
**Qualité des eaux souterraines dans l'environnement
de la centrale nucléaire de Gentilly-2
(modélisation de l'impact de contaminations)**

Rapport ISR R1115-04
Version 1.0
Septembre 2003

**Rapport
soumis à
Hydro-Québec Production**

par:



INTERNATIONAL SAFETY RESEARCH INC.

Assurance qualité

Titre

Qualité des eaux souterraines dans l'environnement de la centrale nucléaire Gentilly-2
(modélisation de l'impact de contaminations)

Date du rapport

Juillet 2003

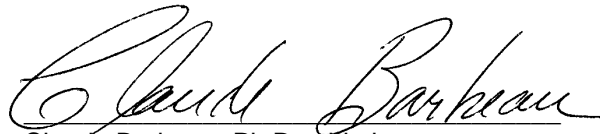
Numéro du rapport

ISR R1115-04

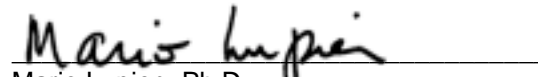
Version

1.0

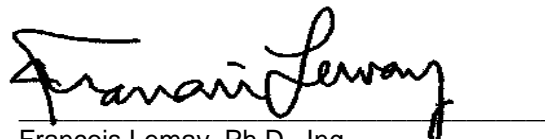
Préparé par:


Claude Barbeau, Ph.D., chimiste

Vérifié par:


Mario Lupien, Ph.D.

Approuvé par:


François Lemay, Ph.D., Ing.

SOMMAIRE EXÉCUTIF

Les eaux souterraines du site de la centrale nucléaire de Gentilly-2 ont fait l'objet d'une évaluation en termes de qualité radioactive actuelle, par suite des apports de tritium depuis une vingtaine d'années, et de qualité radioactive potentielle, qui pourrait découler d'une contamination par du tritium ou par d'autres contaminants.

L'évaluation de la qualité actuelle est basée sur les mesures de tritium, dans les échantillons d'eaux souterraines prélevés à diverses profondeurs et à de nombreuses positions du site où la contamination du sol par des eaux tritiées est susceptible de s'être produite.

Le tritium est le principal contaminant qui affecte la qualité des eaux souterraines sur le site de Gentilly. Les teneurs élevées dans les précipitations atmosphériques et dans divers types de déchets, ainsi que la grande mobilité de l'eau tritiée, sont responsables d'activités en tritium qui se situent dans une plage comprise entre 10 Bq/L et 30 000 Bq/L.

Les teneurs en tritium dans les eaux souterraines, qui résultent des précipitations atmosphériques, varient entre 10 Bq/L et 2 000 Bq/L, selon la distance et l'orientation à la cheminée. Les teneurs en tritium dans les eaux souterraines, au voisinage de sources connues de contamination, dépassent souvent 2 000 Bq/L. Les nombreux échantillonnages et analyses d'eaux souterraines, effectués régulièrement sur plusieurs années, montrent que la dispersion du tritium se limite à la zone d'infiltration.

L'évaluation des impacts de contamination des eaux souterraines a été réalisée à l'aide de modélisations qui quantifient les vitesses d'écoulement et de transport, ainsi que les teneurs des contaminants dans des volumes discrets du site, plusieurs années après la contamination. Le modèle d'écoulement des eaux Modflow et le modèle de transport MT3MDS ont servi aux modélisations d'impacts, après avoir été validés à partir de mesures sur le site.

Les vitesses d'écoulement, dans les trois niveaux qui distinguent le matériel du sous-sol, ont été calculés à moins de 1 m/a en direction verticale et entre 1 et 50 m/a dans les directions horizontales. Le niveau du roc sous le mort terrain est lié aux vitesses les plus élevées.

Les modélisations de contamination de tritium conduisent à des teneurs dans les eaux souterraines, qui se stabilisent ou atteignent leur maximum à l'intérieur d'une dizaine d'années. Les calculs de modélisation indiquent que la dispersion du tritium est restreinte, plus de 90% se désintégrant avant d'avoir parcouru 100 m.

Quelques modélisations, portant sur des contaminants radioactifs avec propriétés différentes de celles du tritium, montrent que l'évaluation des impacts dans les eaux souterraines du site de Gentilly, suite à une contamination par des contaminants radioactifs ou chimiques, peut être réalisée adéquatement avec les codes de calculs utilisant les paramètres propres au site de Gentilly.

Table des matières

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | Introduction | 1 |
| 2 | Données historiques de tritium | 1 |
| 2.1 | <i>Mesures et signification</i> | 2 |
| 2.1.1 | Eaux de niveau A | 2 |
| 2.1.2 | Eaux de niveau B | 2 |
| 2.1.3 | Eaux de niveau C | 2 |
| 2.1.4 | Eaux à l'IGDRS | 3 |
| 2.2 | <i>Sources d'alimentation en tritium des eaux souterraines</i> | 3 |
| 2.2.1 | Précipitations atmosphériques | 3 |
| 2.2.2 | Contamination du sol | 4 |
| 2.2.3 | Contamination par des déchets stockés à l'ASDR | 5 |
| 3 | Modélisation de l'écoulement et du transport | 7 |
| 3.1 | <i>Caractéristiques du modèle d'écoulement</i> | 7 |
| 3.2 | <i>Caractéristiques de l'écoulement souterrain</i> | 7 |
| 3.2.1 | Au sud de la ligne de partage des eaux | 8 |
| 3.2.2 | Au nord de la ligne de partage des eaux | 9 |
| 3.3 | <i>Caractéristiques du modèle de transport</i> | 9 |
| 4 | Modélisation des impacts d'ajouts de tritium dans les eaux souterraines | 10 |
| 4.1 | <i>Validation du modèle</i> | 10 |
| 4.2 | <i>Impact des précipitations atmosphériques</i> | 12 |
| 4.3 | <i>Impact d'une contamination continue du sol au sud de l'ASDR</i> | 14 |
| 4.4 | <i>Impact d'une contamination continue à l'ouest de l'ASDR</i> | 15 |
| 4.5 | <i>Impact de contaminations de courte durée autour de l'ASDR</i> | 15 |
| 4.6 | <i>Impact d'une contamination continue sous l'IGDRS</i> | 16 |
| 5 | Impacts de contaminations sous l'IGDRS par des radionucléides autres que le tritium | 19 |
| 5.1 | <i>Impact d'une infiltration de chlore-36</i> | 19 |
| 5.2 | <i>Impact d'une infiltration de cobalt-60</i> | 19 |
| 5.3 | <i>Évaluation d'impacts au fleuve</i> | 20 |
| 6 | Conclusion | 21 |
| 7 | Références | 22 |

Liste des figures

| | |
|--|----|
| Figure 1 : Activité moyenne en Bq/L de tritium mesurée dans les eaux des niveaux B et C | 4 |
| Figure 2: Activité moyenne en Bq/L de tritium mesurée dans les eaux du niveau C au sud de l'ASDR | 5 |
| Figure 3: Activité moyenne en tritium mesurée dans les eaux des niveaux B et C autour de l'ASDR | 6 |
| Figure 4: Modélisation de l'écoulement des eaux souterraines du niveau B. | 8 |
| Figure 5: Émissions de tritium à la cheminée de la centrale de Gentilly-2 (1983-2002) | 11 |
| Figure 6: Variation du tritium mesuré et calculé dans les eaux du niveau B du piézomètre A-111 | |
| Figure 7: Variation temporelle de la concentration en tritium dans des eaux du niveau C | 12 |
| Figure 8: Impact estimé des précipitations atmosphériques sur les eaux des niveaux B et C . | 13 |
| Figure 9: Modélisation de l'impact d'une contamination sous l'ASDR (eaux du niveau B) sur une période de 20 ans | 14 |
| Figure 10: Modélisation d'une contamination à l'ouest de l'ASDR (eaux du niveau B) sur une période de 20 ans | 15 |
| Figure 11: Modélisation de l'impact d'une contamination sous l'IGDRS (eaux du niveau C) sur une période de 100 ans | 17 |
| Figure 12: Modélisation de l'impact d'une contamination sous l'IGDRS (eaux du niveau B) sur une période de 100 ans | 17 |
| Figure 13: Modélisation de l'impact d'une contamination sous l'IGDRS (eaux du niveau A) sur une période de 100 ans | 18 |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1. Niveaux d'eau mesurés et calculés (niveau B) | 23 |
| Tableau 2. Activités de tritium mesurées et calculées (niveau B)..... | 24 |
| Tableau 3. Impacts au fleuve de contaminations à l'IGDRS | 25 |

1 INTRODUCTION

La qualité des eaux souterraines est définie par les composantes distribuées et transportées dans le milieu liquide. Les mesures de concentration dans les échantillons d'eau, prélevés à diverses profondeurs, en des positions proches ou éloignées de sources d'infiltration, constituent les éléments de base pour établir et suivre le niveau de la qualité. L'évaluation de la qualité des eaux souterraines, dans un cadre spatial et temporel, peut être obtenue à l'aide d'un modèle qui décrit l'écoulement des eaux. Le calcul en une profondeur et en un temps donnés est possible, à partir d'un code de calculs qui traite le transport des contaminants dans les eaux, dont l'écoulement est également traité par un code de calculs. La combinaison des deux modèles (écoulement-transport) permet donc de prédire les concentrations à l'intérieur de plages élevées de temps et d'espace.

Au site de Gentilly, le principal contaminant radiologique dans les eaux souterraines est le tritium sous la forme d'eau tritiée. En tant que principal rejet à l'air et à l'eau, et important constituant des déchets entreposés sur le site, l'eau tritiée est contenue dans les eaux de surface qui s'infiltrent dans le sol. Chimiquement semblable à l'eau ordinaire, l'eau tritiée suit exactement le patron d'écoulement des eaux souterraines où elle se trouve.

Environ 3 000 échantillons d'eaux souterraines ont été prélevés au site de Gentilly durant les cinq dernières années. Les teneurs en tritium dans ces échantillons permettent de caractériser les eaux souterraines en termes de contenu et de transport de tritium.

2 DONNEES HISTORIQUES DE TRITIUM

Depuis 1998, un programme spécial de suivi environnemental du tritium sur le site de Gentilly a permis de recueillir un grand nombre d'échantillons d'eaux souterraines. Ces échantillons ont été analysés pour leur conductivité et leur teneur en tritium. Les activités en tritium mesurées à plusieurs positions sur le site reflètent la situation dans les différentes couches d'eau souterraine. La fréquence d'échantillonnage, mensuelle à plusieurs positions, conduit à un ensemble de données desquelles une évaluation de qualité actuelle et d'évolution temporelle peut être tirée.

La présentation et la discussion des mesures historiques de tritium font largement appel aux observations et aux conclusions contenues dans le dernier rapport de suivi environnemental produit par le laboratoire de Radioécologie de l'Université Laval (Université Laval, 2003).

Des données récentes d'analyse radiologique au site projeté de l'installation de gestion des déchets radioactifs solides (IGDRS), ainsi que des mesures effectuées dans les piézomètres de l'IGDRS, entre janvier et juin 2003, ont servi à caractériser les eaux souterraines dans ce secteur.

Les données du programme de surveillance radiologique de l'environnement du site de Gentilly (Dion, 2003) ont été consultées et utilisées.

2.1 Mesures et signification

Les données analytiques sont résumées et présentées dans un contexte spatio-temporel. D'une part, les activités de tritium servent à établir le niveau de tritium, en profondeur et en distance des sources. D'autre part, les variations d'activité de tritium en une position servent à évaluer la vitesse d'écoulement dans une couche ou une zone. Les résultats des mesures sont présentés en partant du niveau des eaux souterraines les plus profondes (niveau A), au niveau C où se trouvent les eaux les plus proches de la surface.

2.1.1 Eaux de niveau A

Les eaux souterraines dans la couche profonde de roc, à environ 10 m de la surface, sont caractérisées par une conductivité élevée (environ 10 000 $\mu\text{S/cm}$), ce qui traduit des eaux anciennes. Les teneurs en tritium sont inférieures à la limite de détection (5 Bq/L) dans la très grande majorité des échantillons. Les rares échantillons où les teneurs sont quantifiables se distinguent par une conductivité inférieure à 2 000 $\mu\text{S/cm}$, ce qui laisse soupçonner un échantillonnage non représentatif du niveau A.

Compte tenu de l'ensemble des observations sur de nombreuses années, on peut considérer le niveau A exempt d'infiltrations d'eau contenant du tritium.

2.1.2 Eaux de niveau B

Caractérisées par une conductivité comprise entre 1 000 et 2 000 $\mu\text{S/cm}$, ces eaux se situent dans la partie supérieure du roc fracturé, sous la couche de dépôts meubles qui forment le mort terrain jusqu'à la surface. Sauf pour une zone au sud-ouest de l'aire de stockage des déchets radioactifs (ASDR), les activités en tritium montrent des valeurs stables et inversement proportionnelles à leur distance de la cheminée. Au nord de la ligne de partage des eaux (voir la Figure 4), l'activité se situe autour de 400 Bq/L, alors qu'au sud elle décroît, d'une valeur de 300 Bq/L à la hauteur de l'ASDR à environ 150 Bq/L au sud de l'ASDR.

La zone au sud-ouest contient des piézomètres où l'activité en tritium, en décroissance depuis 5 ans, tend vers des valeurs autour de 200 Bq/L.

2.1.3 Eaux de niveau C

Les eaux dans les dépôts meubles possèdent une conductivité qui se situe entre celle des eaux de surface (400 $\mu\text{S/cm}$) et celle des eaux de niveau B (environ 1 500 $\mu\text{S/cm}$).

Les activités en tritium sont stables depuis quelques années et supérieures d'environ 100 Bq/L aux valeurs de niveau B, du moins aux positions éloignées de l'ASDR ou situées à l'est de l'ASDR.

Un groupe de positions au sud de l'ASDR présente, dans la couche de sol naturel, des activités stables en tritium, qui sont de très élevées près de l'ASDR (20 000 Bq/L) à élevées au sud de l'ASDR (1 000 Bq/L).

À l'exception de la partie nord, les eaux souterraines dans la couche de remblai autour de l'ASDR contiennent du tritium en activité élevée (1 000 – 5 000 Bq/L) et fluctuante selon les mois.

2.1.4 Eaux à l'IGDRS

Les eaux dans les dépôts meubles et dans la partie supérieure du roc fracturé possèdent une conductivité inférieure à 1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, typique d'eaux de niveau C ou d'eaux de surface.

L'activité en tritium est comprise entre 2 000 Bq/L au sud et 500 Bq/L au nord, autant dans le mort terrain que dans la partie supérieure du roc fracturé.

2.2 Sources d'alimentation en tritium des eaux souterraines

Les activités mesurées dans les eaux souterraines sont le résultat d'infiltrations d'eaux de surface enrichies de tritium, ou le résultat de la dispersion de sources de tritium enfouies dans le sol ou en contact avec des eaux souterraines.

L'analyse des activités de tritium dans les eaux, en relation avec toutes les données disponibles, mais principalement celles dans le rapport annuel du programme de surveillance radiologique du site de Gentilly (Dion, 2003), permet une certaine évaluation de l'impact des diverses sources sur la qualité des eaux souterraines du site de Gentilly.

2.2.1 Précipitations atmosphériques

Près de 1 000 échantillons de précipitations humides ont été recueillis sur le site de Gentilly durant les cinq dernières années. Les activités en tritium de ces échantillons ont été étudiées en fonction des conditions météorologiques et de la distance à la cheminée. Plus de 500 échantillons d'eaux de surface, dans les fossés et ruisseaux qui sillonnent et bordent le site de Gentilly ont également été analysés pour leur teneur en tritium.

Les activités surfaciques de tritium sur le site de Gentilly, qui résultent des émissions à la cheminée, ont été calculées à l'aide d'un modèle dispersion atmosphérique, pour chacune des années 2001 et 2002 (Barbeau, 2003). Les valeurs prédites par le modèle conduisent à des teneurs en tritium dans les précipitations qui s'avèrent voisines de celles mesurées. Les teneurs dans les précipitations atmosphériques peuvent donc être calculées pour différents secteurs du site, ainsi que pour des périodes annuelles, en utilisant les données météorologiques et les émissions de tritium à la cheminée. Les eaux de précipitations forment les eaux de surface, et ces dernières constituent les eaux souterraines.

Les eaux de surface infiltrées dans les dépôts meubles traversent la zone vadose pour devenir les eaux souterraines de niveau C. L'épaisseur de la zone vadose étant de l'ordre de 1 m sur la plus grande partie du site, peu de changements peuvent se produire entre la surface et la nappe phréatique. On peut donc s'attendre à ce que les activités en tritium soient similaires dans les eaux de surface et dans les eaux de niveau C. Effectivement, c'est le cas à la majorité des positions échantillonnées à l'extérieur de la zone proche de l'ASDR.

Le lent écoulement des eaux de niveau C vers le niveau B devrait entraîner une diminution progressive des activités de tritium, du moins par décroissance radioactive. La tendance à la baisse est observée aux positions à l'extérieur de la zone de l'ASDR.

Sur la base des mesures dans les eaux souterraines et dans les eaux de surface (Dion, 2003 ; Université Laval, 2003) une distribution approximative des activités de tritium,

résultant de la source que constitue la cheminée, a été estimée pour les eaux souterraines de niveau C et de niveau B au site de Gentilly. Cette distribution est présentée à la Figure 1.

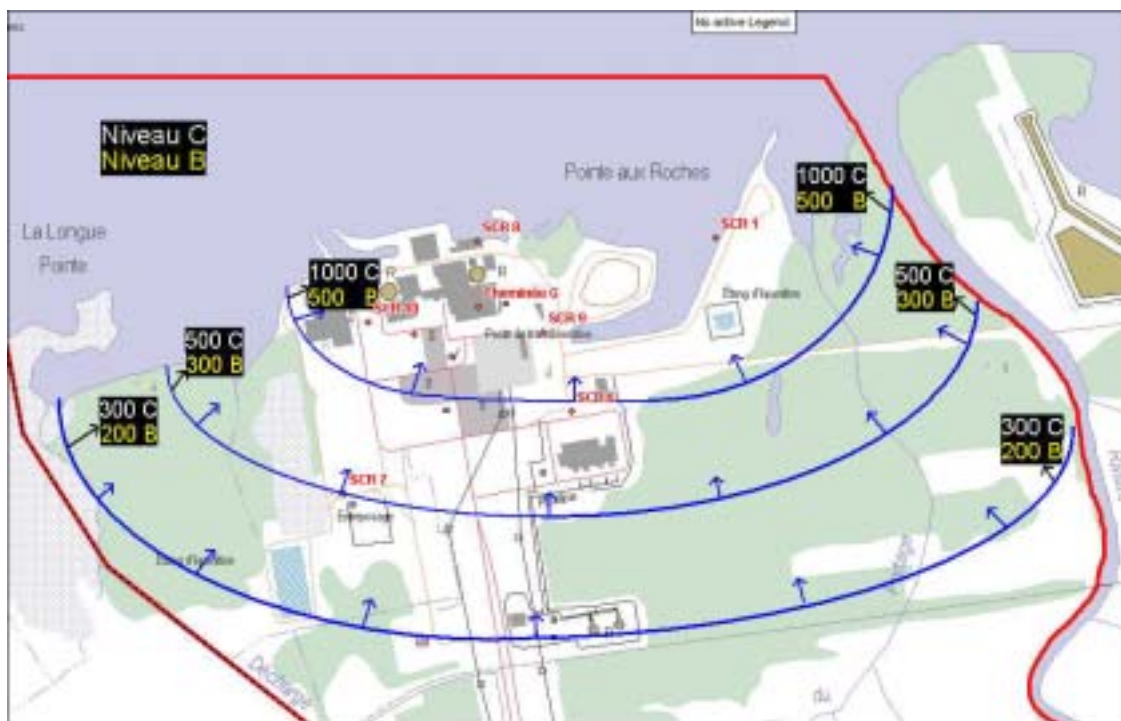


Figure 1 : Activité moyenne en Bq/L de tritium mesurée dans les eaux des niveaux B et C

2.2.2 Contamination du sol

Les eaux souterraines qui se trouvent sous la couche de terre végétale au sud de l'ASDR sont enrichies de tritium dont la provenance a été attribuée à une contamination du sol en place avant 1980 (Université Laval, 2003).

La nappe d'eau contaminée (figure 2), dont la zone est délimitée par des activités en tritium s'approchant de celles attribuables aux précipitations humides, est stagnante depuis plusieurs années, mais a pu se constituer durant les années qui ont précédé l'ajout d'un remblai au-dessus du sol naturel. Le caractère quasi immobile d'une partie de cette nappe a été démontré par l'analyse d'une carotte, dans laquelle la distribution du tritium épousait la distribution attendue d'un transport d'eau tritiée par le seul mécanisme de diffusion moléculaire (Université Laval, 1998).



Figure 2: Activité moyenne en Bq/L de tritium mesurée dans les eaux du niveau C au sud de l'ASDR

2.2.3 Contamination par des déchets stockés à l'ASDR

Les déchets stockés à l'ASDR émettent de la vapeur d'eau tritiée. Durant les mois de l'année où la température extérieure est inférieure à celle des fosses contenant les déchets, la condensation de la vapeur d'eau tritiée conduit à l'enrichissement des eaux et de la neige, qui se trouvent sur la surface asphaltée de l'ASDR. La fonte de la neige et les pluies entraînent l'eau tritiée vers les crevasses, fissures, fossés ou sol perméable de l'élévation sur laquelle est construite l'ASDR. L'infiltration des eaux s'effectue dans un remblai qui surplombe de quelques mètres le sol original. L'écoulement dans la zone du remblai est rapide si l'on considère les variations mensuelles de tritium dans les eaux souterraines C sous le remblai. La présence de fortes activités en tritium dans les semaines qui suivent la fonte de la neige, ainsi que la hausse en tritium observée dans des eaux souterraines voisines d'une position sur l'ASDR contaminée par de l'eau tritiée, démontrent bien l'impact de l'ASDR sur les eaux souterraines avoisinantes.

Des poches d'eaux souterraines à activité variable en tritium bordent l'ASDR. La figure 3 présente leur position et la valeur moyenne des activités en tritium mesurées dans les eaux des niveaux C et B depuis cinq ans.

Les variations rapides de tritium dans les eaux souterraines de niveau C sous le remblai de l'ASDR indiqueraient que ces eaux se dirigent vers des exutoires de surface ou d'anciennes tranchées remblayées.



Figure 3: Activité moyenne en tritium mesurée dans les eaux des niveaux B et C autour de l'ASDR

3 MODELISATION DE L'ÉCOULEMENT ET DU TRANSPORT

L'écoulement des eaux souterraines au site de Gentilly a fait l'objet de plusieurs études de terrain (Géomines, 1980 ; Hydro-Québec, 1984 ; LMQ, 1998). Les données recueillies lors de ces études ont servi à l'élaboration d'un modèle d'écoulement des eaux souterraines (Therrien et Gélinas, 1998). Le modèle développé en 1998 a été légèrement modifié en 2002 pour tenir compte de la topographie et des données de la zone projetée de l'IGDRS. La dernière version du modèle a été calibrée avec les données de 2002. Le code de calcul MODFLOW, développé par United States Geological Survey (McDonald et Harbaugh, 1988), a été utilisé sous sa version commerciale Visual Modflow pour modéliser l'écoulement en trois dimensions sous le site de Gentilly.

3.1 Caractéristiques du modèle d'écoulement

Le modèle du site couvre une superficie d'environ $2E+6$ m², comprend trois couches horizontales et des cellules dont la surface varie entre 10 et 600 m². La couche supérieure correspond aux dépôts meubles constituant l'épaisseur du terrain jusqu'au socle rocheux. Cette couche contient les eaux souterraines du niveau C. La couche intermédiaire, d'épaisseur de 5 m, est constituée de roc fracturé et contient les eaux souterraines du niveau B. La couche inférieure, d'épaisseur de 10 m, est constituée de roc peu fracturé et contient les eaux souterraines du niveau A.

Les essais hydrauliques et la caractérisation des carottes extraites aux puits ont servi à définir les valeurs de porosité et de conductivité hydraulique pour chaque couche. Les conditions aux limites du domaine modélisé ont été établies en tenant compte des précipitations, du niveau du fleuve et de l'écoulement régional à l'extérieur du domaine.

Le modèle, calibré en août 1998 en utilisant les charges hydrauliques mesurées dans 35 piézomètres, présente de faibles valeurs dans les écarts entre charges mesurées et charges calculées, la moyenne des écarts absolus se situant à 15 cm.

Le modèle a été raffiné en modifiant le maillage et la topographie de la couche de surface, en tenant compte de la caractérisation des matériaux dans la zone projetée de l'IGDRS (LMQ, 2002), et en incluant des piézomètres dans cette zone. Les résultats de la calibration, faite en utilisant les mesures de niveaux réalisées en novembre 2002 dans 41 piézomètres, est présentée au tableau 1. Les écarts entre mesures et calculs de niveaux sont similaires à ceux de la calibration de 1998.

3.2 Caractéristiques de l'écoulement souterrain

Le modèle d'écoulement traduit le phénomène des eaux souterraines du site qui se dirigent vers le fleuve dans un milieu poreux considéré homogène. Les directions et les vitesses d'écoulement sont calculées par le code Visual Modflow et exprimées sous forme de vecteurs. La figure 4 montre le patron d'écoulement dans le niveau B. Les directions d'écoulement horizontal sont sensiblement les mêmes dans les trois niveaux. Les vitesses dans le niveau C sont de l'ordre de 1 m/a, alors que dans le niveau B les vitesses peuvent dépasser 10 m/a. Dans le niveau A, les vitesses sont inférieures à 1 m/a. Les caractéristiques de l'écoulement sont différentes dans les deux zones délimitées par la ligne de partage des eaux qui traverse le site d'est en ouest.



Figure 4: Modélisation de l'écoulement des eaux souterraines du niveau B.

3.2.1 Au sud de la ligne de partage des eaux

Du point de vue directionnel, l'écoulement se fait surtout verticalement dans le mort terrain. Dans le roc fracturé, l'écoulement est de caractère plutôt horizontal. Les fossés, canaux et ruisseaux contenus dans le mort terrain servent d'exutoires aux eaux souterraines qui sont en leur contact. La figure 4 montre les directions d'écoulement des eaux de niveau B, dans le roc fracturé. Au sud de la ligne de partage des eaux, les eaux souterraines convergent vers l'ouest pour se diriger finalement vers le fleuve.

Du point de vue de la vitesse, l'écoulement vertical dans les dépôts meubles s'effectuerait à une vitesse inférieure à 1 m/a, en particulier autour de l'ASDR. Les vitesses horizontales sont également inférieures à 1 m/a. Dans le niveau B, les vitesses verticales sont inférieures à 1 m/a, alors que les vitesses horizontales peuvent atteindre 4 m/a.

3.2.2 Au nord de la ligne de partage des eaux

La direction de l'écoulement, au nord de la ligne de partage des eaux, se fait surtout en ligne avec la direction au fleuve. La figure 4 présente les directions et la magnitude relative des vecteurs représentant les vitesses. À l'IGDRS, les vitesses verticales dans les niveaux C et B sont similaires et inférieures à 1 m/a. Les vitesses horizontales dans le niveau C peuvent atteindre près de 2 m/a, tandis que dans le niveau B les valeurs maximales se situent autour de 15 m/a.

3.3 Caractéristiques du modèle de transport

Afin de modéliser la dispersion de l'eau tritiée dans les eaux souterraines du site de Gentilly, un code de calcul a été utilisé qui évalue les concentrations des contaminants contenus dans un milieu aqueux en mouvement et en contact avec un milieu poreux homogène.

Le code de calcul MT3DMS (Zheng et Wang, 1998) traite le transport des contaminants dans les eaux souterraines à l'aide d'une équation d'advection-dispersion et en utilisant les résultats du code de calcul MODFLOW. La version commerciale du code de calcul MT3DMS est accessible dans le logiciel Visual Modflow.

Le modèle de transport MT3DMS vise à prédire les concentrations dans les eaux souterraines, aux positions choisies du domaine et aux temps sélectionnés, selon les caractéristiques de la source (géométrie, intensité, variabilité temporelle) et les caractéristiques du contaminant (répartition entre phases liquide et solide, décroissance temporelle, coefficient de diffusion). Les paramètres d'advection et de dispersion sont fournis par le modèle d'écoulement.

L'eau tritiée fait partie de la classe de contaminants les plus mobiles, en raison de sa solubilité, sa non réactivité et d'une rétention par les solides qui est égale à celle de l'eau. Seule la décroissance radioactive du tritium, dont la demi-vie est de 12,3 années, entraîne une différence entre eau tritiée et eau ordinaire.

La valeur de 0 a été attribuée au coefficient de partage K_d de l'eau tritiée, entre la phase aqueuse mobile et la phase solide stationnaire. Cette valeur indique que la concentration dans la phase solide est nulle, tout le tritium se trouvant dans la phase liquide. Le transport du tritium s'effectue donc à la même vitesse que l'eau puisque aucune adsorption sur les solides n'est considérée. Le coefficient de diffusion moléculaire utilisé est la valeur ($1,5E-9$ m/s) déduite des mesures effectuées dans une carotte prélevée à l'ASDR en 1998 (Université Laval, 1998)

4 MODELISATION DES IMPACTS D'AJOUTS DE TRITIUM DANS LES EAUX SOUTERRAINES

Les impacts des sources identifiées ou soupçonnées sur les eaux souterraines du site de Gentilly a été modélisé en suivant les variations de concentration en tritium dans le temps et dans les cellules du modèle, à la suite d'ajouts de tritium sous forme de quantités ou de concentrations. La modélisation est faite par le code de calcul MT3DMS sur les résultats du modèle d'écoulement MODFLOW en mode stationnaire. Les calculs de concentrations sont effectués pour chaque cellule et pour chaque intervalle de temps désignés.

4.1 Validation du modèle

Afin de valider le modèle dans sa capacité à calculer l'impact d'infiltrations de tritium dans les eaux souterraines, des calculs de teneurs en tritium à diverses positions dans les trois niveaux ont été effectués en considérant les précipitations annuelles comme sources de tritium. La comparaison des valeurs calculées et des valeurs mesurées à ces positions peut servir d'outil de validation.

La modélisation a été réalisée en attribuant, à la recharge annuelle en surface de la couche supérieure du sol, des teneurs en tritium estimées pour chacune des vingt dernières années. Les teneurs moyennes estimées dans les précipitations atmosphériques durant les années 2001 et 2002, par suite de la modélisation avec le code de calcul ISC-ST3 développé pour le site de Gentilly (Barbeau, 2003), ont servi de valeurs de base pour l'attribution des teneurs annuelles. Les valeurs de base ont été multipliées par le rapport entre la quantité de tritium émise à la cheminée pour l'année en cause (figure 5) et la quantité moyenne émise en 2001 et 2002, soit 190 TBq.

Les valeurs calculées par le modèle à la fin de la période de 20 ans sont comparables aux valeurs mesurées en 2002, dans les piézomètres qui font l'objet d'un suivi depuis quelques années. Le rapport entre valeurs calculées et valeurs mesurées se situe en moyenne autour de 0,8, tant dans les eaux de niveau C que de niveau B (tableau 2).

La figure 6 contient les valeurs de tritium mesurées depuis 1983 dans les eaux de niveau B situées à la position A1 (voir la localisation à la figure 8) proche de la ligne de partage des eaux. Les valeurs calculées par le modèle sont du même ordre de grandeur et suivent la tendance générale. Le modèle permet donc d'estimer l'évolution temporelle dans les eaux souterraines qui s'écoulent dans le roc fracturé, sous le mort terrain. Puisque les eaux de niveau B proviennent du niveau C, le modèle est donc aussi en mesure de suivre l'évolution temporelle dans les eaux de niveau C.

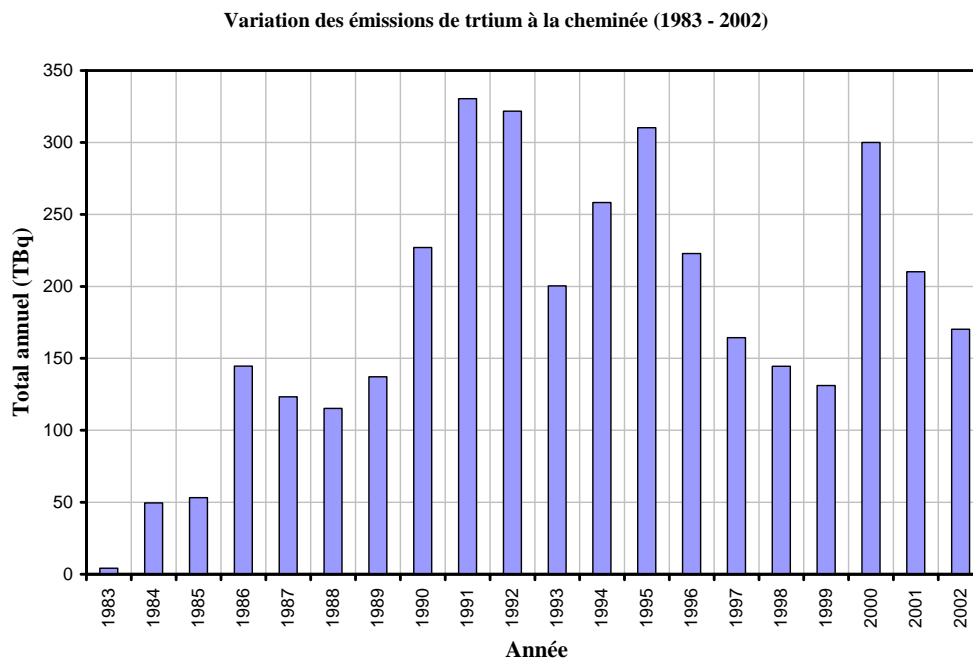


Figure 5: Émissions de tritium à la cheminée de la centrale de Gentilly-2 (1983-2002)

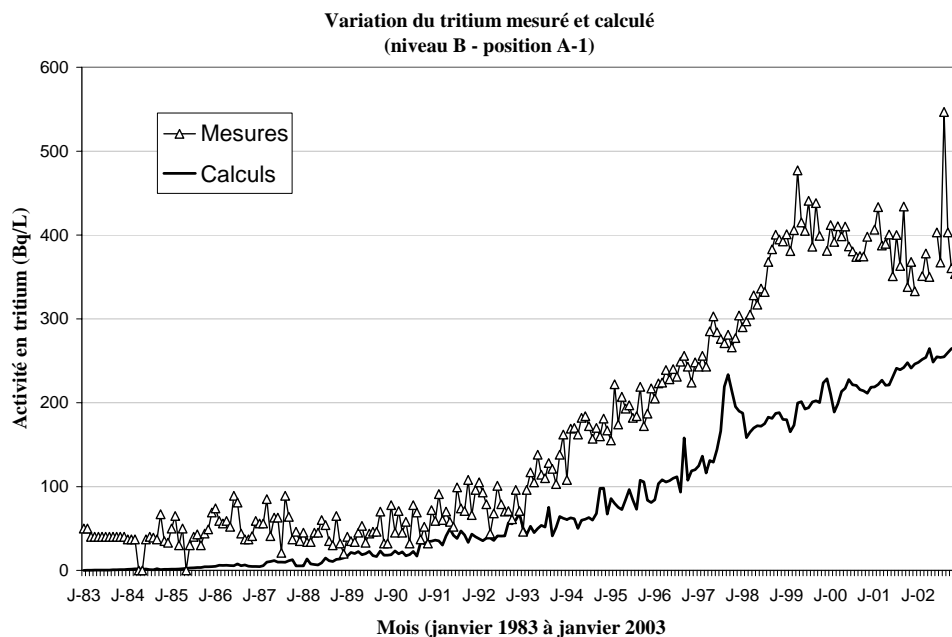


Figure 6: Variation du tritium mesuré et calculé dans les eaux du niveau B du piézomètre A-1

Les mesures de tritium dans des échantillons d'eaux, prélevés régulièrement dans des piézomètres positionnés dans une zone de faible vitesse d'écoulement des eaux de niveau C, au sud de l'ASDR, peuvent apporter une confirmation de l'état de stagnation dans lequel se trouvent ces eaux. Dans cette zone, le modèle prédit un déplacement inférieur à 1 m sur une période de cinq ans dans toutes les directions. Les piézomètres étant dans une zone restreinte de forte contamination, et cette contamination pouvant difficilement être continue, un changement de concentrations est attendu au cours des années.

La figure 7 montre la variation des teneurs en tritium dans les eaux les plus riches en tritium de cette zone. Cette variation correspondant cependant à la seule décroissance radioactive du tritium. On peut donc conclure que les vitesses d'écoulement sont faibles, au point de ne pas entraîner de déplacement de tritium sur une période de cinq ans.

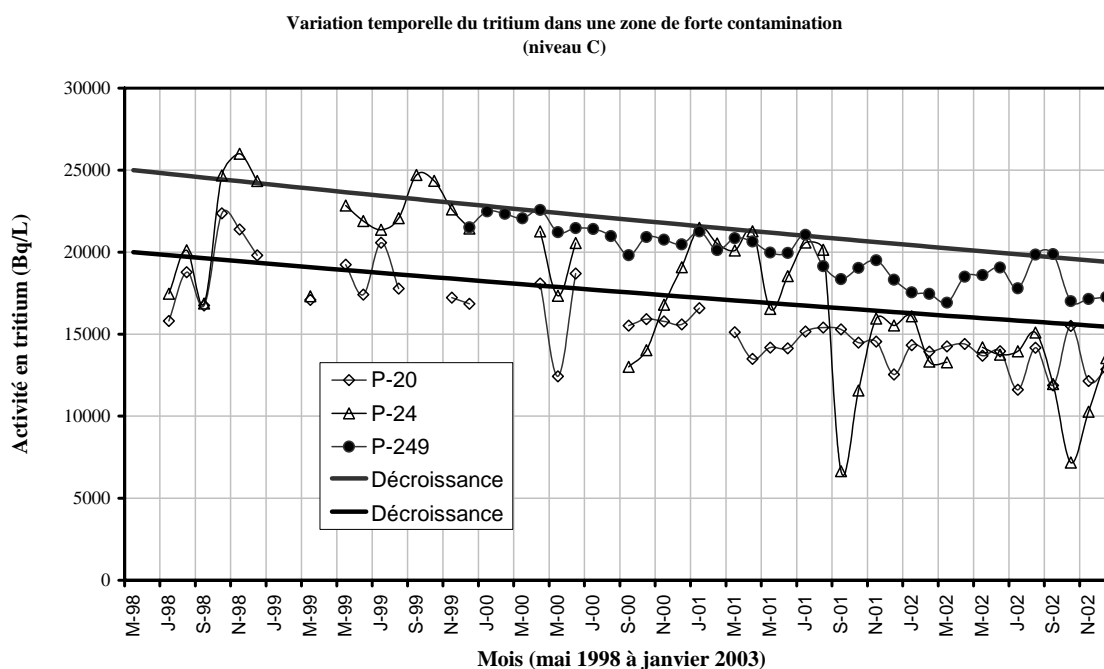


Figure 7: Variation temporelle de la concentration en tritium dans des eaux du niveau C

Le modèle peut donc être considéré valide pour calculer les teneurs en tritium dans les eaux souterraines, sous des conditions d'infiltration d'eau tritiée ou de présence d'eau tritiée dans le sol.

4.2 Impact des précipitations atmosphériques

La modélisation de l'impact des précipitations atmosphériques a été réalisée en maintenant constants le volume de recharge et les teneurs en tritium dans cette recharge. Les teneurs moyennes en tritium, estimées dans les précipitations atmosphériques des années 2001 et 2002, ont été choisies comme teneurs dans la recharge annuelle.

Le calcul de transport de l'eau tritiée sur une période de 20 ans conduit à des activités stationnaires dans les niveaux C et B après une période de temps inférieure à 10 ans. De façon générale, l'impact des précipitations se limite à la zone sous les précipitations. Les activités en

tritium dans les eaux souterraines de niveau C se situent légèrement en-dessus des activités en tritium dans les précipitations. Dans le niveau B, les activités en tritium varient entre 50 et 80% des activités calculées dans le niveau C. La désintégration radioactive du tritium est en grande partie responsable de cette diminution.

La figure 8 contient deux ensembles de valeurs qui résument les résultats de la modélisation. Les valeurs le long de la ligne orientée nord-sud expriment les activités en tritium qui devraient provenir des précipitations atmosphériques, selon un scénario d'émissions annuelles de tritium à la cheminée semblables à celles des années 2001 et 2002. Les valeurs le long de la ligne orientée nord-est traduisent les valeurs attendues dans ce secteur, secteur qui reçoit davantage les précipitations atmosphériques (Barbeau, 2003).

Les valeurs calculées sont du même ordre de grandeur que les teneurs mesurées dans des eaux de surface ou des piézomètres à distance de toute contamination locale. Ces valeurs, qui constituent le bruit de fond de contamination sur le site de Gentilly, peuvent servir à identifier et à quantifier des positions ou des zones de contamination, lorsque des teneurs en tritium élevées sont mesurées.

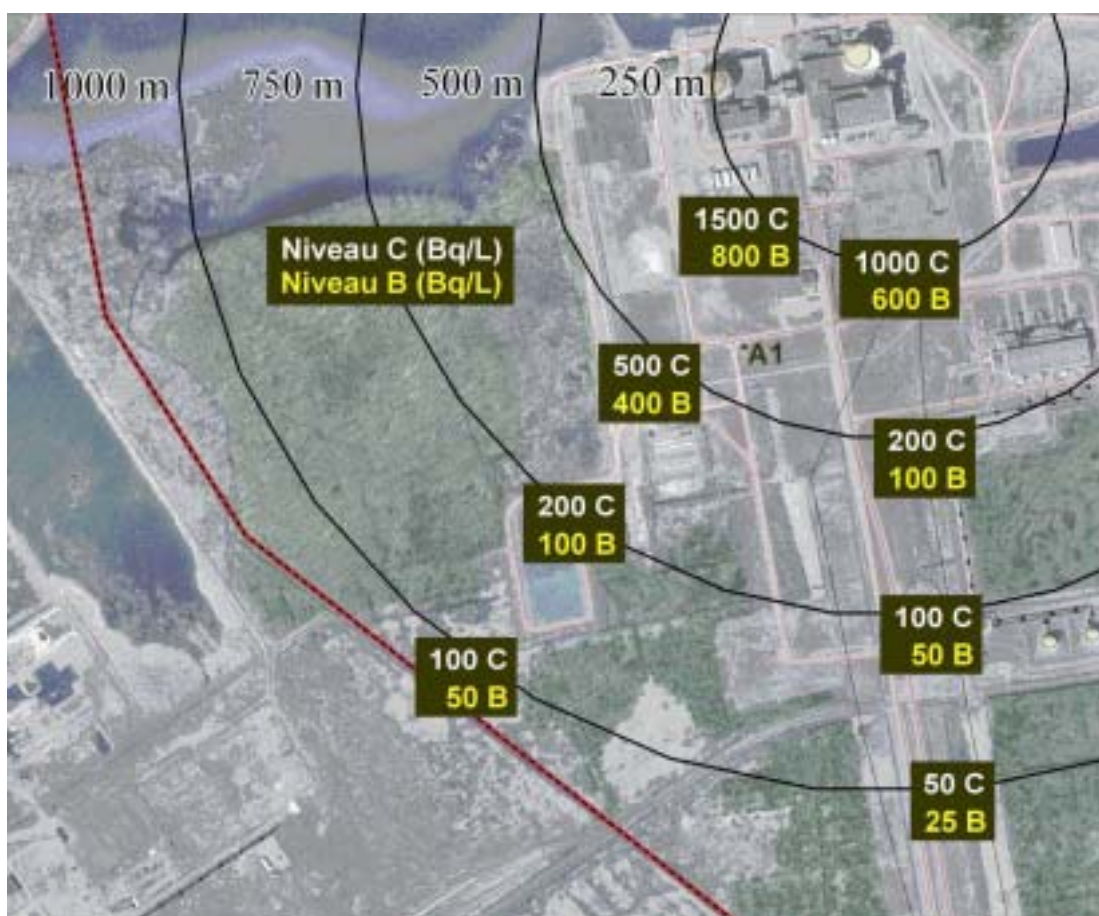


Figure 8: Impact estimé des précipitations atmosphériques sur les eaux des niveaux B et C

4.3 Impact d'une contamination continue du sol au sud de l'ASDR

L'impact d'une contamination régulière du sol par de l'eau tritiée, par suite de fuites hypothétiques venant de l'ASDR, a été évalué en modélisant le transport d'eaux fortement contaminées en tritium et situées dans le sol à l'extrémité sud de l'ASDR.

Les conditions de la modélisation portent sur une zone de 1 400 m² et profonde de 6 m, dans laquelle l'eau contient du tritium à teneur constante de 200 000 Bq/L. La teneur choisie est un ordre de grandeur supérieur aux valeurs maximales mesurées dans cette zone depuis plus de cinq ans. Les dimensions de la zone modélisée sont largement supérieures à celles de la zone où ont été mesurées les plus fortes teneurs en tritium. La modélisation a été faite sur une période de 20 ans.

L'état stationnaire des activités en tritium dans la zone sous l'influence de la contamination dépend de l'activité en tritium à la position de contamination, mais aussi du rapport entre la décroissance radioactive du tritium (12,3 a) et la vitesse de transport. La figure 9 montre les isocontours représentant l'état stationnaire des teneurs en tritium dans les eaux du niveau B, état atteint avant 20 ans. L'isocontour en périphérie représente une teneur de 1 Bq/L, les isocontours internes étant des multiples de 10. L'impact de la contamination se fait sentir principalement en direction sud, à distance inférieure à 100 m de la source. Le même patron de dispersion existe dans le niveau C, autant dans les teneurs que dans les directions et étendues.



Figure 9: Modélisation de l'impact d'une contamination sous l'ASDR (eaux du niveau B) sur une période de 20 ans

4.4 Impact d'une contamination continue à l'ouest de l'ASDR

Les conditions de modélisation, d'un impact pouvant provenir de l'infiltration d'eaux riches en tritium, le long de l'ASDR, sont les mêmes que pour la modélisation précédente. La concentration constante de 200 000 Bq/L dans un volume d'eaux souterraines de niveau C sous la surface le long du côté ouest de l'ASDR a conduit à un état stationnaire de teneurs en tritium qui est atteint en dedans de 20 ans.

La figure 10 présente les isocontours de tritium à l'état stationnaire, dans les eaux du niveau B. La dispersion s'effectue surtout en direction sud, sur une distance maximale de moins de 100 m. L'isocontour le plus éloigné représente des concentrations voisines de 1 Bq/L.



Figure 10: Modélisation d'une contamination à l'ouest de l'ASDR (eaux du niveau B) sur une période de 20 ans

4.5 Impact de contaminations de courte durée autour de l'ASDR

Dans le cas de contaminations importantes, mais de courte durée, les conséquences en termes de teneurs maximales, de dispersion et de surface de panache, peuvent être appréciées à partir des figures 9 et 10. Les valeurs stationnaires dans ces figures sont les valeurs maximales qui résulteraient de contaminations de courte durée et de même importance. En négligeant la décroissance radioactive, on peut appliquer un facteur simple de proportionnalité pour connaître les teneurs résultant de contaminations plus ou moins importantes, si l'infiltration de courte durée se produit dans les mêmes secteurs que les modélisations de contamination en continu.

Les distances parcourues par les panaches de dispersion ne peuvent pas excéder de beaucoup celles des figures 9 et 10, sauf si des écoulements plus importants ont lieu. Cette situation peut exister si des travaux ou des aménagements de terrain ont produit des vides ou des voies d'écoulement rapide.

4.6 Impact d'une contamination continue sous l'IGDRS

Pour évaluer l'impact d'une contamination continue sous l'IGDRS, les mêmes conditions qu'à l'ASDR ont été utilisées. La teneur de 200 000 Bq/L est deux ordres de grandeur supérieure aux valeurs maximales de tritium mesurées entre novembre 2002 et juin 2003 aux six piézomètres qui entourent l'IGDRS. Cette concentration a été maintenue dans la zone définie par l'épaisseur des dépôts meubles sous une surface de l'IGDRS d'environ 50 m de longueur par 20 m de largeur. La modélisation a porté sur 100 ans.

La dispersion du tritium s'effectue dans la direction d'écoulement des eaux souterraines. Le panache de tritium ne s'étend que vers le nord-ouest, rejoignant le fleuve Saint-Laurent après un parcours inférieur à 200 m. L'advection est trop importante pour que la diffusion moléculaire puisse avoir une influence notable sur la dispersion. En raison de la décroissance radioactive du tritium et de vitesses d'écoulement horizontal inférieures à 20 m/a, moins de 10% du tritium infiltré sous l'IGDRS atteint le fleuve.

À cause de vitesses d'écoulement élevées, l'état stationnaire est atteint après environ 10 ans, dans les trois niveaux et aux positions les plus éloignées de la source. La figure 11 montre la distribution des teneurs en tritium dans le niveau C après 100 ans. Le panache s'étend sur une faible distance, en raison de la composante verticale de l'écoulement. La figure 12 contient les isocontours de tritium dans le niveau B, qui sont atteints et stables après environ 10 ans de contamination continue. Les teneurs les plus importantes sont dans l'axe de l'écoulement. Les eaux qui atteignent le fleuve peuvent contenir jusqu'à 7 000 Bq/L. La figure 13 montre la dispersion des eaux dans le niveau A. Les teneurs y sont très faibles et résultent de la composante de dispersion verticale qui s'applique aux eaux du niveau B. À l'arrivée au fleuve, les eaux souterraines les plus riches en tritium présentent une teneur correspondant à 0,04 fois la teneur en tritium dans les eaux de contamination sous l'IGDRS. Le facteur de dilution consécutif au transport de tritium, de l'IGDRS au fleuve, est donc de 0,04.

La modélisation d'une contamination de courte durée à l'IGDRS est similaire à celle d'une contamination continue. Les valeurs maximales sont celles de l'état stationnaire et les temps d'arrivée de ces maxima à diverses positions sont les mêmes que pour l'atteinte de l'état stationnaire. La décroissance des teneurs, après l'arrêt de la contamination, est à peu près symétrique à celle de la croissance des teneurs.



Figure 11: Modélisation de l'impact d'une contamination sous l'IGDRS (eaux du niveau C) sur une période de 100 ans



Figure 12: Modélisation de l'impact d'une contamination sous l'IGDRS (eaux du niveau B) sur une période de 100 ans



Figure 13: Modélisation de l'impact d'une contamination sous l'IGDRS (eaux du niveau A) sur une période de 100 ans

5 IMPACTS DE CONTAMINATIONS SOUS L'IGDRS PAR DES RADIONUCLÉIDES AUTRES QUE LE TRITIUM

Mis à part le tritium, deux radionucléides sont susceptibles d'être présents en fortes activités à l'IGDRS. Il s'agit du carbone-14 et du cobalt-60, les deux radionucléides comptant pour près de 90% de la radioactivité à l'IGDRS, selon une étude de tous les radionucléides potentiellement présents dans les déchets à stocker à l'IGDRS (AECL, 2003). Le carbone-14 montre une forte tendance à former des espèces gazeuses telles le dioxyde de carbone et le méthane; les émissions à l'atmosphère sont donc plus probables que des infiltrations souterraines. Le cobalt-60 n'étant pas volatil, mais passant en solution sous des conditions acides ou complexantes, pourrait se retrouver sous l'IGDRS en contact avec les eaux souterraines. Parmi les radionucléides en faible activité dans les déchets, le chlore-36 présente les caractéristiques d'être très mobile et de posséder une longue demi-vie (~300 000 a).

La modélisation de la dispersion de Co-60 et Cl-36 dans les eaux souterraines sous l'IGDRS est le moyen d'évaluer l'impact de leur potentielle infiltration. De plus, les résultats de cette modélisation peuvent s'appliquer à d'autres contaminants, mobiles comme Cl-36 ou peu mobiles comme Co-60, après prise en compte des conditions d'infiltration, des concentrations initiales, et des constantes de désintégration ou de transformation.

5.1 Impact d'une infiltration de chlore-36

L'évaluation de l'impact d'une infiltration de chlore-36 a été faite en effectuant une modélisation sous les mêmes conditions que le tritium. Contrairement à l'eau tritiée qui ne subit pas de retard, en raison de sa forme chimique d'eau tritiée, le chlore-36 peut être adsorbé sur la surface des solides qui forment le sous-sol. Le coefficient de partage du chlore-36, entre l'eau et les solides est très faible, de l'ordre de 0,1. Cette valeur de K_d exprime une grande mobilité dans l'eau et une faible affinité pour les solides.

Les calculs des teneurs en chlore-36, à périodes échelonnées entre 1 et 100 ans de modélisation, donnent des résultats proportionnels à ceux du tritium, dans les trois niveaux d'eau et à toutes les positions. Le temps d'atteinte de l'état stationnaire est d'environ 15 ans, le coefficient de partage étant responsable du retard sur le tritium.

L'impact au fleuve peut être apprécié à partir du facteur de dilution. Les teneurs maximales qui apparaissent après 15 ans au fleuve, et qui se maintiennent à ce niveau aussi longtemps que persiste la contamination de même intensité à l'IGDRS, représentent 0,07 fois les teneurs de la contamination à l'IGDRS.

5.2 Impact d'une infiltration de cobalt-60

Les conditions de modélisation de l'impact d'une contamination en cobalt-60 ne diffèrent de celles du chlore-36 que par le coefficient de partage K_d . Le cobalt-60 a une grande affinité pour les solides, en raison d'une faible solubilité dans l'eau et de fortes liaisons avec les composés qui forment le sous-sol naturel. Plusieurs valeurs de K_d ont été mesurées, de 60 dans le sable à 2 500 dans l'argile (Sheppard et Thibault, 1990). La valeur minimale de 60 a été choisie pour mieux refléter les conditions les plus favorables au transport dans les eaux souterraines.

La modélisation a été effectuée sur une période de 100 ans. La rétention sur le sable, combinée à une décroissance radioactive relativement rapide (5,3 a), empêche le transport de cobalt-60 au-delà de quelques mètres de la source de contamination.

L'impact au fleuve d'une contamination souterraine de cobalt-60 à l'IGDRS doit être considéré pratiquement nul, les calculs de modélisation présentant des valeurs presque nulles, après cent ans, à toutes les positions distantes de plus de 50 m du fleuve. Ainsi, la valeur la plus élevée à 60 m de la source n'est que de $1\text{E-}24$ Bq/L, et elle survient après 100 ans. Le facteur de dilution est donc calculé à 0.

5.3 Évaluation d'impacts au fleuve

Le transport de contaminants radioactifs dans les eaux souterraines dépend, en plus de la vitesse d'écoulement, des équilibres d'adsorption entre l'eau et les solides, ainsi que de la cinétique de désintégration radioactive. Les constantes de cinétique et d'adsorption étant connues pour la majorité des contaminants radioactifs identifiés comme déchets potentiels à l'IGDRS (AECL, 2003), une évaluation de leur impact est possible, à partir des données de modélisation obtenues avec le tritium et le chlore-36. L'impact peut être numériquement représenté par le facteur de dilution, facteur qui établit le rapport entre les teneurs maximales au fleuve et les teneurs à l'IGDRS.

Le facteur de ralentissement du transport d'un contaminant dans les eaux souterraines peut être estimé à partir de la densité et de la porosité du milieu, et du coefficient de partage du contaminant. Ce dernier paramètre est le facteur déterminant, puisqu'il peut varier de quelques ordres de grandeur. La densité par défaut (1,7 kg/L) a été utilisée, tandis que la valeur la plus élevée de porosité a été choisie afin de ne pas accentuer le facteur de ralentissement.

Les temps d'atteinte de l'état stationnaire, des teneurs en tritium et en chlore-36 à la position près du fleuve, ont permis de confirmer la relation qui lie le facteur de ralentissement à ce temps d'arrivée au fleuve.

Les calculs ont été faits, de facteurs de dilution et de temps d'arrivée des eaux de niveau B qui se jettent au fleuve, pour les contaminants radioactifs, qui pourraient être présents à l'IGDRS et dont le coefficient de partage est connu. Les coefficients de partage contenus dans la liste établie par Sheppard et Thibault (1990) ont été utilisés. Pour chaque contaminant de la liste, il existe différentes valeurs de K_d , applicables selon le type de sol. La valeur la plus faible a été choisie pour les calculs, afin d'attribuer la plus grande mobilité au contaminant. Le tableau 3 présente les résultats de ces calculs. Dans les conditions de milieu poreux homogène, seuls les contaminants, dont la demi-vie est de plusieurs dizaines d'années, sont susceptibles d'atteindre le fleuve. Un milieu hétérogène contenant des fissures ou des canalisations favoriserait une vitesse d'écoulement supérieure. Des conditions de porosité plus faible ou de coefficient de partage plus élevé augmenteraient le facteur de ralentissement.

6 CONCLUSION

Le modèle du transport des contaminants dans les eaux souterraines du site de Gentilly est en mesure de traiter de nombreux scénarios de contamination et d'en prédire les conséquences. Les contaminations par eaux de précipitations, eaux de surface ou eaux souterraines, sur l'ensemble ou sur des zones du site de Gentilly, peuvent être étudiées en termes d'impacts sur les concentrations dans le milieu. Les quantités de contaminants dans les eaux souterraines du site de Gentilly peuvent être prédites, en toute position du site, dans des volumes aussi faibles que 10 m³, et sur des périodes de temps excédant 100 ans. Les calculs du modèle peuvent être considérés justes, à l'intérieur d'un ordre de grandeur, en l'absence d'anomalies de terrain non reconnues par le modèle. Tout type de contaminant, chimique et radioactif, peut être suivi, tant dans les eaux souterraines que dans les solides en contact avec ces eaux, en utilisant le modèle d'écoulement et de transport avec les paramètres spécifiques au site de Gentilly.

7 REFERENCES

AECL, 2003. Énergie atomique du Canada limitée. Gentilly-2 waste characterization report. 66RF-79100-ASD-005, Revision D1, June 2003, 75 p.

Barbeau, C. 2003. Qualité de l'air dans l'environnement de la centrale nucléaire de Gentilly-2 (modélisation de l'impact des émissions). Rapport ISR R1115-05, Version 0.1, 39 p.

Dion, 2003. Hydro-Québec. Résultats du programme de surveillance radiologique de l'environnement du site de Gentilly (2002), Centrale nucléaire Gentilly-2, 57 p.

Géomines Inc., 1980. Étude hydrogéologique de l'emplacement et des environs de l'aménagement thermo-nucléaire de Gentilly, Rapport, Annexe I, II N/réf. 7955

Hydro-Québec 1984. Projet Gentilly - Potentiel de contamination - Étude du régime de la nappe phréatique - Relevés 1980, 1981, 1982, Rapport G.G. 2057, Gentilly.

LMQ, 1998. Laboratoire de matériaux de Québec (1987) inc. (1998). ASDR - Centrale nucléaire Gentilly-2, Gentilly, Québec, Installation de piézomètres pour fin de modélisation de la propagation du tritium autour de l'ASDR, Volume 1 et 2 de 2, Hydro-Québec: 25 p. + annexes.

LMQ, 2002. Laboratoire de matériaux de Québec (1987) inc (2002). Site de l'I.G.D.R.S., Centrale Gentilly-2, Gentilly, Québec, Installation de piézomètres et investigation géotechnique, 39 p + annexes.

McDonald, M.G. et A.W. Harbaugh, 1988. A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model, Techniques of Water Resources Investigations, 06-a1, USGS, 576p.

Sheppard, M.I. et Thibault, D.H. 1990. Default soil solid/liquid partition coefficients, K_{ds}, for four major soil textures: A compendium. Health Physics 59: 471-482

Therrien, R. et P.J. Gélinas, 1998. Dans Université Laval 1998 : Caractérisation et modélisation de contaminants radioactifs autour de l'aire de stockage des déchets radioactifs de la centrale Gentilly-2, 45 p

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

Université Laval, 2003. Suivi de la dispersion du tritium autour de l'aire de stockage des déchets radioactifs de la centrale nucléaire Gentilly-2 (années 1998-2002), 2003, 51p. + annexes.

Zheng, C. et P.P. Wang, 1998. MT3DMS: A Modular Multi-Species Three-Dimensional Transport Model, Documentation and User's Guide, Technical Publication, U.S. Army Corps of Engineers Waterway Experiment Station, 239 p.

Tableau 1: Niveaux d'eau mesurés et calculés (niveau B)

| Piézomètre | H _{calc} (m) | H _{mes} (m) | H _{calc} - H _{mes} | (H _{calc} - H _{mes}) ² | Abs (H _{calc} - H _{mes}) |
|------------|-----------------------|----------------------|--------------------------------------|--|---|
| A-1 | 5,195 | 5,540 | -0,345 | 0,119 | 0,345 |
| A*-2 | 4,169 | 4,350 | -0,181 | 0,033 | 0,181 |
| B-1 | 5,238 | 5,590 | -0,352 | 0,124 | 0,352 |
| B*-1 | 4,608 | 4,470 | 0,138 | 0,019 | 0,138 |
| B*-2 | 4,188 | 4,410 | -0,222 | 0,049 | 0,222 |
| C-1 | 4,831 | 4,610 | 0,221 | 0,049 | 0,221 |
| C*-1 | 4,583 | 4,720 | -0,137 | 0,019 | 0,137 |
| D-1 | 4,807 | 4,580 | 0,227 | 0,052 | 0,227 |
| D*-1 | 4,680 | 5,070 | -0,390 | 0,152 | 0,390 |
| E-4 | 4,667 | 4,510 | 0,157 | 0,025 | 0,157 |
| P-1 | 4,852 | 4,740 | 0,112 | 0,013 | 0,112 |
| P-2 | 4,876 | 5,170 | -0,294 | 0,086 | 0,294 |
| P-3 | 5,462 | 5,250 | 0,212 | 0,045 | 0,212 |
| P-4 | 5,008 | 4,850 | 0,158 | 0,025 | 0,158 |
| P-5 | 3,843 | 3,540 | 0,303 | 0,092 | 0,303 |
| P-6 | 3,667 | 4,030 | -0,363 | 0,132 | 0,363 |
| P-7 | 4,344 | 4,560 | -0,216 | 0,047 | 0,216 |
| P-15 | 4,881 | 5,060 | -0,179 | 0,032 | 0,179 |
| P-17 | 4,811 | 5,090 | -0,279 | 0,078 | 0,279 |
| P-18 | 4,819 | 4,820 | -0,001 | 0,000 | 0,001 |
| P-19 | 4,745 | 5,090 | -0,345 | 0,119 | 0,345 |
| P-20 | 4,725 | 4,960 | -0,235 | 0,055 | 0,235 |
| P-21 | 4,732 | 5,030 | -0,298 | 0,089 | 0,298 |
| P-22 | 4,767 | 5,050 | -0,283 | 0,080 | 0,283 |
| P-23 | 4,748 | 5,030 | -0,282 | 0,079 | 0,282 |
| P-24 | 4,677 | 5,000 | -0,323 | 0,104 | 0,323 |
| P-25 | 4,646 | 4,710 | -0,064 | 0,004 | 0,064 |
| P-26 | 4,674 | 4,740 | -0,066 | 0,004 | 0,066 |
| P-27 | 4,762 | 4,700 | 0,062 | 0,004 | 0,062 |
| P-28 | 4,787 | 4,730 | 0,057 | 0,003 | 0,057 |
| P-29 | 4,793 | 5,060 | -0,267 | 0,071 | 0,267 |
| P-30 | 4,689 | 4,660 | 0,029 | 0,001 | 0,029 |
| P-31 | 4,837 | 5,140 | -0,303 | 0,092 | 0,303 |
| P-33 | 4,899 | 5,270 | -0,371 | 0,138 | 0,371 |
| P-35 | 4,987 | 5,240 | -0,253 | 0,064 | 0,253 |
| P-36 | 5,010 | 5,310 | -0,300 | 0,090 | 0,300 |
| P-37 | 5,046 | 5,340 | -0,294 | 0,086 | 0,294 |
| P-38 | 5,059 | 5,350 | -0,291 | 0,084 | 0,291 |
| P-39 | 5,072 | 5,450 | -0,378 | 0,143 | 0,378 |
| P-41 | 5,000 | 5,250 | -0,250 | 0,062 | 0,250 |
| P-42 | 4,923 | 5,240 | -0,317 | 0,101 | 0,317 |
| | | Moyenne: | -0,151 | 0,065 | 0,233 |
| | | Maximum: | 0,303 | 0,152 | 0,390 |

Tableau 2: Activités de tritium mesurées et calculées (niveaux C et B)

| Piézomètre | Local. p/r à la cheminée Angle Degrés | Distance m | Mesures Tritium Bq/L | Calculs Tritium Bq/L | Rapport Cal./Mes. | |
|-----------------|---|---------------|----------------------------|----------------------------|----------------------|-----|
| Niveau C | | | | | | |
| I-1 | | 239 | 213 | 3921 | 1746 | 0,4 |
| P-1 | | 243 | 490 | 773 | 725 | 0,9 |
| P-3 | | 234 | 387 | 1277 | 785 | 0,6 |
| P-4 | | 251 | 350 | 1772 | 1388 | 0,8 |
| P-5 | | 269 | 362 | 703 | 812 | 1,2 |
| P-6 | | 265 | 470 | 487 | 840 | 1,7 |
| P-7 | | 253 | 471 | 1585 | 727 | 0,5 |
| P-15 | | 201 | 605 | 250 | 183 | 0,7 |
| P-18 | | 202 | 666 | 159 | 188 | 1,2 |
| P-26 | | 209 | 724 | 248 | 184 | 0,7 |
| P-27 | | 211 | 716 | 301 | 180 | 0,6 |
| P-30 | | 209 | 768 | 242 | 181 | 0,7 |
| P-37 | | 213 | 553 | 451 | 180 | 0,4 |
| P-38 | | 209 | 552 | 369 | 173 | 0,5 |
| P-39 | | 209 | 509 | 217 | 180 | 0,8 |
| P-41 | | 206 | 582 | 480 | 183 | 0,4 |
| P-42 | | 203 | 607 | 370 | 180 | 0,5 |
| Niveau B | | | | | | |
| P-15 | | 201 | 605 | 237 | 103 | 0,4 |
| P-18 | | 202 | 666 | 186 | 122 | 0,7 |
| P-30 | | 209 | 768 | 44 | 107 | 2,4 |
| P-38 | | 209 | 552 | 210 | 84 | 0,4 |
| P-39 | | 209 | 509 | 326 | 163 | 0,5 |
| P-41 | | 206 | 582 | 167 | 98 | 0,6 |
| P-42 | | 203 | 607 | 236 | 118 | 0,5 |
| A-1 | | 209 | 438 | 368 | 257 | 0,7 |
| B-1 | | 193 | 498 | 124 | 217 | 1,8 |
| B*-1 | | 209 | 910 | 91 | 35 | 0,4 |

Tableau 3. Impacts au fleuve de contaminations à l'IGDRS

| Infiltration de contaminants à l'IGDRS en concentration constante | | | | |
|---|----------|----------------------|----------------------------------|---------------------------------|
| Caractéristiques du contaminant | | | Impacts au fleuve | |
| Isotope | Demi-vie | K _d sable | Facteur de dilution ¹ | Arrivée du maximum ² |
| | a | L/kg | | a |
| H-3 | 12,3 | 0 | 3,98E-02 | 10 |
| Be-10 | 1510000 | 250 | 6,97E-02 | 9454 |
| C-14 | 5730 | 5 | 6,83E-02 | 199 |
| Cl-36 | 301000 | 0,1 | 7,00E-02 | 14 |
| Ca-45 | 0,45 | 5 | 6,39E-136 | 199 |
| Cr-51 | 0,08 | 70 | 0,00E+00 | 2654 |
| Mn-54 | 0,86 | 50 | 0,00E+00 | 1899 |
| Fe-55 | 2,73 | 220 | 0,00E+00 | 8321 |
| Fe-59 | 0,12 | 220 | 0,00E+00 | 8321 |
| Co-58 | 0,02 | 60 | 0,00E+00 | 2277 |
| Co-60 | 5,27 | 60 | 6,70E-132 | 2277 |
| Ni-59 | 76000 | 400 | 6,10E-02 | 15121 |
| Zn-65 | 0,67 | 200 | 0,00E+00 | 7566 |
| Sr-90 | 28,8 | 15 | 6,59E-08 | 577 |
| Y-91 | 0,16 | 170 | 0,00E+00 | 6432 |
| Zr-95 | 0,18 | 600 | 0,00E+00 | 22677 |
| Nb-94 | 20300 | 160 | 5,69E-02 | 6054 |
| Tc-99 | 210000 | 0,1 | 7,00E-02 | 14 |
| Ru-103 | 0,11 | 55 | 0,00E+00 | 2088 |
| Ag-108 | 418 | 90 | 2,45E-04 | 3410 |
| Cd-113m | 14,1 | 80 | 1,32E-66 | 3032 |
| Sb-125 | 2,76 | 45 | 2,38E-188 | 1710 |
| Te-125m | 0,16 | 125 | 0,00E+00 | 4732 |

¹: Rapport entre concentration rejetée au fleuve et concentration constante sous l'IGDRS

²: Valeurs en italique s'appliqueraient pour maximum supérieur à 0

Tableau 3. Impacts au fleuve de contaminations à l'IGDRS (suite)

| Infiltration de contaminants à l'IGDRS en concentration constante | | | | |
|---|----------|----------------------|----------------------------------|---------------------------------|
| Caractéristiques du contaminant | | | Impacts au fleuve | |
| Isotope | Demi-vie | K _d sable | Facteur de dilution ¹ | Arrivée du maximum ² |
| | a | L/kg | | a |
| Cs-134 | 2,06 | 280 | 0,00E+00 | <i>10588</i> |
| Cs-137 | 30,0 | 280 | 4,23E-108 | 10588 |
| Ce-144 | 0,78 | 500 | 0,00E+00 | <i>18899</i> |
| Hf-181 | 0,12 | 450 | 0,00E+00 | <i>17010</i> |
| Ta-182 | 0,31 | 220 | 0,00E+00 | <i>8321</i> |
| Po-210 | 0,38 | 150 | 0,00E+00 | <i>5677</i> |
| Pa-233 | 0,07 | 550 | 0,00E+00 | <i>20788</i> |
| U-238 | 7,0E+08 | 35 | 7,00E-02 | 1332 |
| Np-239 | 0,01 | 5 | 0,00E+00 | <i>199</i> |
| Pu-240 | 6563 | 550 | 7,79E-03 | 20788 |
| Am-243 | 7370 | 1900 | 8,19E-05 | 71788 |
| Cm-245 | 8500 | 4000 | 3,12E-07 | 151121 |

¹: Rapport entre concentration rejetée au fleuve et concentration constante sous l'IGDRS

²: Valeurs en italique s'appliqueraient pour maximum supérieur à 0