaz et de produits volatils. Le cylindre de stockage de ces résines doit permettre aux produits gazeux et volatils de dégradation chimique de s'échapper. Ces produits ne contribuent pas aux émissions radioactives parce que ces résines ne contiennent pas de tritium et de carbone-14.

Il existe trois options pour le stockage des résines qui contiennent du permanganate :

1. placer les résines dans un cylindre de stockage d'une ESRU et ne pas sceller le cylindre pendant le stockage intérimaire.
2. placer les résines dans un cylindre de stockage d'une ESRU scellée et mettre en place un programme de surveillance des gaz et produits volatils plus fréquent.
3. stocker les résines dans un bâtiment de production raccordé à la ventilation active jusqu'à ce que la dégradation chimique ne soit plus importante.

Ces trois options de stockage sont sûres. La méthode de stockage sera décidée après que le procédé de décontamination ait été finalisé et que les caractéristiques chimiques des résines sont mieux connues. Cette décision n'a pas d'impact sur la conception ou la construction des ESRU.

3. Caractérisation chimique des résines

3.1 Composés organiques dans les résines de décontamination

Lorsque le processus CAN-DEREM est utilisé pour la décontamination du circuit primaire, l'acide éthylènediaminetétraacétique (EDTA) est ajouté à la solution dans une concentration de 600 mg/L, alors que l'acide citrique est ajouté à une concentration de 400 mg/L. L'EDTA et l'acide citrique sont les principaux composés organiques présents dans la solution.

De plus, les résines cationiques fortes (RCF) nécessitent un conditionnement avec une solution de EDTA. La charge additionnelle de EDTA est ajoutée lors de la préparation et l'injection de la solution dans le circuit primaire. La quantité de EDTA requise pour ce conditionnement des résines cationique fortes varie selon que la décontamination se fait en présence d'eau lourde ou d'eau légère.

Lorsque la décontamination se fait en présence d'eau légère, la quantité requise est d'environ 10-15 g de EDTA par litre de résine. Lorsque la décontamination se fait en eau lourde, la quantité de EDTA est de 20-40 g par litre de résine.

L'acide citrique n'est pas retenu par les RCF de sorte que celles-ci ne contiennent à peu près pas d'acide citrique.

Pour les besoins de l'évaluation de la concentration des composés organiques sur les résines usées de décontamination, on suppose que le processus de décontamination se fait en deux étapes.

a) Étape CAN-DEREM

Lors de cette étape, une colonne de résines échangeuses d'ions contenant des RCF est mise en circuit avec le caloporteur de façon à enlever les métaux et radionucléides et libérer l'EDTA et l'acide citrique qui retournent en solution afin de dissoudre les contaminants. Vers la fin de cette étape, à un moment qui varie selon la quantité d'oxydes et de radionucléides présents dans le circuit caloporteur primaire, une fraction de l'EDTA qui était capté par les RCF sera libérée en solution. Il est alors possible de détecter une augmentation de l'EDTA libre en solution et une augmentation de la conductivité.

A la fin de l'étape CAN-DEREM, il est prévu de décomposer les réactifs organiques en solution en les exposants aux ultraviolets (UV) en présence de peroxyde d'hydrogène (H₂O₂). Les colonnes RCF seront mises hors circuit et l'équipement de décomposition UV sera mis en circuit afin de détruire l'EDTA et l'acide citrique en solution.

La quantité résiduelle d'EDTA qui se retrouvera sur les RCF ne peut être estimée parfaitement, mais on prévoit qu'elle sera moins de 10 g / L de résine. D'une part, les essais en laboratoire qui utilisaient des RCF conditionnées avec l'EDTA démontrent que

la quantité fixée était d'environ 10 g / L de résines [8]. Par contre, l'EDTA avec H^+ qui était originalement fixé aux résines est graduellement remplacé par divers cations, comme par exemple les ions ferreux (Fe^{2+}), lors de la décontamination [9]. Lorsque les cations remplacent l'EDTA avec H^+ , celui-ci est libéré en solution et peut donc être détruit par le processus UV/ H_2O_2 . La libération en solution de l'EDTA fut observée lors de décontaminations à grande échelle [10].

b) Étape de nettoyage CAN-DEREM

L'étape de décontamination CAN-DEREM est toujours suivie d'une étape de nettoyage. Une colonne échangeuse d'ion contenant des résines mixtes (résines cationiques fortes – RCF et résines anioniques fortes – RAF) est alors mise en circuit afin d'enlever les anions et cations qui sont en solution. Les résines mixtes ne contiendront à peu près pas d'espèces organiques puisque cette étape survient après la destruction par les UV.

Après l'étape de nettoyage CAN-DEREM, les résines seront transférées dans les contenants et seront drainées jusqu'à ce que la quantité d'eau libre ne dépasse pas 1% par volume. Chaque contenant d'acier inoxydable contient environ 3 000 L de résines. Puisque les résines qui furent conditionnées peuvent contenir jusqu'à 10 g d'EDTA par litre de résine et que les résines humides contiennent 50% d'eau dans les pores, la concentration maximale de l'EDTA dans l'eau des pores est de 20 g / L d'eau. Dans le processus CAN-DEREM la température est suffisamment élevée pour maintenir une forte concentration d'EDTA en solution, alors qu'en stockage la température ambiante réduit cette solubilité. Il faut noter que la solubilité de l'EDTA, pour une solution à température ambiante (basse relativement à la température du processus CAN-DEREM) et de bas pH comme celui des RCF, est de 2 g / L. La majorité de l'EDTA aura donc précipité sur la surface des billes de résines. L'EDTA sous forme solide est moins mobile et moins susceptible à la lixiviation. Même en supposant que l'eau soit libérée accidentellement, la majorité de l'EDTA demeurera en phase solide, fixé aux résines. La quantité d'EDTA dans un contenant de 3 m³ qui pourrait demeurer en solution ne dépasse pas 2 g / L × 1500 L d'eau = 3 kg d'EDTA.

3.2 Composés organiques des résines d'exploitation

Les résines d'exploitation tout comme celles de décontamination sont des polymères à coliaisons latérales à base de polystyrène divinylebenzène (DVB) auxquels sont ajoutés un groupe fonctionnel [2]. L'acide sulphonique ($-SO_3^-$) est utilisé dans les résines cationiques fortes (RCF), alors que la base triméthylamine quaternaire ($-N(CH_3)_3^+$) est utilisée dans les résines anioniques fortes (RAF). Les résines d'exploitation contiennent des RCF et RAF dans un rapport de 50:50. Les résines de décontamination sont en majorité de type RCF.

Le groupe fonctionnel ($-N(CH_3)_3^+$) peut potentiellement devenir la source de composés organiques dans les résines d'exploitation. Lors d'essais de laboratoire, la dégradation des RAF par radiolyse à la suite d'une exposition à une dose de 3×10^6 Gy a entraîné la production de triméthylamine $N(CH_3)_3$ et de méthane (CH_4). On observe aussi des

teneurs de 20 ppm par volume dans la partie supérieure des réservoirs de résine usées de la centrale nucléaire Gentilly-2 [11]. Dans le cas des résines d'exploitation de Gentilly-2, la dose maximale pendant le stockage sur 50 ans ne dépasse pas 1×10^5 Gy. Le processus de radiolyse va donc contribuer à la production de matières volatiles, mais il faut noter que le taux de production des gaz est lent.

Les résines d'exploitation contiennent aussi du charbon activé dans une proportion d'environ 7% en volume et des silicates, mais ces substances ne constituent pas un risque chimique conventionnel pour l'environnement.

4. Dégradation biologique des résines

Plusieurs rapports techniques traitent de la dégradation bactérienne des résines usées. Une revue systématique de ces publications est présentée dans les sections qui suivent.

4.1 Expérience des résines d'exploitation à Gentilly-2

Trois études ont été réalisées dans le cadre du programme de recherche et de développement de COG dans lesquelles on a examiné la dégradation bactérienne des résines usées de Gentilly-2 et la stabilité du carbone-14 sur ces dernières. Une quatrième étude est actuellement en cours de réalisation et traite spécifiquement des gaz produits par les différents processus de dégradation des résines (radiolyse, chimique et biologique) durant l'entreposage sur une période intérimaire (20 ans). Ces recherches ont surtout examiné les émissions de C-14 de résines de purification du modérateur puisque celles-ci sont les plus importantes du point de vue radiologique. Ces études ont conclu que la dégradation bactérienne existe et est un des mécanismes possibles qui peut entraîner des rejets de carbone-14. Pourtant, le taux de rejet dû à la dégradation bactérienne est faible.

L'étude COG-02-3032 [12] a étudié des échantillons de résines usées qui contenaient du carbone-14 et qui furent mises en présence de bactéries. Les bactéries provenaient d'échantillons de résines et d'eau qui avaient été pris dans les réservoirs de résines usées de la centrale de Gentilly-2. L'étude a démontré que les bactéries s'attachent surtout à la surface des billes de résines, dont elles se nourrissent. Les bactéries semblent créer une couche protectrice sur la surface des résines, ce qui limite les émissions de C-14. Il faut noter que les auteurs concluent : *'il n'est pas possible d'établir des conclusions claires concernant l'impact de l'activité microbienne sur les émissions de C-14'*.

Le projet de recherche COG-02-3033 (Préliminaire) [13] vise à évaluer la stabilité du carbone-14 sur les résines usées. Le rapport a examiné la dégradation bactérienne comme mécanisme entraînant l'émission de C-14. L'étude a conclu :

1. *Les microbes peuvent croître dans les réservoirs de stockage des résines. Il semble toutefois qu'ils aient un effet bénéfique puisqu'ils inhibent les émissions de bicarbonate et de CO₂ même lorsque des anions forts sont ajoutés.*
2. *L'effet bénéfique des bactéries semble dû à la couche protectrice que créent les bactéries autour des billes de résines.*

- 3. Les expériences qui furent effectuées depuis plusieurs années indiquent que les émissions gazeuses de C-14 pendant le stockage des résines usées ne seront pas significatives tant que les conditions chimiques ne seront pas changées et tant qu'il n'y a pas de déversement de solutions acides ou de résines anioniques fortes dans les réservoirs de stockage.*

Il faut noter que les résines de décontamination ne seront pas mélangées à celles d'exploitation. Seules les résines d'exploitation contiennent du carbone-14. Cette ségrégation vise à simplifier la manutention des résines usées, mais elle permettra aussi de mieux contrôler la chimie des résines.

Le document COG-01-084 (Preliminaire) contient une étude des carbonates, bicarbonates et autres anions contenus dans les réservoirs de résine de Gentilly-2. Cette étude contient des résultats détaillés qui ont servi à étayer l'étude précédente [13] et ont permis de mettre en évidence l'effet bénéfique des bactéries.

Le projet de recherche COG 30504 étudie les émissions gazeuses en provenance des réservoirs de résines usées de Gentilly-2. D'après la note technique COG-TN-03-30504 [14], les espèces gazeuses retrouvées au dessus des réservoirs contenant des résines caloporteur et modérateur sont le dioxyde de carbone-14, des espèces organiques contenant du carbone-14 et du tritium.

4.2 Inventaire de carbone-14 (résines modérateur)

Le taux de production du carbone-14 dans le modérateur des réacteurs de type CANDU-6 est estimé à environ 480 Ci/a (17,7 TBq/a), lorsque le facteur de production est de 100% [13]. Cette estimation est confirmée par le taux de production du tritium dans le modérateur et le circuit caloporteur. Le mécanisme de production du tritium et du carbone-14 est similaire et les hypothèses concernant l'intensité du flux neutron thermique et épithermique sont les mêmes.

Le facteur de production de la centrale de Gentilly-2 depuis sa mise en service est d'environ 80%, de sorte que la production annuelle de carbone-14 est d'environ 384 Ci/a (14,2 TBq/a). Les mesures des moniteurs d'effluents gazeux et liquides indiquent que les rejets à l'environnement totalisent environ 10 Ci/a (0,37 TBq/a). Une partie de ces effluents gazeux provient probablement du gaz annulaire et une contribution moindre proviendrait du circuit caloporteur. On peut donc conclure que les résines de purification du modérateur ont capté le carbone-14 à un taux d'environ 380 Ci/a (14,1 TBq/a). Les quantités applicables à la centrale de Point Lepreau sont comparables.

Une fraction des effluents gazeux semble provenir du déplacement de l'air lorsque les résines usées sont ajoutées aux réservoirs de stockage. Au cours des années, on n'observe pas d'augmentation systématique des émissions gazeuses bien que l'inventaire de carbone-14 dans le réservoir ait doublé au cours des dix dernières années. Ceci suggère qu'il n'y a pas de dégradation bactérienne significative dans l'ensemble des résines. De plus, la présence d'air au dessus des résines du réservoir devrait permettre

aux bactéries aérobiques de proliférer à la surface des résines. Il n'y a pas de preuves que ce phénomène soit important et l'expérience à Gentilly-2 et à Point Lepreau suggère que la dégradation bactérienne ne contribue pas de façon significative aux émissions de C-14.

4.3 Expérience d'exploitation d'OPG (WWMF)

Le site du *Western Waste Management Facility* à Bruce contient des structures de stockage des résines usées. Les résines d'exploitation et de décontamination provenant des centrales de Pickering A et B, Bruce A et B et de Darlington y sont stockées de façon intérimaire. Les contenants de résines de 3 m³ sont placés dans des quadricellules au dessus du sol et dans les fosses souterraines IC-12 et IC-18.

L'analyse des gaz dans le contenant supérieur des structures de stockage a permis de détecter des niveaux appauvris en oxygène et une augmentation du CO₂. De faibles quantités de méthane ont aussi été détectées. Le faible taux de relâche du C-14 dans la partie supérieure des contenants de résines suggère que l'activité microbienne est faible et qu'elle ne contribue pas de façon significative à augmenter les émissions de C-14.

La référence 15 contient une description de l'expérience d'exploitation de *Western Waste Management Facility* par OPG. L'étude a examiné :

- Les émissions de C-14 provenant des structures de stockage
- Le résultat des inspections des contenants de résine
- L'impact de la corrosion sur l'intégrité des contenants de résine
- Le résultat de l'échantillonnage des gaz à l'intérieur des contenants de résine
- Les résultats de contrôles environnementaux

L'étude a conclu : *'L'activité microbienne semble faible et ne semble pas contribuer de façon significative aux émissions de C-14 et à la génération de gaz.'*

4.4 Expérience ailleurs dans le monde

La section 6.6.3 de la référence [4] mentionne la contribution des processus bactériens à la dégradation des résines. Le taux de dégradation due aux processus bactériens qui est cité provient de la référence [16]. Après vérification dans cette dernière référence, on note que les auteurs ont fait l'hypothèse que toutes les résines pourraient être dégradées sur une période de 4000 ans. En supposant un taux de dégradation constant, on arrive à la valeur de 5% de résines dégradées sur une période de 200 ans qui est citée à la référence 4. Il faut toutefois noter que les auteurs de la référence 16 offrent le commentaire suivant : *'Il est difficile de juger de la validité de cette hypothèse parce qu'elle n'est basée sur aucune donnée expérimentale'*. Donc, le taux de dégradation bactérienne cité à la référence 4 est une valeur purement spéculative. Dans les conclusions de la référence 16, on écrit : *'La production bactérienne de CO₂ et de CH₄ à partir de la dégradation des résines et du bitume pourrait contribuer aux émissions de C-14. Il faut toutefois noter que les publications scientifiques fournissent peu*

d'information sur le taux de ce processus et de grandes incertitudes existent quant aux rejets de C-14 associés à la dégradation bactérienne.

La référence 4 cite l'enquête menée par Bowerman et Piciulo concernant trois incidents survenus entre 1983-1984. Ces incidents impliquaient des résines et des filtres usés. Un seul incident impliquait des résines usées et c'est le seul qui est pertinent à l'évaluation des phénomènes de dégradation.

L'incident est survenu sur le site de *Arkansas Nuclear One* (ANO). Lors de l'opération d'assèchement des résines usées dans un contenant, une réaction exothermique a entraîné une émission de vapeur ou de fumée. L'enquête n'a pu déterminer de façon claire la raison de cette réaction. Il semble que l'eau fut aspirée des résines de façon répétée et que cette opération aurait pu chauffer mécaniquement les résines. L'opération d'assèchement d'un deuxième contenant de résines provenant du même réservoir n'a pas causé les mêmes émissions. Il est donc peu probable qu'un processus de dégradation bactérienne soit la cause de ce phénomène.

5. Dégradation chimique des résines de décontamination de l'antimoine (^{124}Sb)

La grande majorité des résines de contamination (21 contenants sur 23) contiendra peu d'espèces en solution qui pourraient contribuer à la dégradation chimique des résines. C'est aussi le cas pour les résines d'exploitation qui sont stockées dans les réservoirs de résines usées de la centrale nucléaire Gentilly-2 et qui contiennent peu d'espèces en solution.

Les RAF qui servent à la décontamination de l'antimoine constituent un cas spécial. Elles contiendront du permanganate et pourraient subir une dégradation chimique. Ce phénomène est examiné dans les sections qui suivent.

5.1 Quantité de résines anioniques fortes

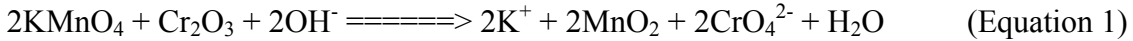
Un procédé d'oxydation de l'antimoine (Sb) est utilisé au début de chaque arrêt à la centrale Gentilly-2 afin de réduire la contamination par l'antimoine ^{122}Sb et ^{124}Sb dans le cœur du réacteur. Par contre, ce procédé est peu efficace pour enlever l'antimoine présent sur les dépôts de magnétite hors du cœur.

Lors de la décontamination CAN-DEREM, l'antimoine ^{124}Sb présent hors du cœur est libéré en solution et peut se redéposer sur les conduites à la face du réacteur. On a observé ce phénomène lors de la décontamination du circuit primaire de l'unité 1 de Bruce en 1986.

Les travaux de recherche financés par COG [17, 18] ont démontré que l'antimoine est présent sous la forme soluble $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ lorsque les conditions sont alcalines (comme c'est le cas lors de l'étape Alcaline Permanganate (AP) du procédé de décontamination). Dans

les conditions alcalines, la magnétite a une charge de surface négative, de sorte que la forme $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ ne sera pas absorbée et demeurera en solution. Cette espèce chimique peut être enlevée par les RAF.

Dans une autre étude financée par COG [19], il fut recommandé d'enlever l'antimoine pendant la phase de conditionnement AP et avant la phase de destruction AP. Si cette recommandation est suivie et l'antimoine est enlevé sur la RAF, les résines vont non seulement absorber le $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$, mais aussi les ions permanganate MnO_4^- et le MnO_2 qui est formé par la réaction suivante :



L'équation 1 représente la réaction principale du procédé AP. Dans ce procédé, on ajoute 1000 mg/L de permanganate de potassium dans une solution d'hydroxyde de potassium à un pH de 10,5-11. Cette solution permet de conditionner les oxydes riches en chrome qui se retrouvent sur les composants d'acier inoxydable tels que les pièces insérées des raccords d'extrémité.

Afin de déterminer la quantité de RAF requise, il faut utiliser l'équation 2.

$$V_{\text{RAF}} (\text{m}^3) = [V (\text{L}) \times Y (\text{Eq/L}) \times 1,2] / [0,75 Y (\text{Eq/L}) \times 1000 (\text{L/m}^3)] \quad (\text{Equation 2})$$

$V = 120\,000 (\text{L})$ Volume du système caloporteur
 $1,2$ Augmentation de 20% du volume de résines afin de tenir compte des incertitudes du procédé
 $0,75$ Facteur d'efficacité des résines
 $Y = [1 (\text{g/L of KMnO}_4) \times 1 (\text{Eq/mol})] / [158 (\text{g/mol})] = 6,33 \times 10^{-3} (\text{Eq/L})$

$$V_{\text{RAF}} (\text{m}^3) = [120\,000 (\text{L}) \times 6,33 \times 10^{-3} (\text{Eq/L}) \times 1,2] / [750 (\text{Eq/m}^3)] = 1,21 (\text{m}^3)$$

Cette estimation de la quantité de RAF suppose que tout le permanganate est capté sous la forme MnO_4^- et néglige les sites de RAF qui sont occupés par le $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$.

Une estimation plus précise de la quantité de résine anionique forte sera effectuée lors de la qualification du procédé à Gentilly-2.

5.2 Effet des agents oxydants

Les fournisseurs de résines échangeuses d'ions spécifient que ces résines ne doivent pas être exposées à des solutions d'agents oxydants forts de concentration supérieure à 2,5 moles par litre. Parmi les oxydants forts, on peut mentionner le chlore (Cl_2), le brome (Br_2), le dichromate ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$), le permanganate (MnO_4^-), le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) et l'acide nitrique (HNO_3).

Durant l'étape AP, le procédé utilise 1000 mg/L de KMnO_4 . Puisque le poids moléculaire du $\text{KMnO}_4 = 158 \text{ g/mol}$, cette concentration est équivalente à

$$1 \text{ (g/L)} / 158 \text{ (g/mol)} = 6,33 \times 10^{-3} \text{ (moles/L)}$$

Cette concentration est environ 400 fois plus faible que la limite recommandée par les fournisseurs. Même dans le cas où une deuxième addition de permanganate de potassium serait nécessaire, la concentration demeurerait en dessous de la limite.

Il faut noter que cette limite de concentration est pertinente afin d'éviter la dégradation des résines pendant leur utilisation. Il n'est pas certain que les résines demeureront intactes pendant le stockage intérimaire et une estimation du taux de dégradation pendant le stockage est nécessaire.

5.2.1 Contexte

Il n'existe pas de données qui donnent directement le taux de dégradation des résines par le permanganate. Par contre, la référence [20] présente des données sur le taux de dégradation des résines par le peroxyde d'hydrogène. Dans le reste de cette section, les données disponibles sont analysées afin d'estimer la quantité maximale de carbone qui pourrait en théorie être oxydée par le permanganate de potassium qui est en contact avec les RAF.

Cette estimation est basée sur les données relatives à la dégradation par le peroxyde d'hydrogène, en pondérant ce taux mesuré par le potentiel électrochimique du permanganate par rapport à celui du peroxyde d'hydrogène. La section 5.2.5 examine les conservatismes inhérents à cette estimation. Elle contient une discussion des conditions de stockage des résines par rapport aux conditions expérimentales dans lesquelles le taux de dégradation fut mesuré. On en conclut que l'estimation qui est présentée ici est très pessimiste.

5.2.2 Fraction des résines dégradées

Un monomère de résine est constitué d'un anneau benzène (C_6H_4) et de C_3H_5 . Le poids moléculaire du monomère (C_9H_9) est de 117 g/mol, et la fraction de carbone est: $108/117 = 0,92$.

Un litre de résine IRN78 (RAF) de densité 0,82 g/L contient 824 g de résine et 754 g de carbone. En assumant que les résines humides contiennent 50% d'eau dans les pores, un volume de 1,21 m³ de résine contient donc $4,52 \times 10^5$ g de carbone. Avec un poids atomique de 12 g/mole pour le carbone, ceci correspond à $3,77 \times 10^4$ moles de carbone.

Dans la section précédente, on a mentionné que la concentration de $KMnO_4$ serait de $6,33 \times 10^{-3}$ (moles/L). Dans le circuit primaire contenant 120 000 L, il y aura donc 759 moles de permanganate.

Chaque molécule de permanganate peut oxyder un lien C-C. Donc 1 mole de $KMnO_4$ va oxyder 1 mole de liens C-C. Si les 759 moles de permanganate en solution dans le circuit

primaire étaient captées par les résines, elles vont oxyder un nombre équivalent de moles de liens C-C. Une partie de ces liens C-C oxydés va libérer des espèces volatiles, mais il est difficile d'évaluer cette fraction avec précision. On peut par contre affirmer qu'au maximum, l'oxydation des résines pourrait libérer jusqu'à 1518 moles de carbone. Ceci correspond à $1518 / 3,77 \times 10^4 = 0,04 = 4\%$ des moles de carbone dans $1,2 \text{ m}^3$ de résines. C'est aussi environ $1518 \text{ moles} \times 12 \text{ g/mole} = 18 \text{ kg}$ de carbone. Il s'agit évidemment de la quantité maximale de carbone qui pourrait être générée. En réalité, la quantité d'espèces volatiles sera beaucoup plus faible.

Il faut noter que la dégradation des résines de décontamination ^{124}Sb n'entraîne pas de rejets de matières radioactives. En effet, ces résines ne contiennent pas de tritium ou de carbone-14 qui pourrait être libéré lors de la dégradation chimique.

5.2.3 Taux de dégradation des résines mixtes par le peroxyde d'hydrogène

La dégradation des résines mixtes du système de purification du modérateur à la suite de l'exposition au peroxyde d'hydrogène est bien documentée [20]. Le H_2O_2 est généré par la radiolyse de l'eau lourde. L'estimation du taux de dégradation des résines fut obtenu à partir de la concentration de carbone libéré qui fut mesuré en carbone organique total. Pour des résines usées qui furent exposées à des rayonnements, l'exposition à 2-3 mg/L de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) a causé un taux de dégradation de :

$$R = 0,06 - 0,07 \times 10^{-6} \text{ g carbone/min/mL de résine} \quad (\text{Équation 3})$$

Pour un volume de 1200 L de résine, tel qu'estimé à l'équation 2, le taux de production de carbone par oxydation par le H_2O_2 ne dépasserait pas :

$$[0,07 \times 10^{-6} \text{ g carbone/min/mL de résine}] \times 1200 \text{ L} \times 1000 \text{ mL/L} = 0,084 \text{ g C/min}$$

5.2.4 Taux de dégradation des résines anioniques fortes par le permanganate

Afin d'obtenir un taux de dégradation représentatif pour le permanganate, il faut pondérer le taux précédent par le potentiel électrochimique du permanganate et du peroxyde dans des conditions alcalines.

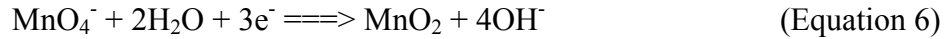
L'équation de réduction par le peroxyde d'hydrogène est:



On obtient un potentiel électrochimique (E_0) de 1,341 V à un pH de 8 et une concentration de peroxyde d'hydrogène de 2,5 mg/L à partir de l'équation 5 [21] :

$$E_0 = 1,776 - 0,0391 \text{ pH} + 0,0295 \log [\text{H}_2\text{O}_2] \quad (\text{Equation 5})$$

Pour l'équation de réduction du KMnO_4 :



Le potentiel électrochimique (E_0) est de 0,784 V à un pH de 11 pour une solution de permanganate à une concentration de 1000 mg/L, telle qu'utilisée pendant la phase AP de décontamination, est donné par l'équation 7 [21]:

$$E_0 = 1,692 - 0,0788 \text{ pH} + 0,0197 \log [\text{MnO}_4^-] \quad (\text{Equation 7})$$

Ces valeurs de potentiel électrochimique indiquent que le permanganate sous condition alcaline est un agent oxydant beaucoup plus faible ($E_0 = 0,784 \text{ V}$) que le peroxyde d'hydrogène à pH moyen ($E_0 = 1,341 \text{ V}$).

A partir de la différence de potentiel électrochimique entre le H_2O_2 et le MnO_4^- , on fait l'hypothèse que le taux de production de carbone par du permanganate sera environ la moitié de celui du peroxyde d'hydrogène:

$$0,084 \text{ g C/min} / 2 = 0,042 \text{ g C/min}$$

Le temps requis pour que tout le permanganate soit réduit est donc

$$18\,000 \text{ g C} / 0,042 \text{ g C/min} = 4,3 \times 10^5 \text{ min} = 7,2 \times 10^2 \text{ h} = 300 \text{ j}$$

5.2.5 Discussion des conservatismes

La quantité de résines qui seraient dégradées par le permanganate, ainsi que le taux de dégradation qui sont présentés dans les sections précédentes sont très pessimistes. Les facteurs qui pourraient affecter cette estimation sont :

a) dégradation des RCF par rapport aux RAF

Les expériences décrites à la référence [20] utilisaient un mélange 50:50 de RAF et RCF. On a observé que les RCF subissaient beaucoup plus de dommages que les RAF, dans un rapport 10:1. Lors de la décontamination à Gentilly-2, les résines qui serviront à capter le MnO_4^- sont des RAF.

b) potentiel électrochimique plus élevé associé au peroxyde d'hydrogène

Le potentiel associé aux réactions du peroxyde d'hydrogène peut être plus élevé que celui qui fut estimé à partir de l'équation 5. Le potentiel électrochimique le plus élevé est associé à la formation de radicaux hydroxyles ($E_0 = 2,8 \text{ V}$). Ces radicaux peuvent être produits à partir de la réaction entre H_2O_2 et Fe^{2+} (réactif de Fenton), qui n'apparaît pas dans les équations 4 et 5 ci-dessus. À chaud, et en présence de radicaux hydroxyles, des résines se décomposent en libérant principalement des molécules simples volatiles [22], une indication du bris de la majorité des liens C-C. Le potentiel électrochimique plus

élevé associé au H_2O_2 suggère que la différence entre les taux de réaction du H_2O_2 et du MnO_4 est encore plus élevée et que le taux calculé pour le permanganate est probablement plus faible dans la réalité.

c) condition de dégradation des résines

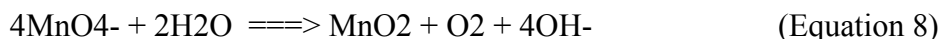
Il faut noter que le taux de dégradation mesuré [20] fut obtenu pour des résines mixtes qui avaient subi une exposition aux rayonnements et qui étaient donc endommagées. De plus, le test fut effectué alors qu'un débit constant de H_2O_2 circulait à travers les résines. En réalité, les résines utilisées pour la décontamination à Gentilly-2 seront neuves (et donc pas endommagées), et les conditions de débit pendant le stockage seront stagnantes.

d) produits de la décomposition

On peut estimer que l'oxydation des résines par le permanganate dans les conditions d'entreposage ne conduira pas au bris de tous les liens C-C, mais donnera des produits d'oxydation solides ou liquides, comme le suggèrent l'incapacité du permanganate à oxyder le benzène, la formation d'acide benzoïque lors de l'oxydation du toluène par le permanganate ou la modification de la structure solide de certains polymères par le permanganate. Un scénario qui convertirait tout le carbone potentiellement transformé par le permanganate (soit 18 kg) en gaz ou produits volatils est donc invraisemblable.

e) Auto-décomposition du permanganate

En plus de pouvoir être réduit en MnO_2 en présence de composés organiques, le permanganate peut se transformer en MnO_2 par auto-décomposition selon la réaction suivante;



Le produit de réduction, MnO_2 , en présence de composés organiques, agit comme catalyseur de la décomposition de solutions stagnantes de MnO_4^- . Cette réaction diminue la teneur en MnO_4^- sans dégrader les résines tout en réduisant le temps de résidence du MnO_4^- .

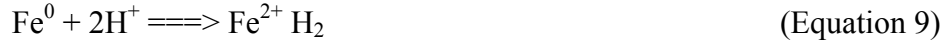
L'effet des facteurs a) à e) sur le taux de décomposition des résines par le permanganate est difficile à quantifier de façon précise. Il est toutefois clair que le taux de dégradation devrait être beaucoup plus faible que celui estimé ici.

6. Risque chimique

La caractérisation des résines présentée au chapitre 3, ainsi que la dégradation des résines anioniques fortes discutée au chapitre 5 ont permis de mettre en évidence la présence de substances chimiques qui pourraient potentiellement causer un danger chimique. Ces dangers potentiels sont discutés ici.

6.1 Déflagration du méthane ou de l'hydrogène

Les documents de conception préparés par EACL ont examiné l'expérience d'exploitation pour le stockage des résines usées à *Western Waste Management Facility* près de Bruce [4]. Lors de mesures effectuées dans le contenant supérieur de la fosse IC-1207, on a mesuré de fortes concentrations (45,5%) d'hydrogène (H₂). Cet hydrogène semble provenir de la corrosion du contenant d'acier au carbone qui contenait des résines de décontamination. L'hydrogène est libéré par la réaction décrite à l'équation 9.



Cette réaction n'est pas plausible dans le cas du stockage des résines à l'IGDRS de Gentilly-2 puisque les contenants seront fabriqués d'acier inoxydable au lieu d'acier au carbone.

Deux autres mécanismes de production de méthane furent identifiés précédemment, soit la radiolyse et la dégradation bactérienne. Ces processus sont relativement lents et la quantité de gaz produits est relativement modeste, de sorte que ces gaz pourront être évacués de façon sûre lors de l'échantillonnage périodique des cylindres de stockage.

Dans le cas des RAF générées lors de l'étape AP du processus de décontamination, un autre mécanisme possible de dégradation, par oxydation avec du permanganate, fut identifié. Ce mécanisme n'affectera qu'un ou deux contenants de résines. Hydro-Québec pourra faire une ségrégation de ces contenants et il sera facile de laisser s'échapper de façon contrôlée les gaz produits par la dégradation chimique de ces résines.

6.2 Fuites liquides et migration accélérée par l'EDTA

Les agents de chélation que contiennent les résines de décontamination peuvent accélérer la migration des radionucléides dans l'environnement. Ce phénomène a été étudié lors d'expériences de stockage de déchets radioactifs solidifiés tels que le ciment, le bitume et le verre.

Les études conduites par Brookhaven National Laboratories [23] avaient pour but de créer une base de données sur les rejets d'acides organiques et de radionucléides pour des résines usées solidifiées dans le ciment ou le vinyle ester-styrène. Les résultats ne furent pas concluants et de nouvelles études furent recommandées.

Le phénomène de la migration accélérée des radionucléides par les agents de chélation, par exemple la migration du cobalt et du plutonium par l'EDTA, fut observé dans des tranchées qui étaient utilisées comme dépotoirs pour les déchets radioactifs il y a plusieurs décennies. Ce genre de tranchées ne serait pas acceptable de nos jours et ne devrait pas être comparé aux méthodes de gestion des déchets qui sont maintenant utilisées [24, 25]

La méthode de stockage proposée pour les résines usées n'entraînera aucun rejet liquide en situation normale. Les cylindres de stockage seront échantillonnés régulièrement afin d'en vérifier l'intégrité. De plus, l'EDTA contenu dans les résines sera sous forme solide à cause de sa faible solubilité à basse température dans les solutions à faible pH. Ceci devrait minimiser les risques de lixiviation de l'EDTA. Hydro-Québec est conscient du danger potentiel que représente une fuite de radionucléides avec de l'EDTA et les vérifications qui sont détaillées au chapitre 7 permettraient de rapidement détecter une fuite et de corriger la situation.

7. Estimation des rejets de matières radioactives

L'analyse des risques radiologiques [6] est un document technique qui a servi à la préparation de l'étude d'impact sur l'environnement. Dans l'analyse des risques, l'impact des enceintes de stockage des résines usées (ESRU) fut examiné d'abord en exploitation normale et ensuite en situation de défaillance ou d'accident. Les sections qui suivent présentent les calculs qui ont servi à l'estimation des rejets dans l'analyse des risques.

7.1 Justification du terme source

L'estimation des rejets de substances radioactives est basée sur les observations des sections précédentes. On y a examiné les divers mécanismes de dégradation des résines pendant le stockage et on en a tiré les conclusions suivantes :

- Les résines de décontamination ne contiennent pas de tritium et de carbone-14 et ne peuvent pas contribuer aux émissions atmosphériques.
- Les résines de purification du modérateur contiennent plus de tritium et de carbone-14 que celles provenant de la purification du caloporteur. Elles contiennent aussi plus de cobalt-60 et reçoivent la dose la plus élevée par auto-irradiation.
- Jusqu'à ce jour, l'expérience de stockage des résines usées n'a pas permis d'observer le dégagement de grandes quantités de gaz provenant de la dégradation bactérienne. Cette dégradation bactérienne, lorsqu'elle existe, n'est pas importante.
- La dégradation des résines par dissociation radiolytique est le phénomène qui génère le plus de gaz radioactifs.
- Les résines de purification du modérateur et du caloporteur contiennent peu d'espèces en solution et la génération de gaz par dégradation chimique est peu importante.
- L'expérience d'exploitation à Bruce a démontré que lorsque les cylindres de stockage ne sont pas scellés, les échanges d'air entraînent la diffusion de tritium et de carbone-14 dans l'environnement [15]. Ce phénomène domine largement les émissions fugitives provenant des installations de stockage mais peut être contrôlé lorsque les cylindres de stockage sont scellés.

Ces conclusions ont permis d'estimer le terme source pour trois scénarios d'exposition. Les *rejets en exploitation normale* sont basés sur le taux de dégradation par dissociation

radiolytique des résines de purification du modérateur. Les *rejets en cas de défaillance d'un cylindre de stockage* supposent que les rejets sont dominés par les échanges d'air. Les effluents liquides sont calculés en cas de *chute d'un contenant de résines usées*.

7.2 Rejets en exploitation normale

Les enceintes de stockage des résines usées recevront les résines usées provenant de la décontamination du circuit caloporteur primaire et de l'exploitation de la centrale. Ces deux types de résines ont des caractéristiques différentes, mais elles sont stockées dans les mêmes contenants et les mêmes structures.

Les enceintes de stockage sont conçues de façon à ce qu'il n'y ait aucun rejet liquide en situation normale.

La plupart des radionucléides forment des composés stables et non volatils qui demeurent fixés aux groupes fonctionnels des résines. Seul le tritium (H-3) et le carbone-14 (C-14) forment des composés volatils qui peuvent s'échapper des résines lorsque celles-ci se dégradent.

L'irradiation par les substances radioactives contenues dans les résines cause une dégradation de celles-ci et la production de gaz H₂O, H₂, O₂, CO₂, CH₄ et NH₃ par un processus de radiolyse ou de dégradation microbienne. Comme il a été expliqué à la section 4, les études récentes et l'expérience des exploitants d'installations de stockage de résines usées concluent que la dégradation microbienne contribue peu aux émissions de gaz radioactifs. En conséquence, le calcul qui suit considère que le processus de dégradation par radiolyse est dominant.

Les résines de purification du modérateur sont celles qui sont les plus susceptibles d'émettre ces gaz de radiolyse en raison de la plus grande activité de cobalt-60. Si le contenant de résines était scellé, on estime que la pression interne atteindrait 3,25 atmosphères après 50 ans. Les contenants de stockage ne sont pas conçus pour être pressurisé et ils sont fermés de façon mécanique. Ils sont placés deux par deux dans un cylindre de stockage. Les contenants permettent aux gaz de s'échapper dans un cylindre de stockage d'acier mais le cylindre est fermé à l'aide d'un bouchon et scellé à l'aide d'une plaque soudée. Des conduites qui se terminent par des valves extérieures permettent d'échantillonner l'intérieur des cylindres et de vérifier s'il y a présence de radionucléides ou d'eau d'infiltration. Ces tuyaux sont normalement fermés par des valves accessibles à l'extérieur des ESRU. L'expérience d'exploitation décrite au chapitre précédent a permis d'identifier les échanges d'air comme source additionnelle de rejets atmosphériques. C'est pourquoi les enceintes limitent ces échanges d'air en scellant les cylindres de stockage. Périodiquement, il sera possible d'échantillonner le cylindre interne afin de vérifier s'il y a surpression et s'il y a présence de contamination.

On a supposé que la fraction de l'inventaire total (voir le Tableau 9-5 de l'analyse des risques [6]) qui s'échappe des contenants est proportionnelle à la fraction des résines qui

s'est dégradée par radiolyse. De plus, l'activité rejetée sur une période de 50 ans a été étalée uniformément à chaque année.

On a utilisé une énergie de dissociation d'un lien chimique (g) de 100 eV, en conformité avec la valeur moyenne recommandée pour l'eau [26].

7.2.1 Calcul du nombre d'atomes libérés par la dissociation radiolytique

Le nombre d'atomes libérés par la dissociation radiolytique est donné par l'équation 10. La dose D , utilisée pour ce calcul, provient du rapport [5] et est présentée au Tableau 1.

$$N = V \times \rho \times D \times \frac{eV}{1,602 \times 10^{-19} J} \frac{1}{g} \quad (\text{Equation 10})$$

$V = 1,25 \text{ m}^3$ pour l'eau lourde

1,25 m^3 pour les billes de polymère

0,50 m^3 pour l'air

$\rho = 1106 \text{ kg/m}^3$ pour l'eau lourde

1000 kg/m^3 pour les billes de polymère

1,29 kg/m^3 pour l'air

$g = 100 \text{ eV}$ (énergie de dissociation d'un lien O-H en milieu aqueux)

Tableau 1 : Dose par auto-irradiation des résines

| Type de résine | Dose totale (D) sur 50 ans (Gy) |
|--|--|
| Résine de décontamination cationique forte | $1,10 \times 10^4$ |
| Résine de décontamination anionique forte | $2,35 \times 10^3$ |
| Résine de purification du modérateur | $1,28 \times 10^5$ |
| Résine de purification du caloporteur | $1,18 \times 10^4$ |

Notez que $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$

Le nombre d'atomes libérés sur 50 ans est présenté au Tableau 2 ci-dessous:

Tableau 2 : Nombre d'atomes libérés par radiolyse

| Type de résine | Eau lourde | Résines |
|--|-----------------------|-----------------------|
| Résine de décontamination cationique forte | $9,49 \times 10^{23}$ | $8,58 \times 10^{23}$ |
| Résine de décontamination anionique forte | $2,03 \times 10^{23}$ | $1,83 \times 10^{23}$ |
| Résine purification du modérateur | $1,10 \times 10^{25}$ | $9,99 \times 10^{24}$ |
| Résine purification du caloporteur | $1,02 \times 10^{24}$ | $9,21 \times 10^{23}$ |

Les résines de purification du modérateur constituent donc le pire cas.

7.2.2 Calcul du nombre d'atomes dans un contenant de résines

$$N_T = n \times V \times \rho \times 1000 \frac{\text{g}}{\text{kg}} \times 6.02 \times 10^{23} \frac{\text{atomes}}{\text{mole}} \times \frac{1}{A} \quad (\text{Equation 11})$$

Nombre d'atomes par molécule

$n = 2$ pour D, 1 pour O dans D_2O

$n = 8$ pour H et C dans les résines $(C_8H_8)_n$

Masse molaire

$A = 20$ g/mole pour D_2O

$A = 104,15$ pour les résines $(C_8H_8)_n$

Le nombre d'atomes dans un contenant de résines est donné au Tableau 3.

Tableau 3 : Nombre d'atomes par contenant de résines

| Atome | Résines | Eau lourde |
|-------|-----------------------|-----------------------|
| H | $5,78 \times 10^{28}$ | $8,32 \times 10^{28}$ |
| C | $5,78 \times 10^{28}$ | 0 |

7.2.3 Fraction de l'inventaire d'un contenant qui est rejetée

La fraction de l'inventaire qui est rejetée correspond à la fraction du nombre d'atomes libérés divisée par le nombre d'atomes dans le contenant.

Fraction Hydrogène

La fraction de l'inventaire fut calculée pour les résines de purification du modérateur parce que celles-ci ont le plus grand nombre d'atomes dissociés :

$$F = N(\text{eau}) / N_T(\text{eau}) + N(\text{résines}) / N_T(\text{résines}) \quad (\text{Equation 12})$$

$N(\text{eau}) = 1,10 \times 10^{25}$ atomes hydrogène / contenant / 50 ans

$N_T(\text{eau}) = 8,32 \times 10^{28}$ atomes hydrogène / contenant

$N(\text{résines}) = 9,99 \times 10^{24}$ atomes hydrogène / contenant / 50 ans

$N_T(\text{résines}) = 5,78 \times 10^{28}$ atomes hydrogène / contenant

$$F = 3,06 \times 10^{-4} \text{ Hydrogène / 50 ans}$$

Fraction Carbone

$$F = N(\text{résines}) / N_T(\text{résines}) \quad (\text{Equation 13})$$

$N(\text{résines}) = 9,99 \times 10^{24}$ atomes carbone / contenant / 50 ans

$$N_T (\text{résines}) = 5,78 \times 10^{28} \text{ atomes carbone / contenant}$$

$$F = 1,73 \times 10^{-4} \text{ Carbone / 50 ans}$$

7.2.4 Inventaire potentiellement rejeté

L'inventaire potentiellement rejeté par contenant, sur une période de 50 ans est présenté au tableau ci-dessous :

Tableau 4 : Calcul de l'inventaire rejeté

| Radionucléide | Inventaire Bq/contenant | Fraction par 50 ans | Rejets Bq/50 ans |
|---------------|----------------------------|------------------------|---------------------|
| H-3 | $3,89 \times 10^{12}$ | $3,06 \times 10^{-4}$ | $1,19 \times 10^9$ |
| C-14 | $1,27 \times 10^{13}$ | $1,73 \times 10^{-4}$ | $2,19 \times 10^9$ |

On estime qu'il faudra 167 contenants pour stocker les 500 m³ de résines découlant de l'exploitation de la centrale. Une partie importante de ces résines usées provient des systèmes de purification du caloporteur, de la piscine et du refroidissement des boucliers. Ces résines contiendront moins de cobalt-60 que celles provenant de la purification du modérateur et émettront moins de gaz de radiolyse. Par ailleurs, il faudra environ 23 contenants pour stocker les résines de décontamination. Pour générer une estimation conservatrice des rejets atmosphériques, on a toutefois supposé que 212 contenants de résines provenant du système de purification du modérateur seraient stockés dans les ESRU.

Le Tableau 9-6 de l'analyse des risques [6] présente l'activité estimée des radionucléides qui pourraient être rejetés annuellement par les ESRU lors de l'échantillonnage périodique des cylindres de stockage si le système d'échantillonnage n'était pas étanche. Ce tableau est reproduit ci-dessous.

Tableau 5 : Sommaire des rejets atmosphériques annuels en situation normale

| Radionucléide | Activité rejetée (Bq/a) | LED estimées pour les rejets atmosphériques (Bq/a) | Rejets / LED (%) |
|---------------|----------------------------|--|---------------------|
| H-3 | $5,0 \times 10^9$ | 6×10^{16} | 8×10^{-6} |
| C-14 | $9,3 \times 10^9$ | 5×10^{14} | 2×10^{-3} |

En résumé, les enceintes de stockage pourraient être une source de rejets gazeux provenant de la dégradation des résines. A partir des informations fournies dans les sections précédentes, il est clair que la dégradation par radiolyse est le mécanisme le plus systématique qui produit les rejets gazeux les plus importants.

7.3 Rejets potentiels en situation de défaillance ou d'accident

7.3.1 Échanges d'air entraînant des rejets atmosphériques

Les enceintes de stockage des résines usées (ESRU) sont scellées de façon à minimiser la dispersion de substances telles que l'eau tritiée ou le carbone-14 sous différentes formes chimiques. En cas de défaillance du cylindre, le tritium et le carbone-14 pourraient diffuser lentement hors de la structure de stockage et se retrouveraient alors dans l'environnement [15].

Une estimation conservatrice de ces émissions fugitives suppose qu'un cylindre de stockage incluant deux contenants de 3 m³ n'est plus étanche. On postule de plus que toute l'activité tritium et carbone-14 contenue dans le cylindre serait éventuellement rejetée pendant les cinquante ans de vie utile de la structure. Le rejet correspondant ainsi que la limite d'émission dérivée (LED) estimée pour ces substances sont présentés au Tableau A-4 [6] qui est reproduit ci-dessous. L'impact d'une défaillance du cylindre de stockage est donc négligeable pour la population.

Tableau 6 : Sommaire des rejets atmosphériques annuels en cas de défaillance

| Radionucléide | Activité estimée des émissions fugitives (Bq/a) | LED estimées pour les rejets atmosphériques (Bq/a) | Émissions / LED (%) |
|-----------------|---|--|----------------------|
| ³ H | $1,6 \times 10^{11}$ | 6×10^{16} | $2,7 \times 10^{-4}$ |
| ¹⁴ C | $5,1 \times 10^{11}$ | 5×10^{14} | 0,1 |

Le Tableau A-6 de l'analyse des risques résume les concentrations dans l'air auxquelles seraient exposées les biotes terrestres qui vivraient à la limite de la zone protégée, soit à 100 m des ESRU. Ces concentrations sont beaucoup plus faibles que les concentrations génériques sans effet observé pour les biotes terrestres (voir le Tableau D-4 de l'analyse des risques [6]). En conséquence, l'impact de ces fuites sur les biotes serait négligeable.

7.3.2 Chute d'un contenant entraînant un rejet liquide

La chute d'un contenant de 3 m³ de résines usées pourrait causer un déversement de résines.

Pour les besoins de l'analyse, on postule un incident conduisant à un déversement de résines usées pendant les opérations de manutention et de transfert des résines. En cas de défaillance du contenant de résines, des mesures seraient prises par Hydro-Québec pour éviter la dispersion par le drainage de surface et une opération de récupération et de nettoyage serait entreprise. Il serait possible de récupérer la plus grande partie des résines, puisqu'elles sont solides. Lors de la mise en contenant des résines, l'eau est aspirée jusqu'à ce que la fraction d'eau libre soit d'environ 1%. En conséquence, on

suppose que 1% de l'inventaire radioactif d'un contenant de résines ne serait pas récupéré et aboutirait éventuellement dans le canal de rejet.

Si le déversement survenait dans le bâtiment des services de la centrale nucléaire de Gentilly-2, les eaux de lavage seraient récupérées dans un des réservoirs pour les effluents liquides (7921-TK1 et TK2). Après vérification, le contenu de ces réservoirs serait éventuellement acheminé au canal de rejet.

Si le déversement survenait à l'IGDRS, les eaux de lavage s'écouleraient vers la station de contrôle et d'échantillonnage des eaux de pluies. En effet, les enceintes de stockage des résines usées (ESRU) sont construites sur une dalle de béton et le pourtour est pavé de sorte que la surface de l'IGDRS n'est pas perméable. Si l'activité contenue dans les eaux était à l'intérieur des limites permises, celles-ci seraient rejetées au canal de rejet de la centrale nucléaire de Gentilly-2. Dans le cas contraire, des mesures correctrices seraient appliquées.

Aux fins du calcul, on suppose que l'eau contaminée est déversée dans le canal de rejet sur une période de deux heures. La concentration des effluents liquides dans le canal de rejet est donnée par l'équation suivante :

$$C_{canal} = \frac{0,01 \times A}{R \times t \times 3600} \quad \text{(Equation 14)}$$

| | | |
|-------------|-------|---|
| C_{canal} | | Concentration du radionucléide (Bq/L) dans l'eau du canal de rejets |
| A | | Activité totale (Bq) du radionucléide dans les résines du contenant de 3 m ³ |
| R | 25000 | Débit à travers le canal de rejet (L/s) |
| | 0,01 | Facteur 1 % de l'activité dans les eaux de lavage |
| t | 2 | Durée du rejet (h) |
| | 3600 | Conversion (s/h) |

Il faut noter que sur la rive sud du Saint-Laurent, il n'y a pas de prise d'eau potable en aval de la centrale nucléaire de Gentilly-2 avant la ville de Lévis. Les impacts d'un rejet de contaminants radioactifs ou non à Gentilly seraient négligeables puisque le facteur de dilution à Lévis par rapport à Gentilly-2 est de l'ordre de 2×10^{-4} [27]. Pour le calcul de la dose à l'individu le plus exposé, on suppose un individu hypothétique qui boit l'eau du canal de rejet après une dilution d'un facteur 0,01. L'individu consomme deux litres d'eau au moment où le rejet a lieu.

La dose à cet individu critique est donnée par l'équation 15 :

$$D = V \times C_{canal} \times d \times DCF \quad \text{(Equation 15)}$$

D Dose à l'individu critique (Sv)

| | |
|------------|---|
| $V = 2$ | Consommation d'eau pendant le rejet (L) |
| $d = 0,01$ | Facteur de dilution de l'eau par rapport à l'eau du canal de rejet |
| DCF | Facteur de conversion de la dose efficace pour l'ingestion du radionucléide (Sv/Bq) |

L'activité du contenant de résines de 3 m³ est tirée du tableau 9-5 de l'analyse des risques [6]. Les facteurs de conversion de dose pour l'ingestion proviennent de la CIPR-68 [28] et de la CIPR-72 [29]. La dose à l'individu critique obtenue en additionnant le résultat obtenu pour chaque radionucléide est présentée dans le tableau ci-dessous.

Tableau 7 : Dose à l'individu critique en cas de déversement liquide

| Type de résine | Dose efficace (Sv) |
|---|-----------------------|
| Résines anioniques fortes de décontamination | $6,09 \times 10^{-9}$ |
| Résines cationiques fortes de décontamination | $1,23 \times 10^{-9}$ |
| Résines de purification du modérateur | $1,62 \times 10^{-8}$ |
| Résines de purification du caloporteur | $6,16 \times 10^{-9}$ |

La dose efficace ne dépasserait pas $1,6 \times 10^{-8}$ Sv, ce qui correspond à 0,0016 % de la limite de dose pour le public. La concentration maximale du cobalt-60 atteindrait 90 Bq/L dans le canal de rejet, ce qui ne mettrait pas en danger la survie des biotes aquatiques. Les biotes aquatiques peuvent tolérer une exposition continue à 47 Bq/L de cobalt-60 (voir le Tableau D-4 [6]). La durée d'un rejet liquide accidentel serait typiquement de deux heures, de sorte que ce déversement n'aurait qu'un impact temporaire et localisé sur les biotes aquatiques.

Les conséquences de cet événement seraient donc négligeables pour le public, pour la faune et pour le milieu physique.

8. Vérification de l'intégrité des ESRU

8.1 Émissions gazeuses

La radiolyse et la décomposition microbienne peuvent, selon les conditions chimiques, générer des espèces volatiles. L'entreposage des résines de l'exploitation de la centrale de Gentilly-2 s'effectue depuis plus de 20 ans dans deux réservoirs (USI-7914). D'après l'expérience d'Hydro-Québec et des travaux réalisés par EACL et par l'Université Laval, les espèces gazeuses suivantes sont produites ou potentiellement produites dans les réservoirs 7914:

| | | |
|-----------------|-------------------------------|-----|
| H ₂ | HT | HTO |
| CO ₂ | ¹⁴ CO ₂ | |

| | | |
|---------------------|-------------------------------|---------------|
| C_xH_y (CH_4) | $^{14}C_xH_y$ ($^{14}CH_4$) | $CH_{4-x}T_x$ |
|---------------------|-------------------------------|---------------|

8.2 Contrôle de la source

L'entreposage dans des contenants d'acier fermés mécaniquement mais non scellés permettrait de libérer ces espèces gazeuses dans un cylindre d'acier scellé et étanche. Ce cylindre sera échantillonné à une fréquence biannuelle durant les deux premières années d'entreposage des résines et ensuite annuellement et revue au besoin. Avant chaque échantillonnage, une mesure de la pression interne des gaz du cylindre sera réalisée. Selon les résultats du contrôle de l'air des cylindres, les fréquences d'échantillonnages pourront être modifiées.

Les espèces suivantes seront successivement séparées, échantillonnées et analysées dans l'air des cylindres: HTO, $^{14}CO_2$, HT et $CH_{4-x}T_x$, $^{14}CH_4$. Les espèces non-radioactives seront également transformées et captées dans le train d'échantillonnage utilisé et seront analysées.

8.3 Contaminants en solution

Advenant la détérioration d'un contenant de stockage des résines, certaines espèces chimiques ou certains radionucléides pourraient se retrouver dans la phase aqueuse. Cette eau sera échantillonnée par le drain des cylindres d'entreposage à la même fréquence que les échantillonnages d'air.

Le volume d'eau présent dans chacun des cylindres sera mesuré et noté dans un registre. Les paramètres suivants seront mesurés afin de déceler la présence de contaminants organiques, inorganiques ou radioactifs : pH, conductivité, carbone organique total (TOC), carbone inorganique total (TIC), bêta total, tritium, carbone-14 et émetteurs gamma (au besoin).

9. Surveillance environnementale à l'IGDRS

9.1 Qualité de l'air

La qualité de l'air autour des installations sera vérifiée par quatre stations de contrôle radiologique (SCR) situées aux quatre coins de l'installation IGDRS. Les stations échantillonneront et analyseront les émetteurs bêta et gamma particuliers (aérosols), la vapeur d'eau tritiée, et le dioxyde de carbone-14.

Selon les résultats de la surveillance de l'intégrité des cylindres des ESRU et le potentiel de l'impact sur l'environnement et la population, les espèces tritiées organiques ou élémentaires ($CH_{4-x}T_x$ / HT / T_2) et les composés organiques de radiocarbone ($^{14}C_xH_y$) pourraient être échantillonnés et analysés.

9.2 Qualité des eaux

La qualité des eaux pluviales et de surface sera vérifiée en deux points soit à la station de contrôle et d'échantillonnage et à l'exutoire ouest de la digue de protection contre les inondations.

La vérification de la qualité des eaux d'infiltration et souterraine s'effectuera par le biais d'un réseau de piézomètres situé dans la direction des écoulements souterrains.

Les paramètres radiologiques et chimiques suivants seront analysés mensuellement : tritium, carbone-14, bêta total et émetteurs gamma (au besoin), la conductivité, le carbone organique total (TOC), le carbone inorganique total (TIC).

10. Conclusion

Les enceintes de stockage des résines usées permettent une grande flexibilité d'utilisation. D'une part, elles permettent de sceller les cylindres de stockage de façon à isoler les substances radioactives de l'environnement. D'autre part, elles permettent la vérification et la gestion des gaz et liquides qui pourraient être produits par la dégradation des résines. Les ESRU sont de conception simple, mais peuvent s'adapter aux caractéristiques de plusieurs types de résines.

Les cylindres de stockage peuvent être scellés ou non pendant la durée du stockage intérimaire. Dans le cas des résines qui contiennent du carbone-14, comme les résines d'exploitation, il est important de minimiser les échanges d'air afin de réduire les émissions fugitives de carbone-14. Hydro-Québec a décidé de sceller les cylindres qui contiendront des résines d'exploitation et de mettre en place un programme de vérification des cylindres à une fréquence qui permettra d'éviter une surpression.

Pour les résines de décontamination, une surpression pourrait survenir suite à leur possible décomposition par oxydation. Puisque les résines n'émettent pas de gaz radioactifs, Hydro-Québec pourrait ne pas sceller les cylindres de stockage ou bien effectuer les contrôles des cylindres à une fréquence plus élevée.

Dans tous les cas, le programme de surveillance de l'environnement permettra de détecter toute défaillance qui pourrait avoir un impact sur l'environnement. Hydro-Québec pourrait alors mettre en place des mesures correctrices.

11. Références

- [1] Hydro-Québec Production, *Étude d'impact sur l'environnement*, Modification des installations de stockage des déchets radioactifs et réfection de la centrale nucléaire de Gentilly-2, Décembre 2003.
- [2] Atomic Energy of Canada Limited, *Assessment of Strategies for Storage Gentilly-2 Decontamination Resins*, 66RF-79140-TD-002, Revision 0, January 2004.
- [3] Atomic Energy of Canada Limited, *Design Concept Decision, Resin Storage Structures for IGDRS*, 66RF-26300-DCD-001, Revision D1, May 2003.
- [4] Atomic Energy of Canada Limited, S. Vijayan and C. F. Wong, *Assessment of Strategies for Storage of Gentilly-2 Operational Resin Waste*, 66RF-79140-TD-001 Rev 0, December 2003.
- [5] Atomic Energy of Canada Limited, *Gentilly-2 Waste Characterization Report*, 66RF-79100-ASD-005, Revision D1, June 2003.
- [6] International Safety Research, *Analyse des risques radiologiques*, Modification des installations de stockage des déchets radioactifs et réfection de la centrale nucléaire de Gentilly-2, Rapport Technique TN-1115-2, version 2.0, Février 2004.
- [7] Semmler, J.; Boss C.R.; Arseneault, J., *Management of Risks Associated with Storage of Decontamination Resins – IGRRS*, Technical Note TN-53, Revision R0, August 2004.
- [8] Semmler, J.; Barry, B.J.; Snaglewski, A.P., *The Effectiveness of Ascorbic Acid as a Reducing Agent in Decontamination Solvents*, CANDU Owners Group Report, COG-02-4028, 2003 December.
- [9] Rufus, A.L.; Velmurugan, S.; Kumar, P.S.; Sathyaseelan, V.S.; Narasimhan, S.V.; Mathur, P.K., *Ion Exchange Considerations in Dilute Chemical Decontamination Processes Operated in the Regenerative Mode*, Nuclear Technology, 1997.
- [10] Semmler, J.; Barry, B.J.; Miller, D.G.; Simmons, W.S.; Ryan, T.W.; Thomas, J.R.; *Chemical Decontamination of NRU U-2 and U-1 Loops Using AP/CAN-DEREM™ process – 1999 January – February*, AECL Report RC-2724, 2001 October.
- [11] Jonathan Bernier, *Mémoire de maîtrise (en rédaction)*, Département de Chimie, Université Laval, 2004.

-
- [12] Angell, P., E. D. Beaton and P. A. Lavoie, *Laboratory Investigation of Microbial C-14 Release as CO₂ from IX Resins*, CANDU Owners Group Inc. Report COG-02-3032.
- [13] C. R. Boss, D. C. Taylor, and K. T. Tsang, *Carbon-14 Production in CANDU Reactors*, CANDU Owners Group Inc. Report COG-98-374, dated May 1999.
- [14] Claude Barbeau, *Gaseous releases from spent resins*, CANDU Owners Group Inc. Report COG-TN-03-30504, March 2003.
- [15] Ontario Power Generation, *Carbon 14 Waste Management at the Western Waste Management Facility 1998-2002 Summary Report*, submission to CNSC 2003/06/27.
- [16] R. Hesbol I. Puigdomenech and S. Evans, *Source terms, isolation and radiological consequences of carbon-14 waste in the Swedish SFR repository*, Studsvik Nuclear, January 1990.
- [17] Guzonas, D.A., *Antimony Transport and Removal: A Preliminary Model for Antimony Behaviour under CANDU HTS Conditions*, COG-97-402, RC-1929, 1998 August.
- [18] Guzonas, D.A., *Oxidizing Antimony Removal Process for the CANDU Heat Transport System*, COG-98-02, RC-1982, 1998 November.
- [19] Miller, D.G.; Guzonas, D.A.; Speranzini, R.A.; Barry, B.J.; Webb, D.G., *Antimony Behaviour During CAN-DECON Decontamination*, COG-97-332, RC-2181, 2000 April.
- [20] Torok, J.; Woods, B.L.; Caron, F.; Hawrelluk, K.; Bonnett, J.D.; Hass, M.K., *Laboratory Tests on Ion Exchange Resins Pertaining to the CANDU Moderator System*, COG-99-221, RC-2300, 1999 October.
- [21] Pourbaix, M., *Atlas of Electrochemical Equilibria in Aqueous Solutions*, National Association of Corrosion Engineers, 2nd English Edition, 1974.
- [22] P. A. Taylor, *Destruction Of Ion-Exchange Resin In Waste From The Hfir, T1, And T2 Tanks Using Fenton's Reagent*, ORNL/TM-2002/197 Nuclear Science and Technology Division, Oak Ridge National Laboratory, October 2002.
- [23] Piciulo, P.L.; Adams, J.W.; Davis, M.S., *Release of Organic Chelating Agents from Solidified Decontamination Wastes*, REP/NUREG/CR-4709 (BNL-NUREG-52014) 1986.
- [24] Olsen, C.R.; Lowry, P.D.; Lee, S.Y.; Larsen, I.L.; Cutshall, N.H., *Geochemical and Environmental Processes Affecting Radionuclide Migration from a Formerly Used Seepage Trench*, *Geochemica et Cosmochemica Acta*, Vol. 50, 1986, 593.

- [25] Toste, A.P.; Kirby, L.J.; Pahl, T.R., *Role of Organics in the Subsurface Migration of Radionuclides in Ground Water*, American Chemical Society Symposium Series No. 246, 1984, 251.
- [26] George V. Buxton, Quinto G. Mulazzani, Alberta B. Ross, *Critical Review of Rate Constants for Reactions of Transients from Metal Ions and Metal Complexes in Aqueous Solution*, Radiation Laboratory Document No. NDRL-3757. University of Notre Dame.
- [27] Claude Barbeau, *Qualité des eaux de surface dans l'environnement de la centrale nucléaire de Gentilly-2*, ISR-R1115-06, Version 1.0, Octobre 2003.
- [28] Commission internationale de protection radiologique (CIPR) 1996. *Dose Coefficients for Intakes of Radionuclides by Workers*. ICRP Publication 68. Annals of the ICRP 24(4). Elsevier Science Ltd., Oxford.
- [29] Commission internationale de protection radiologique (CIPR). *Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides*. Publication 72. Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients, Edited by ICRP, 0-08-042737-5.