



Recommandations pour

# la qualité de l'eau potable au Canada

---

Paramètres radiologiques



Santé  
Canada

Health  
Canada

Canada

**Santé Canada est le ministère fédéral responsable d'aider les Canadiennes et les Canadiens à maintenir et à améliorer leur état de santé.** Santé Canada s'est engagé à améliorer la vie de tous les Canadiens et à faire du Canada l'un des pays où les gens sont le plus en santé au monde, comme en témoignent la longévité, les habitudes de vie et l'utilisation efficace du système public de soins de santé.

Also available in English under the title:  
Guidelines for Canadian Drinking Water Quality, Radiological Parameters

Pour obtenir plus d'information, veuillez communiquer avec :

Santé Canada  
Indice de l'adresse 0900C2  
Ottawa (Ontario) K1A 0K9  
Tél. : 613-957-2991  
Sans frais : 1-866-225-0709  
Télééc. : 613-941-5366  
ATS : 1-800-465-7735  
Courriel : [publications-publications@hc-sc.gc.ca](mailto:publications-publications@hc-sc.gc.ca)

© Sa Majesté le Roi du Chef du Canada, représenté par la ministre de la Santé, 2025

Date de publication : novembre 2025

À moins d'avis contraire, vous pouvez reproduire le contenu de cette publication ou ce produit en totalité ou en partie à des fins non commerciales, dans tout format, sans frais ni autre permission. Les reproductions ou distributions commerciales sont interdites sans obtenir la permission écrite de l'administrateur du droit d'auteur de Santé Canada. Pour obtenir une permission de reproduire du contenu appartenant au gouvernement du Canada pour des fins commerciales, communiquez avec [pubsadmin@hc-sc.gc.ca](mailto:pubsadmin@hc-sc.gc.ca).

Cat. : H144-13/30-2025F-PDF  
ISBN : 978-0-660-79599-7  
Pub. : 250310

# Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, Paramètres radiologiques

Document technique

## Recommandation

Des concentrations maximales acceptables (CMA) ont été établies pour les principaux radionucléides faisant partie des chaînes de désintégration de l'uranium et du thorium (tableau 1) dans l'eau potable. Les CMA sont calculées à partir d'un niveau de référence correspondant à une dose de rayonnement de 1 millisievert par année (mSv/an).

L'eau potable doit d'abord être analysée et comparée à un niveau d'activité alpha brute de 0,5 becquerel par litre (Bq/L) et un niveau d'activité bêta brute de 1 Bq/L. L'analyse individuelle des radionucléides n'est nécessaire que lorsque l'un de ces seuils de dépistage (ou les deux) est dépassé. Si plus d'un radionucléide figurant au tableau 1 est détecté, la somme des rapports entre la concentration observée et la CMA correspondante ne doit pas dépasser 1.

**Tableau 1.** Concentrations maximales acceptables de radionucléides dans l'eau potable

| Radionucléides naturels | CMA (Bq/L) |
|-------------------------|------------|
| Plomb-210               | 2          |
| Radium-226              | 5          |
| Radium-228              | 2          |

Bq/L – becquerels par litre; CMA – concentration maximale acceptable

## Sommaire

Le présent document technique a été préparé en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable.

Les radionucléides sont naturellement présents dans l'environnement. Nous sommes tous exposés au rayonnement de fond d'origine cosmique et terrestre, y compris dans les aliments et l'eau potable. Bien que les sources naturelles soient responsables de la majeure partie de l'exposition d'une personne aux rayonnements (plus de 98 %, hors exposition médicale), l'eau potable a tendance à être une composante mineure. Ces recommandations s'appliquent aux radionucléides présents dans les systèmes d'approvisionnement en eau potable existants ou nouveaux dans des conditions

opérationnelles courantes. Ces recommandations ne s'appliquent pas en cas d'accident nucléaire; ce sont alors les plans d'urgence provinciaux qui s'appliqueraient.

Le présent document technique s'appuie sur des évaluations internationales des risques pour la santé humaine posés par les radionucléides dans l'eau potable et tient compte de nouvelles études et approches, y compris les données dosimétriques publiées par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) en 2007. Des CMA sont établies pour les trois radionucléides naturels, soit le Pb-210 (plomb-210), le Ra-226 (radium-226) et le Ra-228 (radium-228), qui sont considérés comme les contributeurs les plus importants à la dose de rayonnement reçue par ingestion d'eau potable au Canada. Les CMA ont été calculées à l'aide d'équations et de principes reconnus à l'échelle internationale. Elles sont calculées à l'aide d'un niveau de référence de 1 millisievert (mSv) provenant de la consommation d'eau potable pendant un an, en supposant une consommation de 1,53 litre par jour.

Les critères de dépistage sont établis à une dose de 0,3 mSv pour les adultes. Cette dose sera relativement plus élevée pour les nourrissons (âgés de moins d'un an). Si les critères de dépistage sont dépassés, il est recommandé d'utiliser une autre source d'eau (par exemple, de l'eau embouteillée) dans les préparations pour nourrissons. Les enfants (âgés de plus d'un an) et les adultes peuvent continuer de consommer et d'utiliser l'eau.

Il y a peu ou pas de preuves de concentrations élevées de radionucléides autres que le Ra-226, le Ra-228 et le Pb-210 dans les sources d'eau potable canadiennes. Toutefois, à des fins de référence, l'annexe C énumère les concentrations dérivées du niveau de référence de 1 mSv/an, pour deux autres radionucléides naturels, le polonium 210 et le radon (radon 222), et quatre radionucléides artificiels, soit le tritium, le strontium 90, l'iode 131 et le césium 137. Rarement observés dans les sources d'eau potable canadiennes, ces radionucléides sont toutefois présents à de faibles concentrations dans l'environnement au Canada.

## Exposition

Les radionucléides naturels sont présents à de faibles concentrations dans la roche et le sol. Ainsi, lorsque les eaux souterraines sont en contact avec la roche et le sol pendant des centaines, voire des milliers d'années, les concentrations de radionucléides peuvent augmenter dans l'eau. Les concentrations peuvent être élevées dans les eaux souterraines; celles-ci sont très variables et sont déterminées par la composition du substratum rocheux ainsi que par les conditions physiques et chimiques qui règnent dans l'aquifère. Il peut arriver, quoique rarement, que des radionucléides naturels soient présents dans les puits de surface.

L'augmentation des concentrations de radionucléides naturels dans les eaux de surface peut être associée à des activités industrielles comme l'extraction et la concentration d'uranium, ou à des processus environnementaux comme les retombées de

radionucléides cosmogéniques et l'élimination des produits de filiation du radon de l'atmosphère par les précipitations. Les sources de radionucléides artificiels comprennent les retombées des essais d'armes nucléaires au-dessus du sol (avant 1963) et les émissions provenant des réacteurs nucléaires et d'autres activités (comme la recherche et les diagnostics et traitements médicaux). Au Canada, les concentrations de radionucléides artificiels sont très faibles dans l'environnement.

Des concentrations de radionucléides supérieures aux CMA ne sont probablement présentes que dans un nombre limité de systèmes d'approvisionnement en eau potable au Canada.

## Effets sur la santé et risque

Le principal risque pour la santé associé à toute exposition à de faibles niveaux de rayonnement est une augmentation de l'incidence du cancer dans une population exposée. Lorsque l'énergie du rayonnement ionisant est déposée dans une cellule, elle peut endommager l'ADN. Si l'ADN n'est pas réparé correctement, des cellules peuvent se développer anormalement, ce qui peut entraîner un cancer.

Les examens des études épidémiologiques n'ont pas relevé de données probantes démontrant des effets sur la santé liés à la consommation d'eau potable contenant des niveaux naturels de radioactivité. Aux fins de la radioprotection, nous supposons que le risque de cancer augmente de façon linéaire lorsque l'exposition est supérieure aux niveaux de fond. Cependant, comme les radionucléides naturels font partie des niveaux de fond, établir des critères de gestion strictement par extrapolation à partir du modèle linéaire n'est pas conforme aux bonnes pratiques internationales. Par conséquent, les critères de dépistage et les CMA indiqués dans le présent document ne sont pas directement associés à un risque pour la santé quantifié; ils sont plutôt établis conformément aux recommandations internationales (CIPR, 2007) et aux exigences énoncées dans le document *Radioprotection et sûreté des sources de rayonnements : Normes fondamentales internationales de sûreté* (AIEA, 2014).

## Considérations relatives à l'analyse et au traitement

L'élaboration d'une recommandation tient compte de la capacité à mesurer (quantifier) un contaminant et de réduire sa concentration dans l'eau potable. Il existe des méthodes pour dépister la radioactivité dans les approvisionnements en eau potable, et les radionucléides individuels peuvent être mesurés de manière fiable à des niveaux inférieurs aux CMA.

À l'échelle municipale, les technologies de traitement qui permettent de réduire efficacement la plupart des radionucléides présents dans un approvisionnement en eau potable comprennent l'osmose inverse, l'échange d'ions et l'adoucissement à la chaux. Il convient de noter que les résidus de traitement peuvent être faiblement radioactifs, ce qui entraîne des considérations particulières pour l'élimination des déchets dont les



responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient en tenir compte lors du choix d'une technologie de traitement.

À l'échelle résidentielle, il existe plusieurs technologies de traitement pouvant être utilisées au point d'entrée et au point d'utilisation, dont l'efficacité d'enlèvement est similaire à celle des technologies employées à l'échelle municipale. À l'échelle résidentielle, on ne s'attend généralement pas à ce que les appareils présentent une radioactivité suffisante pour justifier des précautions particulières de la part des propriétaires.

## Réseaux de distribution

Les éléments radiologiques peuvent s'accumuler dans les puits du réseau de distribution ou dans l'eau elle-même par l'intermédiaire de divers mécanismes physiques, chimiques et biologiques. Ces mécanismes dépendent du contaminant, des conditions de qualité de l'eau, de la minéralogie, de la composition et des propriétés des puits ainsi que des conditions hydrauliques. Les contaminants peuvent s'accumuler dans ou sur les dépôts d'incrustations et les produits de corrosion, ainsi que dans les réseaux de distribution. Bon nombre des mécanismes qui influencent l'accumulation de contaminants sont réversibles dans certaines conditions, ce qui peut entraîner la libération de contaminants. Les dépôts formés dans les tuyaux du réseau de distribution à partir de précipités (dépôts) contenant du fer, du manganèse et de l'aluminium peuvent par la suite libérer des contaminants tels que des radionucléides, de l'arsenic et d'autres métaux traces dans l'eau distribuée.

Il a été démontré que les radionucléides (comme le Pb-210, le Ra-226 et le Ra-228) s'accumulent dans la tuyauterie du réseau de distribution, selon les caractéristiques de la source d'eau, les matériaux du réseau de distribution et la présence de métaux concomitants. Lorsque des radionucléides sont présents dans la source d'eau, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable doivent déterminer si ces derniers doivent être inclus dans les plans de surveillance et de gestion du réseau de distribution, afin d'éviter leur accumulation sur les dépôts de corrosion et leur libération subséquente dans l'eau distribuée. Il est recommandé aux responsables de systèmes de distribution d'eau potable d'élaborer un plan de gestion du réseau de distribution afin de réduire au minimum l'accumulation et la libération de radionucléides et de contaminants cooccurrents dans le réseau. Cela nécessite généralement de réduire au minimum les concentrations entrant dans le réseau de distribution et d'adopter des pratiques exemplaires favorisant la stabilité chimique et biologique de l'eau dans tout le réseau, ainsi que de minimiser les perturbations physiques et hydrauliques qui peuvent libérer les produits de corrosion et les contaminants cooccurrents (par exemple, radionucléides).

## Application de la recommandation

*Remarque : Des conseils spécifiques concernant l'application des recommandations pour l'eau potable devraient être obtenus auprès de l'autorité appropriée en matière d'eau potable dans le secteur de compétence concerné.*

Des CMA ont été établies pour trois radionucléides naturels (Pb-210, Ra-226 et Ra-228), qui sont prédominants dans les approvisionnements en eau potable au Canada.

Les CMA s'appliquent à l'eau consommée, de sorte que l'échantillonnage et la surveillance doivent refléter l'eau qui sort du robinet. Pour les systèmes existants, si l'eau est traitée avant la consommation, elle doit être surveillée après le traitement, car le traitement peut réduire les concentrations d'activité de nombreux radionucléides. En général, la concentration des radionucléides dans le tableau 1 ne devrait pas changer dans le réseau de distribution; il est donc approprié de mesurer l'eau à l'installation de traitement après le traitement ou aux réservoirs de stockage avant la distribution. Pour les sources d'eau potable qui ne sont pas traitées, comme certains petits systèmes d'approvisionnement en eau, les radionucléides peuvent être mesurés à la source ou au point de collecte. Idéalement, certaines mesures devraient être faites au point de consommation, c'est-à-dire au robinet ou au point de collecte commun. Cependant, cela peut ne pas être réalisable pour les grands réseaux de distribution.

Dans le cas d'un nouvel approvisionnement en eau potable, les radionucléides doivent être mesurés à partir de l'eau brute, afin de la caractériser et de déterminer si elle est propre à la consommation. Les technologies et stratégies de traitement existantes en place pour traiter d'autres contaminants doivent également être prises en compte. Cette caractérisation doit être effectuée en même temps que l'évaluation des risques microbiologiques et chimiques dans le cadre de l'élaboration de plans de salubrité de l'eau.

Des critères de dépistage de 0,5 Bq/L pour l'activité alpha brute et de 1 Bq/L pour l'activité bêta brute sont recommandés pour caractériser la source d'eau. Ces valeurs sont conservatrices, car elles représentent un tiers des doses de référence utilisées pour déterminer les CMA. Si l'un ou l'autre des critères de dépistage est dépassé, les radionucléides figurant au tableau 1 doivent être mesurés et comparés aux CMA. Les dépassements des CMA doivent faire l'objet d'une enquête et d'une surveillance supplémentaire, et une évaluation des risques doit être effectuée pour déterminer la façon la plus appropriée de gérer le dépassement.

Un dépassement des critères de dépistage ou des valeurs des CMA dans un approvisionnement en eau potable pose rarement un risque pour la santé, surtout à court terme. Cependant, s'il y a un dépassement de l'un ou l'autre des critères de dépistage de l'activité alpha ou bêta brute, il est recommandé d'utiliser une autre source d'eau (par exemple, de l'eau embouteillée) dans les préparations pour nourrissons. Il s'agit d'une mesure de précaution, en raison du temps que peut exiger la caractérisation d'un approvisionnement en eau potable. Les enfants (âgés de plus d'un an) et les adultes peuvent continuer de consommer et d'utiliser l'eau.

En général, il faut cesser d'utiliser l'eau (tout en caractérisant la teneur en radionucléides et, au besoin, en mettant en œuvre des mesures correctives) uniquement si les concentrations de radionucléides sont très élevées. La décision de cesser d'utiliser l'eau à des fins de consommation ne doit pas être prise sans s'assurer qu'une meilleure option est disponible et doit tenir compte de facteurs tels que l'ampleur du dépassement du niveau de référence et les coûts de l'assainissement.

## Table of Contents

### Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, Paramètres

|                                                                            |    |
|----------------------------------------------------------------------------|----|
| radiologiques.....                                                         | 1  |
| Recommandation.....                                                        | 1  |
| Sommaire .....                                                             | 1  |
| Exposition.....                                                            | 2  |
| Effets sur la santé et risque .....                                        | 3  |
| Considérations relatives à l'analyse et au traitement.....                 | 3  |
| Réseaux de distribution .....                                              | 4  |
| Application de la recommandation.....                                      | 5  |
| 1.0 Considérations relatives à l'exposition .....                          | 7  |
| 1.1 Radionucléides d'intérêt, sources et comportement dans l'environnement | 7  |
| 1.2 Exposition.....                                                        | 9  |
| 2.0 Considérations relatives à la santé .....                              | 13 |
| 2.1 Effets sur la santé.....                                               | 13 |
| 2.2 Risque .....                                                           | 14 |
| 2.3 Niveau de référence et dose efficace .....                             | 15 |
| 3.0 Évaluation et mise en œuvre .....                                      | 16 |
| 3.1 Dépistage des activités alpha brute et bêta brute.....                 | 18 |
| 3.2 Analyse de radionucléides particuliers .....                           | 19 |
| 3.3 Évaluation des doses et décisions d'atténuation .....                  | 20 |
| 4.0 Considérations relatives à l'analyse et au traitement.....             | 21 |
| 4.1 Mesure des activités alpha brute et bêta brute .....                   | 21 |
| 4.2 Méthodes d'analyse de radionucléides spécifiques.....                  | 22 |
| 5.0 Considérations relatives au traitement.....                            | 24 |
| 5.2 Échelle municipale.....                                                | 24 |
| 5.3 Considérations relatives aux réseaux de distribution.....              | 27 |
| 5.4 Gestion des résidus.....                                               | 28 |
| 5.5 Échelle résidentielle.....                                             | 29 |
| 6.0 Stratégies de gestion .....                                            | 31 |
| 6.1 Stratégies de contrôle.....                                            | 32 |
| 6.2 Surveillance .....                                                     | 32 |
| 7.0 Considérations internationales.....                                    | 35 |
| 7.1 Niveau de référence .....                                              | 35 |
| 7.2 Méthodologie .....                                                     | 36 |
| 8.0 Justification de la concentration maximale acceptable .....            | 36 |
| 9.0 Références .....                                                       | 37 |



|                                                                                                                 |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Annexe A : Liste des abréviations.....                                                                          | 45 |
| Annexe B : Analyse détaillée des recommandations internationales ou nationales<br>.....                         | 46 |
| Annexe C : Concentrations de référence supplémentaires propres à certains<br>scénarios .....                    | 50 |
| Annexe D : Renseignements supplémentaires sur les critères de sélection et<br>l'analyse des radionucléides..... | 53 |

## 1.0 Considérations relatives à l'exposition

### 1.1 Radionucléides d'intérêt, sources et comportement dans l'environnement

#### 1.1.1 Radionucléides d'intérêt

La radioactivité est présente partout dans l'environnement, et ce, depuis la formation de la Terre. Les radionucléides naturels sont principalement des isotopes primordiaux (dont la demi-vie est comparable à l'âge de la Terre) du potassium, de l'uranium et du thorium, ainsi que leurs produits de désintégration. Ils peuvent aussi être produits par l'interaction des rayons cosmiques avec l'atmosphère terrestre. Les radionucléides artificiels sont produits à des fins médicales et industrielles ou comme sous-produits de la production d'énergie nucléaire et des essais historiques d'armes nucléaires.

Les présentes recommandations ne couvrent pas la présence de radionucléides dans l'eau potable à la suite d'une urgence nucléaire. Veuillez consulter le document intitulé « Critères génériques et niveaux opérationnels d'intervention pour la planification et les interventions en cas d'urgences nucléaires » (Santé Canada, 2018), ainsi que les plans provinciaux en cas d'urgence nucléaire, pour obtenir de plus amples renseignements et des directives. Ces recommandations ne remplacent pas non plus les règlements applicables aux activités autorisées de l'industrie et de la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN) qui peuvent comporter des exigences plus strictes (Législation [Justice], 1997).

Au Canada, la plupart des radionucléides qui se retrouvent dans l'eau potable sont d'origine naturelle. Ils pénètrent dans la source d'eau par des processus naturels tels que l'érosion des minéraux contenant des radionucléides dans la roche et le sol. Les apports provenant des activités humaines, comme l'exploitation minière, la production d'énergie nucléaire ou la médecine nucléaire, sont normalement beaucoup plus restreints, car les utilisations industrielles et médicales de radionucléides sont réglementées à la source et les rejets dans l'environnement sont optimisés et maintenus bien en deçà des limites réglementaires (AIEA, 2016; OMS, 2022). Les contributions des accidents et des essais antérieurs d'armes nucléaires sont pour ainsi dire négligeables (PNUE, 2016).

## Tableau 2. Radionucléides d'intérêt

Le tableau 2 énumère plusieurs radionucléides présents dans l'environnement canadien.

| Radionucléide | Demi-vie  | Mode de désintégration | Source                                                                                                                                                  |
|---------------|-----------|------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Radium-226    | 1600 ans  | Alpha                  | Chaîne de désintégration de l'uranium                                                                                                                   |
| Radium-228    | 5,75 ans  | Bêta                   | Chaîne de désintégration du thorium                                                                                                                     |
| Radon-222     | 3,82 j    | Alpha                  | Chaîne de désintégration de l'uranium                                                                                                                   |
| Plomb-210     | 22,2 ans  | Bêta, gamma            | Chaîne de désintégration de l'uranium                                                                                                                   |
| Polonium-210  | 138,3 j   | Alpha                  | Chaîne de désintégration de l'uranium                                                                                                                   |
| Tritium       | 12,3 ans  | Bêta                   | Produit naturellement par les interactions des rayons cosmiques avec les molécules dans l'air<br>Produits artificiellement par les réacteurs nucléaires |
| Césium-137    | 30,08 ans | Bêta, gamma            | Réacteurs nucléaires, essais antérieurs d'armes nucléaires                                                                                              |
| Iode-131      | 8,02 j    | Bêta, gamma            | Réacteurs nucléaires, médecine nucléaire                                                                                                                |
| Strontium-90  | 28,9 ans  | Bêta                   | Réacteurs nucléaires, essais antérieurs d'armes nucléaires                                                                                              |

j – jour

Il y a peu ou pas de preuves de concentrations élevées de radionucléides autres que le Ra-226, le Ra-228 et le Pb-210 dans les sources d'eau potable canadiennes. Toutefois, à des fins de référence, l'annexe C énumère les concentrations dérivées du niveau de référence de 1 mSv/an, pour deux autres radionucléides naturels, le polonium 210 et le radon (radon 222), et quatre radionucléides artificiels, soit le tritium, le strontium 90, l'iode 131 et le césium 137. Elles sont fournies à titre de guide sanitaire lors de l'interprétation des données de surveillance lorsque, dans des scénarios uniques, il y a des raisons de croire que les niveaux peuvent être importants.

L'uranium n'est que faiblement radioactif. Du point de vue de la santé, ses propriétés chimiques sont plus importantes et il est donc traité comme un danger chimique plutôt que comme un danger radioactif. Des renseignements sur l'uranium dans l'eau potable sont fournis dans le document *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – l'uranium* (Santé Canada, 2019).

### 1.1.2 Sources et comportement dans l'environnement

La présence de radionucléides naturels dans l'eau potable est le plus souvent associée aux eaux souterraines. Les radionucléides naturels sont présents à de faibles concentrations dans la roche et le sol, mais leurs concentrations varient en fonction de la composition en minéraux. Certaines roches tendent à renfermer des concentrations élevées d'uranium et de thorium, notamment les roches cristallines comme le granit et les roches métamorphiques de conglomérat de quartz, ainsi que les roches sédimentaires comme les schistes organiques, les grès, les carbonates et les phosphorites (Coward et Burnett, 1994). Lorsque les eaux souterraines ont été en contact avec la roche et le sol pendant des centaines, voire des milliers d'années, ces concentrations peuvent être importantes.

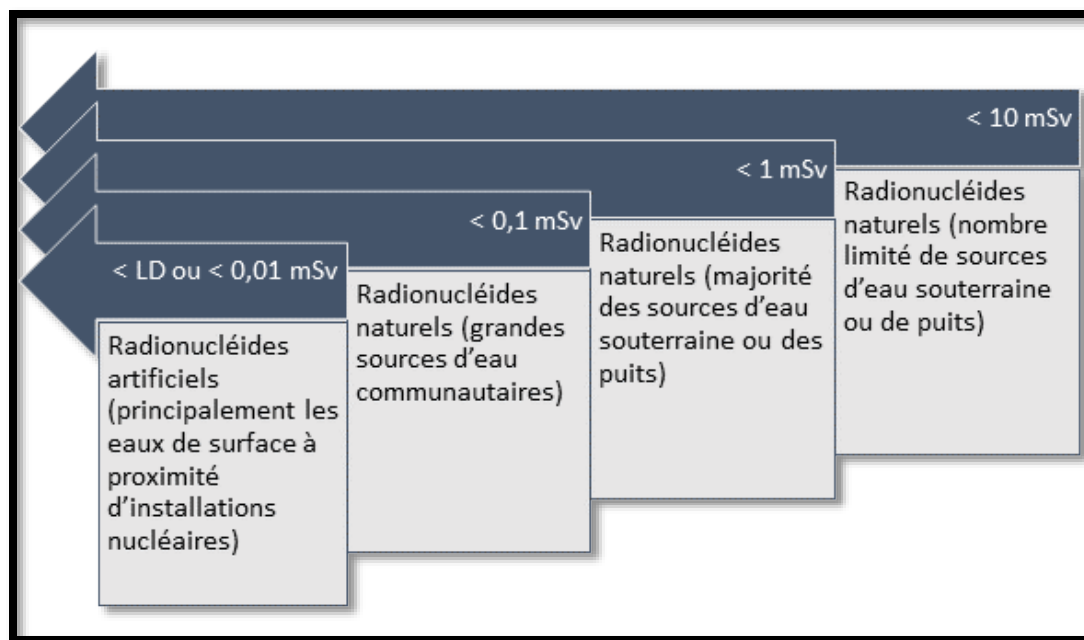
Les propriétés physico-chimiques des radionucléides influencent le transport des radionucléides dans l'environnement, tout comme les propriétés du milieu ou de l'environnement dans lequel ils se trouvent. La mobilité d'un radionucléide dépend essentiellement de ses propriétés autres que nucléaires. Par conséquent, les isotopes d'un même élément se comportent de la même façon sur le plan chimique. Le comportement hydrochimique comme la mobilité et la solubilité dépend de la qualité de l'eau, y compris l'alcalinité, le pH, le potentiel d'oxydoréduction et la composition chimique (OMS, 2018). Les radionucléides volatils (comme le radon) passent de l'eau à l'atmosphère, ce qui signifie qu'ils sont moins susceptibles de s'accumuler dans les sources d'eau exposées à l'air (Otton, 1992; OMS, 2011).

Il est difficile de prédire si les radionucléides sont présents (et en quelles quantités) à un emplacement géographique précis, même lorsque la géologie est connue. Par conséquent, il est recommandé d'évaluer chaque situation au cas par cas en procédant à la caractérisation de la source d'eau ou sur la base de données antérieures sur la région. Seule une très petite fraction des sources d'eau devrait présenter des concentrations de radionucléides supérieures aux valeurs recommandées.

## 1.2 Exposition

### 1.2.1 Données sur les doses de radionucléides selon diverses études au Canada

Une tendance générale, représentée à la figure 1, ressort des données disponibles sur les concentrations de radionucléides dans l'eau potable au Canada. Les concentrations de radionucléides naturels dans la plupart des systèmes d'approvisionnement en eau sont faibles et contribuent à une dose annuelle inférieure à 1 mSv. À l'occasion, les sources d'eau souterraine et les puits peuvent contenir des radionucléides naturels qui pourraient entraîner une dose annuelle proche de 1 mSv ou supérieure. Les radionucléides artificiels sont présents en très faibles concentrations, de sorte que la dose annuelle est négligeable.



LD – limite de détection; mSv – millisievert

**Figure 1.** Plages caractéristiques des doses annuelles de radionucléides dans l'eau potable, d'après les concentrations habituelles dans les sources d'eau et une consommation quotidienne de 1,53 L d'eau potable (sources d'information décrites ci-dessous)

En ce qui concerne les radionucléides artificiels, les niveaux de radioactivité mesurés récemment (avant 2022) dans les eaux proches d'installations nucléaires ont toujours été inférieurs aux limites de détection, ou inférieurs à 0,01 mSv/an, selon les résultats du Programme indépendant de surveillance environnementale (PISE) de la Commission canadienne de sûreté nucléaire (CCSN). Plus précisément, les concentrations des substances suivantes se situaient sous les limites de détection dans les eaux : le césium-137 (Cs-137) à proximité de neuf installations nucléaires, le cobalt-60 à proximité de sept installations nucléaires, l'américium-241 à proximité d'une installation nucléaire, le fer-59 à proximité d'une installation nucléaire et l'iode-131 (I-131) à proximité d'une installation nucléaire. Les concentrations de tritium (H-3) mesurées dans les eaux à proximité de 10 installations nucléaires correspondaient à des doses de moins de 0,01 mSv/an (CCSN, 2023).

Trois études publiées résumant les données canadiennes sur les grandes sources d'eau communautaires indiquent que les doses de Ra-226, de radon 222 (Rn-222), de Pb-210 et de Ra-228 sont inférieures à 0,1 mSv/an. L'une de ces études a porté sur les niveaux de radioactivité naturelle dans les approvisionnements en eau publiques de 24 régions métropolitaines et villes (Chen, 2018a). Une autre a résumé les résultats d'analyses menées par Santé Canada sur une période de 30 ans en vue de caractériser les niveaux de radioactivité naturelle dans les approvisionnements en eau potable municipaux. Les mesures ont été interrompues après quelques années dans

bon nombre de municipalités, car les niveaux de radioactivité y étaient systématiquement faibles. Trois municipalités où les circonstances indiquaient un potentiel de niveaux de radioactivité plus élevés ont maintenu les mesures : à Regina, en raison des concentrations élevées d'uranium dans le substrat sédimentaire, à Elliot Lake, en raison d'activités d'extraction d'uranium passées et actuelles, et à Port Hope, en raison des activités associées à la gestion des déchets et aux opérations de raffinage (Chen, 2018b). Une troisième étude a présenté les concentrations de Ra-228 dans l'eau potable municipale de Regina, d'Elliot Lake et de Port Hope de 2012 à 2016 (Chen et coll., 2018c).

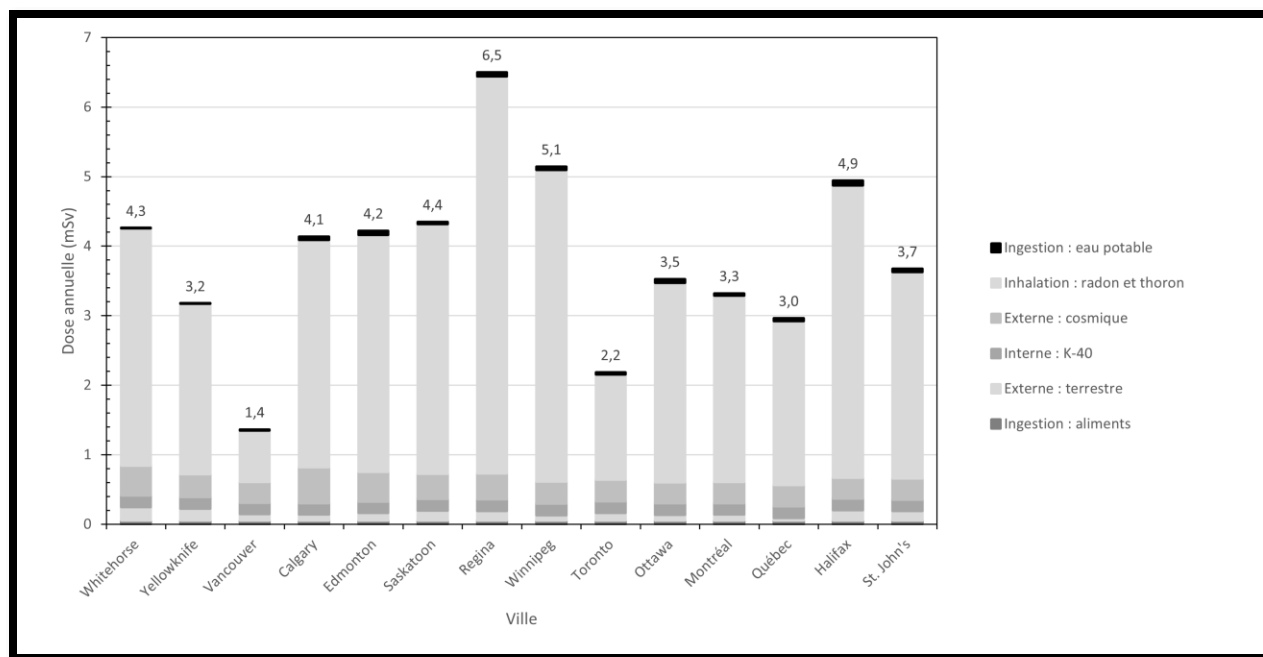
Le Bureau de la radioprotection de Santé Canada produit et examine des données permettant la caractérisation des eaux souterraines et des puits au cours de projets spéciaux et de consultations (données non publiées). La plupart de ces travaux indiquent que les concentrations de radionucléides naturels, dont le Ra-226, le Ra-228 et le Pb-210, sont sous des niveaux qui correspondent à des doses de 1 mSv/an. Toutefois, il y a eu des cas où les valeurs s'approchaient de la dose de 1 mSv/an ou la dépassaient.

### 1.2.2 Mettre en perspective l'exposition associée à l'eau potable

Il est important de mettre en perspective l'exposition au rayonnement associée à l'eau potable. Comme le montre la figure 2, les doses annuelles attribuables aux sources naturelles de rayonnement ionisant varient d'une ville à l'autre au Canada, en raison de facteurs comme les particularités géologiques, la latitude et l'altitude. Comme il est mentionné à la section 1.2.1, les données montrent systématiquement que pour la plupart des Canadiens, les doses typiques provenant de l'ingestion d'eau potable représentent un très faible pourcentage de l'exposition totale provenant de toutes les sources naturelles. Les examens d'études épidémiologiques n'ont pas relevé de données probantes démontrant les effets sur la santé de l'eau potable contenant des niveaux naturels de radioactivité (Canu et coll., 2011; Alimam et Auvinen, 2025).

La voie la plus importante d'exposition à la plupart des radionucléides dans l'eau potable est l'ingestion de l'eau. Les effets radiologiques de l'exposition cutanée et par inhalation sont considérés comme négligeables puisque les radionucléides pour lesquels les CMA ont été établis ne sont pas absorbés par la peau et ne sont pas volatils.

**Figure 2.** Dose annuelle moyenne provenant de diverses sources d'exposition au rayonnement naturel dans les villes canadiennes (Santé Canada, publication à venir)



mSv – millisievert

### 1.2.3 Radon

Le radon inhalé (Rn-222) et ses produits de désintégration à courte durée de vie (voir la figure 2) sont les principaux contributeurs à la dose de rayonnement de fond provenant de toutes les sources et reçue par la plupart des Canadiens. Le radon est un gaz qui provient de la dégradation de l'uranium dans la roche et le sol. Il pénètre généralement dans un bâtiment par des fissures et d'autres ouvertures en contact avec le sol et peut s'accumuler, atteignant parfois des niveaux où une intervention est nécessaire. La présence de radon en fortes concentrations dans l'air que l'on respire augmente considérablement le risque de cancer du poumon au fil du temps. Cette considération est de loin la plus importante du point de vue de la gestion de l'exposition au radon.

Les eaux souterraines peuvent contribuer aux concentrations de radon dans l'air intérieur. Lorsque l'eau souterraine est apportée à l'intérieur pour boire ou à d'autres fins, le radon dissous peut se transférer (dégazer) dans l'air. Dans le cas des sources d'eau de surface et des sources d'eau traitée par les municipalités, l'agitation naturelle et l'exposition à l'air libre permettent au radon de s'échapper avant que l'eau n'atteigne le réseau de distribution.

Il n'y a pas de CMA pour le radon dans l'eau potable puisque Santé Canada recommande d'effectuer des tests de dépistage du radon à l'aide d'appareils approuvés pour mesurer les concentrations dans l'air et d'atténuer les concentrations de radon supérieures à la recommandation canadienne ([Lignes directrices sur le radon – Canada.ca](https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/radon/lignes-directrices-sur-le-radon.html)). La mesure de l'air permettra de saisir les contributions de toutes les



sources de radon et de prendre de meilleures décisions dans le cadre des stratégies de gestion.

Les systèmes municipaux qui puisent dans les approvisionnements en eau souterraine et dont le réseau de distribution n'est pas suffisamment aéré doivent vérifier que leur concentration de radon est inférieure aux valeurs de référence pour l'ingestion de radon et l'atténuer selon les options de traitement de la section 5.2.3. Dans la plupart des autres cas, il n'est pas nécessaire de mesurer le radon pour évaluer la qualité de l'eau potable. De plus amples renseignements sont fournis à l'annexe C.

Les concentrations de radon dans l'air ne doivent pas être extrapolées à partir des concentrations dans l'eau. Bien qu'il existe des règles empiriques pour estimer la quantité de radon qui s'échappe sous forme de gaz de l'eau d'une maison, la seule façon d'évaluer correctement le risque d'inhalation est d'effectuer un dépistage dans l'air. Santé Canada recommande que tous les foyers et tous les lieux de travail soient soumis à des tests de dépistage du radon. Des renseignements supplémentaires sont disponibles ici : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-et-risque-pour-sante/radiation/radon.html>

## 2.0 Considérations relatives à la santé

### 2.1 Effets sur la santé

Les radionucléides émettent un rayonnement ionisant doté d'une énergie suffisante pour arracher des électrons aux atomes et aux molécules. En termes très simples, lorsqu'un électron partagé par des atomes formant une liaison moléculaire est délogé, la liaison se brise et la molécule se dissocie. Le processus peut se produire à la suite d'un impact direct subi par ces atomes ou, de manière indirecte, après la formation de radicaux libres causée par l'irradiation de molécules adjacentes. Lorsque le rayonnement ionisant est absorbé dans une cellule humaine, il peut endommager les molécules d'ADN. L'organisme dispose de mécanismes naturels qui, souvent, lui permettent de réparer ces dommages avant qu'ils ne deviennent problématiques. Toutefois, dans certains cas, les dommages peuvent entraîner la prolifération de cellules anormales ou le cancer. Du point de vue de la santé, l'objectif principal des mesures prises pour gérer l'exposition du public aux rayonnements ionisants consiste à réduire le risque de cancer attribuable.

Les facteurs qui se rapportent au cancer induit par les rayonnements comprennent, entre autres, la voie d'exposition, les caractéristiques physiques et le comportement chimique du radionucléide et la sensibilité des organes exposés.

Les principales données établissant un lien entre l'exposition au rayonnement et le cancer proviennent d'études auprès de personnes ou de groupes de personnes qui ont subi des expositions relativement élevées :

- survivants des bombardements atomiques de Hiroshima et Nagasaki;

- patients exposés à des doses élevées de rayonnement à des fins diagnostiques ou thérapeutiques;
- travailleurs exposés professionnellement (dossiers historiques), y compris les mineurs d'uranium et les peintres de cadrans au radium.

À des doses et des débits de dose plus faibles, les preuves épidémiologiques sont moins claires, en partie parce que l'ensemble de la population est exposée à de faibles niveaux de radioactivité dans le cadre du rayonnement naturel de fond, et en partie parce que les cancers induits par la radiation ne peuvent pas être distingués des cancers attribuables à d'autres causes (CIPR, 2007). Cependant, des études mécanistiques ont montré que des doses de rayonnement relativement faibles peuvent déclencher des réponses biologiques associées au cancer (UNSCEAR, 2021). Aux fins de la radioprotection, on suppose que de faibles doses de rayonnement peuvent entraîner un cancer ou des effets héréditaires, et cette hypothèse constitue le fondement de l'évaluation et de la gestion des risques décrites dans la section suivante. Il est admis que la relation entre l'exposition et les effets sur la santé comporte un haut degré d'incertitude lorsque les doses et débits de dose sont faibles.

## 2.2 Risque

Le cancer induit par les rayonnements et les mutations héréditaires sont des effets stochastiques dont on suppose que la probabilité d'apparition augmente quand l'exposition augmente et diminue quand l'exposition diminue. Les calculs employés aux fins de la radioprotection permettent de définir le risque prospectif associé à ces effets et d'orienter la gestion de l'exposition. Le modèle de risque accepté à l'échelle internationale pour ces calculs est linéaire et ne comporte pas de seuil, ce qui signifie qu'il est possible de calculer un risque pour toute exposition, peu importe son ampleur. Dans la vie quotidienne, nous sommes confrontés à des risques pour la santé provenant sources nombreuses et diversifiées.

Parfois, les interventions visant à réduire un risque peuvent entraîner des conséquences indésirables plus graves que la préoccupation initiale. Il est donc important de trouver un équilibre. Dans cette optique, la CIPR a fondé son système de protection sur les principes de justification et d'optimisation (CIPR 103), à savoir que :

- toute décision modifiant une situation d'exposition aux rayonnements (augmentation ou diminution) devrait faire plus de bien que de mal, compte tenu de l'ensemble des risques et des conséquences radiologiques et non radiologiques;
- le niveau d'exposition devrait être maintenu à un faible niveau, en tenant compte des facteurs économiques, sociétaux, environnementaux et autres.

Ces principes sont utilisés pour orienter les systèmes de radioprotection canadiens et internationaux.

Les CMA pour l'eau potable au Canada ont été établies à des niveaux bien inférieurs à tout niveau d'importance pour la santé humaine, de sorte que le risque radiologique est très faible. Dans la plupart des situations, l'atteinte de ces cibles comporte des coûts ou des conséquences non radiologiques qui sont relativement faibles. Il existe toutefois des exceptions, particulièrement lorsque l'eau provient d'approvisionnements en eau potable de petits systèmes ou de systèmes privés. Les restrictions sur la consommation d'eau ou le coût élevé des systèmes de traitement peuvent avoir des conséquences négatives qui dépassent largement les avantages d'éviter une faible dose de rayonnement. Dans ces cas, il est important de demander l'avis des professionnels de la radioprotection, en consultation avec les organismes de réglementation compétents, le cas échéant, pour décider de la marche à suivre (voir également la section « Application de la recommandation »).

## 2.3 Niveau de référence et dose efficace

La CIPR recommande que la gestion des expositions provenant de sources naturelles et historiques se fasse en fonction d'un niveau de référence compris entre 1 mSv/an et 20 mSv/an (CIPR, 2007).

Le fondement des CMA présentées dans ce présent document est un niveau de référence de 1 mSv/an, qui se situe à la limite inférieure de la plage recommandée. Cette valeur est conforme au niveau de référence recommandé dans les normes internationales de sûreté (AIEA, 2014) et est reconnue par l'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 2018). La section 6 et l'annexe B contiennent des précisions sur la façon dont les recommandations de Santé Canada se comparent à celles d'organisations internationales et de pairs.

Le niveau de référence n'est ni une limite ni une borne séparant les valeurs jugées sûres de celles qui ne le sont pas. Il s'agit plutôt d'un niveau qui comporte un risque minimal et qui est raisonnablement réalisable pour la plupart des systèmes d'approvisionnement en eau potable au Canada.

Le niveau de référence est exprimé en termes de dose efficace, qui est un concept élaboré par la CIPR pour relier l'exposition aux rayonnements ionisants au risque d'effets stochastiques sur la santé, principalement le cancer. Des informations sur les propriétés physiques et chimiques des radionucléides sont ainsi combinées avec des données caractérisant la réponse biologique. Cela permet de résumer et/ou de comparer facilement les expositions à différents radionucléides par différentes voies aux limites et aux niveaux de référence. Les estimations de l'exposition moyenne à différentes sources de rayonnement de fond, comme montré dans la section 1, sont exprimées à l'aide de la dose efficace. L'unité de la dose efficace est le sievert (Sv). Comme le sievert est une très grande unité, les doses susceptibles de se retrouver dans l'eau potable sont habituellement exprimées en mSv, soit un millièème de sievert.

La CIPR a élaboré des coefficients de dose (dose par unité d'incorporation d'une substance radioactive) pour faciliter ces calculs (CIPR, 2012, 2017). En utilisant des

coefficients de dose pour l'ingestion de radionucléides, ainsi que des renseignements sur les concentrations de radionucléides et les taux de consommation, il est possible d'estimer la dose qu'une personne recevrait d'une source d'eau potable donnée.

Santé Canada a utilisé des coefficients de dose efficace et des paramètres standard pour dériver les CMA (voir la section 3).

### 3.0 Évaluation et mise en œuvre

La figure 3 décrit le processus d'évaluation des paramètres radiologiques dans l'eau potable. Le processus commence par des mesures de laboratoire approximatives et relativement peu coûteuses. Des évaluations plus précises s'ajoutent ensuite si les résultats obtenus le justifient. Chacune de ces étapes est décrite plus en détail aux sections 3.1 et 3.2.

Les CMA s'appliquent à l'eau consommée, de sorte que l'échantillonnage et la surveillance doivent refléter l'eau qui sort du robinet (OMS, 2018). Pour les systèmes existants, si l'eau est traitée avant la consommation, elle doit faire l'objet d'un échantillonnage après le traitement, car le traitement peut réduire les concentrations d'activité de nombreux radionucléides. En général, la concentration des radionucléides dans le tableau 1 ne devrait pas changer dans le réseau de distribution, il est donc approprié de mesurer l'eau à l'installation de traitement de l'eau potable après le traitement ou aux réservoirs de stockage avant la distribution. Pour les approvisionnements en eau potable qui ne sont pas traités, comme certains petits approvisionnement en eau, les radionucléides peuvent être mesurés à la source ou au point de collecte. Idéalement, certaines mesures devraient être faites au point de consommation, c'est-à-dire au robinet ou au point de collecte commun; cependant, cela peut ne pas être possible pour les grands réseaux de distribution.

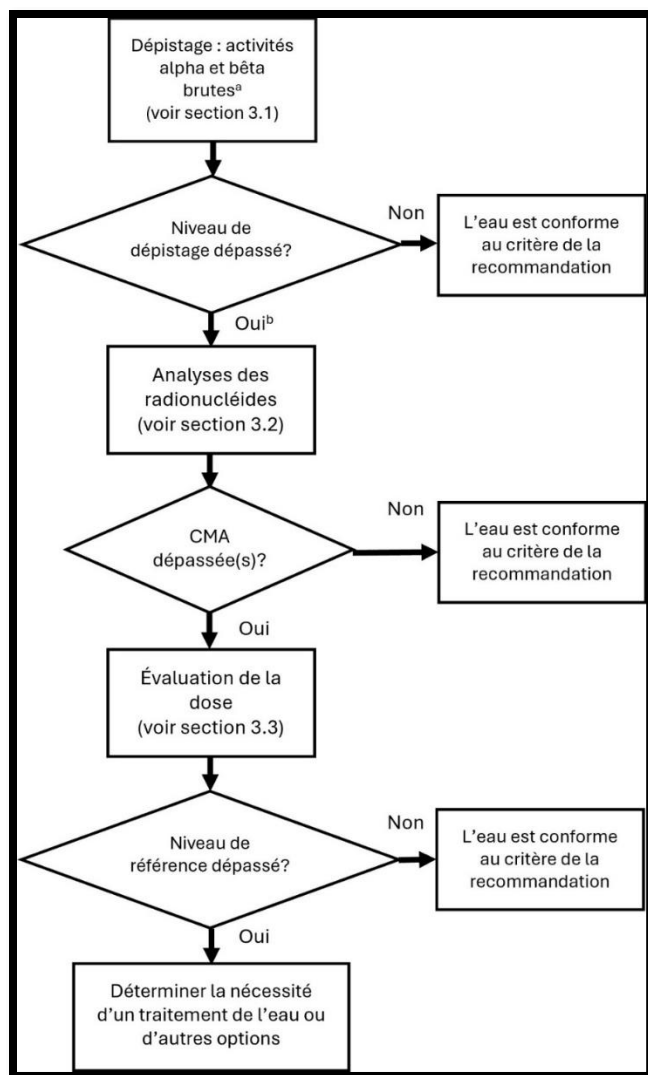
Dans le cas d'un nouvel approvisionnement en eau potable, les radionucléides doivent être mesurés à partir de l'eau de source, afin de la caractériser et de déterminer si elle est propre à la consommation. Les technologies et stratégies de traitement existantes en place pour lutter contre d'autres contaminants doivent également être prises en compte. Cette caractérisation doit être effectuée en même temps que l'évaluation des risques microbiologiques et chimiques dans le cadre de l'élaboration de plans de salubrité de l'eau.

Les critères d'activité des rayonnements alpha et bêta, les valeurs de CMA, les valeurs de référence de l'annexe C, la formule de calcul de la somme et le niveau de référence ont été élaborés en fonction de l'exposition annuelle. Il est important de garder cela à l'esprit lors de la caractérisation initiale d'une source d'eau. Il peut être nécessaire de répéter les mesures alpha et bêta macroscopiques et les analyses des radionucléides pour saisir les fluctuations et établir correctement une base de référence. Il est recommandé de prélever des échantillons et de prendre des mesures une fois par saison pendant la première année pour les sources d'eau qui approchent ou dépassent la CMA.

La dose pour les nourrissons (moins de 1 an) est relativement plus élevée que celle pour les enfants plus âgés et les adultes à la CMA. Si le critère de dépistage est dépassé pour l'activité alpha brute ou l'activité bêta brute, il est recommandé que l'eau d'une autre source (par exemple de l'eau embouteillée) soit employée dans les préparations pour nourrissons. Les enfants (âgés de plus d'un an) et les adultes peuvent continuer de consommer et d'utiliser l'eau.

Une surveillance continue ou un examen périodique peut être nécessaire s'il y a des raisons de s'attendre à ce que les niveaux de radionucléides changent (par exemple, pour confirmer qu'un système de traitement fonctionne correctement) ou pour répondre aux exigences réglementaires. Ce sujet est abordé à la section 6.

**Figure 3 :** Organigramme pour l'évaluation des paramètres radiologiques dans les sources d'eau potable



<sup>a</sup>Les mesures de l'activité bêta brute doivent être corrigées pour tenir compte de la présence de potassium-40 (OMS, 2022). Voir les détails relatifs aux techniques particulières de mesure, telles que celles indiquées dans le tableau 3.

<sup>b</sup>Pour l'ajout à des préparations pour nourrissons, envisager l'utilisation d'une autre source d'eau (comme l'eau embouteillée).

### 3.1 Dépistage des activités alpha brute et bêta brute

Puisque tous les principaux radionucléides ciblés dans l'évaluation systématique de l'eau potable émettent des particules alpha et/ou bêta, un échantillon d'eau peut généralement être rapidement analysé à l'aide de méthodes d'analyse qui mesurent l'activité alpha ou bêta brute (voir la section 4.1).

Le dépistage des activités alpha brute et bêta brute est un moyen relativement peu coûteux de cibler les échantillons d'eau qui ne nécessitent pas d'études plus



approfondies à l'aide de tests plus coûteux. Si les résultats des mesures de l'activité alpha et bêta brute sont inférieurs aux critères de sélection, l'eau répond aux recommandations.

Le critère de dépistage établi pour chaque essai correspond à une dose annuelle d'au plus 0,3 mSv, soit environ un tiers de la dose de référence. Santé Canada fonde le critère de dépistage de l'activité alpha brute sur le polonium 210 (Po-210) (0,5 Bq/L) et le critère de dépistage de l'activité bêta brute sur le Ra-228 (1 Bq/L), car ces radionucléides ont les coefficients de dose les plus élevés parmi ceux associés à une CMA ou une valeur de référence à l'annexe C (CIPR, 2012, 2017). Cette approche est conservatrice.

Les résultats qui dépassent les critères de dépistage ne signifient pas nécessairement que les CMA sont dépassés. Il existe un certain nombre de raisons pour lesquelles les mesures de l'activité alpha ou bêta brute sont supérieures aux critères, dont certaines sont décrites à l'annexe D. Les dépassements doivent être examinés en prenant au moins l'une des mesures suivantes : répéter l'analyse (s'il y a suffisamment d'échantillon); répéter la procédure de dépistage à différents moments de l'année (pour mieux caractériser les niveaux annuels moyens); ou effectuer une analyse spécifique aux radionucléides. Les décisions sur la meilleure façon de procéder doivent être prises en tenant compte des ressources disponibles et en consultation avec les autorités, le cas échéant.

## 3.2 Analyse de radionucléides particuliers

Si l'eau ne répond pas aux critères de dépistage, l'étape suivante consiste à mesurer des radionucléides spécifiques et à comparer leurs niveaux d'activité avec les CMA (voir la section 4.2).

Les CMA pour les radionucléides individuels ont été calculées à l'aide de coefficients de dose pour les adultes (CIPR, 2012, 2017), en supposant un apport en eau potable de 1,53 L/jour (ou 558 L/an) et un niveau de référence de 1 mSv par année.

La CMA d'un radionucléide donné dans l'eau potable est calculée selon la formule suivante :

CMA (Bq/L) =

1 mSv/an

-----  
558 L/an × CD (Sv/Bq) × 1000 mSv/Sv

où :

- 1 mSv/an est le niveau de référence.

- 558 L/an représente la consommation annuelle d'eau potable d'un adulte (à raison de 1,53 L/jour). Cette valeur est conforme à celle utilisée par Santé Canada dans d'autres recommandations pour l'eau potable (Santé Canada, 2021a).
- CD est le coefficient de dose d'ingestion pour un membre du public selon la norme 119 de la CIPR. Il fournit une estimation de la dose efficace engagée sur 50 ans pour un adulte, résultant d'une ingestion unique de 1 Bq d'un radionucléide donné.

### 3.2.1 Formule de sommation

Les effets radiologiques de deux radionucléides ou plus dans la même source d'eau potable sont supposés être additifs. Par conséquent, pour qu'il y ait conformité aux recommandations, la formule de sommation suivante doit être satisfaite :

$$\sum_i \frac{C_i}{CMA_i} \leq 1$$

où  $C_i$  et  $CMA_i$  sont les concentrations observées et les concentrations maximales acceptables, respectivement, de chaque radionucléide contributeur. La sommation devrait uniquement inclure les radionucléides détectés avec un intervalle de confiance à 95 % au minimum. Les limites de détection des radionucléides non détectés ne doivent pas être utilisées dans le terme de concentration ( $C_i$ ), car, dans certains cas, un échantillon pourrait ne pas satisfaire au critère de sommation même s'il n'y a aucun radionucléide.

Les CMA chimiques ne devraient pas être incluses dans la formule de sommation radiologique. Par exemple, l'uranium naturel total n'a pas de CMA radiologique, mais plutôt une CMA chimique, qui est plus restrictive. Étant donné que l'uranium génère une très faible dose radiologique (~0,01 mSv/an) à la CMA chimique, l'uranium ne devrait pas être inclus dans la formule de sommation.

## 3.3 Évaluation des doses et décisions d'atténuation

Les CMA ont été calculées à l'aide des valeurs par défaut de certains paramètres, comme les taux de consommation. Si les concentrations de radionucléides dépassent la CMA (ou 1, si l'on utilise la formule d'établissement de la somme), il pourrait être utile de caractériser les doses avec plus de précision. Les résultats, lorsqu'ils sont comparés au niveau de référence, peuvent éclairer le choix des étapes à venir. L'évaluation de la dose dépendra de nombreux facteurs, y compris les radionucléides présents dans l'eau potable et les variations saisonnières des concentrations mesurées. Il est recommandé

de communiquer avec un expert en radioprotection pour effectuer cette évaluation et formuler des recommandations, en consultation avec les autorités, le cas échéant. Dans le cas des puits privés, la tolérance au risque des personnes desservies et les répercussions des mesures d'atténuation, y compris les coûts, sont des facteurs importants à prendre en compte pour choisir la meilleure façon de procéder. Les dépassements devraient généralement donner lieu à des mesures d'atténuation dans les réseaux publics ou les réseaux communautaires de plus grande taille. Les options de traitement sont abordées à la section 5.

## 4.0 Considérations relatives à l'analyse et au traitement

Le tableau 3 présente un bref résumé des méthodes d'analyse utilisées pour effectuer les mesures des activités alpha brute et bêta brute des radionucléides avec les CMA ou les valeurs de référence à l'annexe C. Les méthodes validées qui s'y trouvent proviennent de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA), de l'Organisation internationale de normalisation (ISO) et de l'American Society for Testing and Materials (ASTM). Les laboratoires canadiens et américains se fient souvent directement à ces méthodes ou peuvent les utiliser comme base pour élaborer, valider ou tester leurs propres méthodes. Les échantillons d'eau doivent être prélevés conformément aux directives fournies à la section 3.0. Les échantillons d'eau doivent être analysés par un laboratoire accrédité pour l'analyse des radionucléides dans l'eau potable. Le laboratoire peut fournir plus de renseignements sur la procédure de prélèvement, y compris le contenant et le volume de l'échantillon.

Les limites de détection mentionnées aux sections 4.1 et 4.2 correspondent à celles des méthodes de référence. En pratique, les limites de détection peuvent varier en fonction des paramètres de l'échantillon, du temps de comptage et des modifications apportées à la méthode de référence par le laboratoire.

### 4.1 Mesure des activités alpha brute et bêta brute

Pour déterminer les activités alpha brute et bêta brute dans l'eau potable (à l'exception du radon), on peut laisser évaporer un volume connu de l'échantillon jusqu'à dessiccation et mesurer l'activité du résidu. Comme le rayonnement alpha est facilement absorbé par une mince couche de matière solide, la fiabilité et la sensibilité de la méthode peuvent être réduites lorsque l'activité alpha est mesurée dans les échantillons contenant une grande quantité de matières dissoutes totales (MDT). Certaines méthodes prévoient la soustraction du potassium-40 (K-40) pour une mesure précise de l'activité bêta brute. Le potassium total dans l'échantillon selon la masse peut être mesuré par spectrophotométrie d'absorption atomique, après quoi l'activité du K-40 (Bq) peut être calculée à l'aide du facteur de 27,6 becquerels par gramme (Bq/g). Les méthodes recommandées pour la détermination des activités alpha brute et bêta brute sont présentées dans le tableau 3. La limite de détection varie selon les laboratoires en fonction de l'équipement et des procédures utilisés. En moyenne, une comparaison entre

les laboratoires situe la limite de détection entre 1,4 et 340 millibecquerels par litre (mBq/L) pour l'activité alpha brute et entre 0 et 424 mBq/L pour l'activité bêta brute (Jobbagy, 2016).

**Tableau 3.** Méthodes de référence pour la mesure des activités alpha brute et bêta brute

| Paramètre                           | Méthode de référence | Préparation     | Détection                               |
|-------------------------------------|----------------------|-----------------|-----------------------------------------|
| Activité alpha brute                | ISO 9696 (2017)      | Évaporation     | Mesure par compteur proportionnel à gaz |
|                                     | APHA 7110 C (1998)   | Coprécipitation | Mesure par compteur proportionnel à gaz |
| Activité bêta brute                 | ISO 9697 (2018)      | Évaporation     | Mesure par compteur proportionnel à gaz |
| Activités alpha brute et bêta brute | EPA 900.0 (1980a)    | Évaporation     | Mesure par compteur proportionnel à gaz |
|                                     | ASTM D7283 (2017)    | Évaporation     | Comptage par scintillation liquide      |

Bien que la détection des activités alpha brute et bêta brute puisse réduire le besoin d'analyses de radionucléides particuliers, qui sont plus coûteuses, elle présente plusieurs inconvénients en tant qu'outil de mesure. Ces inconvénients incluent notamment des résultats faussement positifs, en particulier lors de la mesure des activités alpha brute et bêta brute en présence de radon dissous. De faux positifs de l'ordre de dizaines de Bq/L sont assez courants, mais, dans bon nombre de ces cas, des analyses détaillées montreront que tous les radionucléides d'intérêt sont conformes à la CMA.

## 4.2 Méthodes d'analyse de radionucléides spécifiques

L'analyse spécifique par radionucléide doit être limitée à ceux pour lesquels une valeur de CMA est définie (tableau 4), à moins qu'il n'y ait une connaissance préalable de la source de contamination (voir l'annexe C pour obtenir de plus amples renseignements). Les méthodes d'analyse pour détecter les radionucléides associés à une CMA sont énumérées au tableau 5.

**Tableau 4.** Radionucléides contribuant possiblement au dépassement des critères de dépistage

| Dépassement          | Radionucléides |
|----------------------|----------------|
| Activité alpha brute | Radium-226     |
| Activité bêta brute  | Plomb-210      |
|                      | Radium-228     |

**Tableau 5.** Méthodes de référence pour les analyses de radionucléides spécifiques

| Radionucléide     | Méthode de référence                                                                      | Préparation                                                  | Méthode de détection                                                                          | LD                                          | Remarques                                                                                                                                                             |
|-------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Plomb-210         | ASTM D7535 (2015)<br><br>ISO 13163 (2021c)                                                | Extraction en phase solide<br><br>Extraction en phase solide | Mesure par compteur proportionnel à gaz<br><br>Comptage par scintillation liquide             | 37 mBq/L<br><br>20 à 50 mBq/L               | Si une forte présence de radon est soupçonnée, il est recommandé d'agiter l'échantillon pour éliminer le radon dissous, avant de l'entreposer. (Drage et coll., 2005) |
| Radium-226 et 228 | ISO 22908 (2020b)                                                                         | Coprécipitation et resuspension                              | Comptage par scintillation liquide                                                            | 0,01 Bq/kg (Ra-226),<br>0,06 Bq/kg (Ra-228) | Sans objet                                                                                                                                                            |
| Radium-226        | ASTM D2460-07 (2013a)/<br>EPA 903.0 (1999)<br><br>ASTM D3454 (2022)/<br>EPA 903.1 (1980c) | Coprécipitation<br><br>Émanation du radon                    | Spectrométrie alpha ou mesure par compteur proportionnel à gaz<br><br>Chambre à scintillation | Méthode ASTM :<br>3,7 à 37 mBq/L            | Sans objet                                                                                                                                                            |
| Radium-228        | EPA 904.0 (2022)                                                                          | Coprécipitation                                              | Mesure par compteur                                                                           | Valeur non indiquée                         | Sans objet                                                                                                                                                            |

| Radionucléide | Méthode de référence | Préparation | Méthode de détection | LD | Remarques |
|---------------|----------------------|-------------|----------------------|----|-----------|
|               |                      |             | proportionnel à gaz  |    |           |

Bq/L – becquerels par litre; mBq/L – millibecquerels par litre; Bq/mL – becquerels par millilitre; Bq/kg – becquerels par kilogramme; LD – limite de détection; Ra-226 – radium 226; Ra-228 – radium-228

## 5.0 Considérations relatives au traitement

Plusieurs technologies sont disponibles pour réduire les concentrations de contaminants radiologiques dans l'eau potable à l'échelle municipale et résidentielle. À l'échelle municipale, les technologies comprennent l'adsorption, l'échange d'ions, l'osmose inverse (OI), la précipitation et l'adoucissement à la chaux. Le choix d'un procédé de traitement approprié dépendra de nombreux facteurs, notamment la source d'eau brute et ses caractéristiques, la nature des radionucléides présents dans l'eau et les conditions opérationnelles de la méthode de traitement choisie. Il est essentiel de procéder à des études pilotes et à l'échelle de banc d'essai pour s'assurer que la source d'eau peut être traitée avec succès et pour optimiser les conditions d'opération. De plus, la manipulation et l'élimination des résidus de traitement (déchets produits par le traitement) doivent être soigneusement examinées lors de l'enlèvement des radionucléides de l'eau potable, car un faible niveau de radioactivité peut être présent (voir la section 5.4 pour plus de détails).

À l'échelle résidentielle, on s'attend à ce que les dispositifs de traitement certifiés à OI ou à distillation enlèvent efficacement le radium et le plomb. On ne s'attend généralement pas à ce que les appareils présentent une radioactivité suffisante pour justifier des précautions particulières de la part des propriétaires. Les déchets liquides et solides des dispositifs de traitement peuvent être éliminés dans les égouts ou les fosses septiques et dans les sites d'enfouissement municipaux, selon le cas.

### 5.1 Propriétés chimiques des radio-isotopes

Aux fins du traitement, l'isotope radioactif d'un élément a le même comportement chimique et physico-chimique que l'élément stable. De plus, bien que les radioisotopes aient des taux de désintégration et des modes de désintégration différents, l'enlèvement de 95 % du Ra-226, par exemple, entraîne également un enlèvement de 95 % du Ra-228 lorsqu'ils sont présents ensemble, quel que soit le rapport de leurs activités initiales (Clifford, 2004).

### 5.2 Échelle municipale

La plupart des radionucléides peuvent être enlevés efficacement dans les installations municipales de traitement de l'eau. Les technologies les plus efficaces disponibles pour l'enlèvement des radionucléides à cette échelle sont l'IX, l'OI et l'adoucissement à la chaux et par précipitation (US EPA, 2000b; OMS, 2022). L'efficacité de l'enlèvement est influencée par les caractéristiques de la source d'eau, y compris le pH, la concentration dans l'affluent, la concentration d'ions concurrents (en particulier le sulfate) et l'alcalinité. En général, les résines échangeuses d'ions présentent une certaine sélectivité pour divers ions, selon la concentration ionique de la solution et le type de résine choisi. La capacité de l'échange d'ions et la sélectivité de la résine sont des considérations importantes lors du choix d'une résine pour l'enlèvement d'un radionucléide spécifique.

Pour l'OI, l'efficacité d'enlèvement rapportée varie généralement de 70 % à 99 % (Annamäki, 2000). L'efficacité de l'enlèvement par IX peut atteindre 95 %, selon les données disponibles, mais dépend du matériau échangeur d'ions utilisé (US EPA, 2000a).

Les technologies d'OI et d'échange d'ions peuvent réduire le pH de l'eau et augmenter la corrosion. Dans le processus d'échange d'anions, la résine échangeuses d'ions fraîchement régénérée enlève les ions bicarbonate en plus des contaminants. En conséquence, une réduction du pH et de l'alcalinité totale se produit au cours des 100 premiers volumes de lit (BV) d'un cycle, et il peut s'avérer nécessaire d'augmenter le pH de l'eau traitée au début d'un cycle pour éviter la corrosion (Clifford, 1999; Wang et coll., 2010; Clifford et coll., 2011). De même, la régénération fréquente d'une résine échangeuse d'ions entraîne une diminution importante et continue du pH de l'eau, ce qui a aussi une incidence sur la corrosion (Lowry, 2009, 2010). Puisque l'OI enlève continuellement et complètement l'alcalinité de l'eau, elle entraînera sans cesse une diminution du pH et une augmentation de la corrosivité de l'eau traitée. Par conséquent, le pH de l'eau produite doit être ajusté pour éviter les problèmes de corrosion, comme le relargage de plomb et de cuivre, dans le réseau de distribution (Schock et Lytle, 2011).

### 5.2.1 Plomb

Sur le plan chimique, l'isotope Pb-210 se comporte comme le plomb élémentaire. Pour cette raison, les technologies de traitement qui enlèvent le plomb élémentaire enlèvent également l'isotope radioactif. Le traitement conventionnel de l'eau, y compris la décantation, la coagulation et la filtration par sulfate d'aluminium (alun) ou par sulfate ferrique, est raisonnablement efficace pour enlever le plomb de l'eau potable. L'adsorption, l'échange d'ions et l'adoucissement à la chaux à pH élevé sont également efficaces pour enlever le plomb. De plus amples renseignements sur le traitement se trouvent dans le Document technique sur le plomb (Santé Canada, 2019).

### 5.2.2 Radium



Le processus d'adoucissement à la chaux précipite le radium avec la dureté calcique et magnésienne et est également efficace pour enlever les contaminants inorganiques (par exemple, l'arsenic, le baryum, le chrome) des sources d'eau potable. Brink et ses collaborateurs (1978) ont signalé que l'adoucissement à la chaux a permis d'enlever le radium dans une mesure de 75 % à 96 % avec un enlèvement accru à un pH plus élevé (pH de 9,4 et de 10,6, respectivement). Le procédé d'adoucissement à la chaux peut être peu pratique à moins que la réduction de la dureté ne soit un objectif de traitement simultané. L'adoucissement de la chaux peut nécessiter une recarbonatation (pour réduire le pH) et l'ajout d'inhibiteurs de corrosion pour protéger le réseau de distribution de la corrosion liée à l'enlèvement de la dureté et de l'alcalinité (US EPA, 2012).

Le procédé d'échange d'ions pour enlever le radium utilise un matériau échangeur cationique fortement acide (c'est-à-dire que la résine est régénérée par une solution acide ou le NaCl) (Annanmäki, 2000; Clifford, 2004; Civardi, 2022). En plus de l'échange d'ions, de OI et de l'adoucissement à la chaux, le tableau 6 montre les technologies de traitement qui peuvent enlever à la fois le Ra-226 et le Ra-228, à savoir la filtration sur sable vert, la précipitation au sulfate de baryum, l'électrodialyse et l'électrodialyse inverse et la filtration à l'oxyde de manganèse hydraté (US EPA, 2000b).

**Tableau 6.** Technologies de traitement et efficacité d'enlèvement du radium

| Méthode de traitement                                    | Efficacité d'enlèvement | Commentaire                                                                                    |
|----------------------------------------------------------|-------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Adoucissement par échange d'ions (Na <sup>+</sup> , SAC) | > 95 %                  | Opérer jusqu'à la percée de dureté; régénération au NaCl                                       |
| Précipitation sous forme de Ba(Ra)SO <sub>4</sub>        | 50 %–95 %               | Ajout de BaCl <sub>2</sub> à l'eau d'alimentation avant la filtration                          |
| Adsorption sur MnO <sub>2</sub>                          | 50 %–95 %               | Utilisation de MnO <sub>2</sub> préformé ou d'un milieu filtrant recouvert de MnO <sub>2</sub> |
| OI                                                       | > 99 %                  | Méthode efficace, mais posant certaines difficultés opérationnelles                            |

Adapté de Clifford (2004); OI – osmose inverse; SAC – résine échangeuse de cations fortement acide

### 5.2.3 Radon

L'aération haute performance est considérée comme la meilleure technologie disponible pour enlever le radon des approvisionnements d'eau souterraine. Les méthodes d'aération haute performance comprennent l'aération par tour à garnissage et l'aération

par barbotage multiétage,, permettant un enlèvement allant jusqu'à 99,9 %. Cependant, ces méthodes peuvent également générer une quantité importante de radon en suspension dans l'air. L'adsorption sur charbon actif en grains (CAG), avec ou sans échange d'ions, permet aussi d'enlever une grande part du radon, mais avec une moindre efficacité, et les grandes quantités de CAG qu'elle requiert font qu'elle convient assez mal aux systèmes de grande capacité.

Dans certaines circonstances particulières, l'emploi du CAG, de même que le CAG installé au point d'entrée, pourraient convenir à de très petits systèmes (US EPA, 1999).

### 5.3 Considérations relatives aux réseaux de distribution

Les radionucléides présents dans l'eau traitée peuvent se déposer dans le réseau de distribution, où ils s'accumulent (Friedman et coll., 2010). Des concentrations plus élevées de radionucléides dans l'eau entrant dans le réseau de distribution augmentent le potentiel d'accumulation. Si des changements chimiques ou des perturbations physiques surviennent, une remobilisation des radionucléides dans l'eau peut se produire, ce qui pourrait entraîner une augmentation de leurs concentrations au robinet. Les épisodes d'eau colorée (eau rouge ou grise) sont susceptibles d'être accompagnés d'une libération de contaminants accumulés, y compris des radionucléides, car ils sont facilement adsorbés sur les dépôts d'aluminium, de fer et de manganèse (Santé Canada, 2019, 2021b, 2025). La présence de solides d'aluminium est généralement associée aux systèmes d'approvisionnement en eau (de surface) qui appliquent un coagulant d'aluminium pendant le traitement ou qui ont des niveaux mesurables élevés d'aluminium dans leur eau traitée, ainsi qu'aux systèmes de distribution comprenant des tuyaux revêtus de ciment ou de mortier de ciment (Friedman et coll., 2010). Cependant, de l'aluminium naturel peut également être présent dans les eaux souterraines et entraîner la production de sédiments d'aluminium (Santé Canada, 2021b).

Les radionucléides qui, lorsqu'ils sont présents, peuvent être adsorbés et s'accumuler dans les réseaux de distribution comprennent le Pb-210, le Ra-226 et le Ra-228 (Valentine et Stearns, 1994; Field et coll., 1995; Reiber et Dostal, 2000). Friedman et ses collaborateurs (2010) ont constaté que le Ra-226 était le sixième élément trace le plus concentré dans les échantillons de dépôt, avec une concentration médiane de 9,1 picocuries par gramme (pCi/g) (0,33 Bq/g). Les concentrations médianes dans l'eau associées aux solides de rinçage des bornes d'incendie et aux échantillons de tuyaux étaient de 3,7 pCi/L (0,14 Bq/L) et de 0,39 pCi/L (0,01 Bq/L), respectivement (soit une différence de plus d'un facteur dix).

L'accumulation de contaminants radiologiques et inorganiques à l'état de traces dans le réseau de distribution d'eau potable est influencée par de nombreux facteurs. Ces facteurs comprennent les concentrations de contaminants dans l'eau traitée, les conditions de qualité de l'eau dans le réseau de distribution, le matériau de composition des tuyaux, de la cooccurrence de fer, de manganèse et d'aluminium dans les dépôts des tuyaux, ainsi que des conditions de pH et d'oxydoréduction dans l'eau. Les

principaux mécanismes par lesquels les contaminants à l'état de traces (par exemple, les radionucléides, l'arsenic, le plomb) s'accumulent dans le réseau de distribution sont l'adsorption et la coprécipitation dans les solides du substrat, en particulier les particules de fer et les dépôts de corrosion (par exemple, les oxydes de fer hydratés), les solides d'aluminium et de manganèse (par exemple, les oxydes de manganèse hydratés) (Hill et coll., 2010; Kim et Herrera, 2010; Friedman et coll., 2010, 2016; Han et coll., 2018; Gao et coll., 2019).

Des études ont montré que des changements dans la chimie de l'eau (pH et oxydoréduction) ou les procédés de traitement de l'eau, ou des perturbations physiques, peuvent libérer ces radionucléides des dépôts des tuyaux et provoquer une remobilisation et des concentrations élevées au robinet. Par conséquent, une coloration de l'eau ne doit pas être considérée comme sécuritaire pour la consommation ou traitée uniquement comme un problème esthétique. Un tel événement devrait déclencher un échantillonnage de détection des métaux et des radionucléides et pourrait nécessiter des activités supplémentaires d'entretien du réseau de distribution. Lorsque des radionucléides sont présents dans la source d'eau, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable doivent déterminer s'ils doivent également être inclus dans leurs plans de gestion du réseau de surveillance et de distribution.

## 5.4 Gestion des résidus

Pour évaluer les options d'élimination et les exigences réglementaires, il faut d'abord caractériser le flux de déchets (résidus) générés. La caractérisation doit tenir compte de la technologie de traitement utilisée, des caractéristiques de la source d'eau (y compris les concentrations de contaminants radiologiques dans l'eau brute et la présence cooccurrence d'autres radionucléides), ainsi que des concentrations d'autres contaminants dans les résidus. Les technologies de traitement produisent une variété de résidus de déchets solides (milieux filtrants, résine usée, membranes épuisées et boues) et de résidus de déchets liquides (saumure, eau de lavage, eau de rinçage, flux de neutralisation acide et concentré) et peuvent produire des champs gamma élevés dans le milieu filtrant. Les caractéristiques et la concentration du radionucléide dans les résidus varient selon la technologie de traitement utilisée et son efficacité, qui est associée à des facteurs tels que la fréquence de remplacement du milieu, la régénération et le lavage à contre-courant du filtre.

Les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient soumettre leurs technologies de traitement à des essais pilotes afin de déterminer, par exemple, le calendrier de régénération des procédés d'échange d'ions et les déchets résiduels qui y sont associés. Le traitement, l'entreposage, l'élimination ou le transport du flux de déchets peuvent exiger des précautions particulières. Les opérateurs pourraient avoir besoin d'une formation spéciale sur la gestion de ces résidus. Les responsables d'installations de traitement de l'eau potable devraient évaluer les résidus qui y sont produits afin de déterminer s'ils doivent être traités comme des matières radioactives naturelles (MRN) aux fins de l'élimination (p. ex. Santé Canada, 2014). Le cas échéant, il faudrait consulter les autorités compétentes pour connaître les exigences relatives à

l'élimination. Une liste des organismes provinciaux et territoriaux de réglementation de la radioprotection se trouve sur le site Web du Comité de radioprotection fédéral-provincial-territorial (<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-et-risque-pour-sante/radiation/comprendre/comite-radioprotection-federal-provincial-territorial.html>). Un outil Web peut également être utilisé pour estimer l'efficacité de l'enlèvement des radionucléides et des co-contaminants de l'eau potable, ainsi que les concentrations radioactives dans les déchets résiduels (US EPA, 2005).

## 5.5 Échelle résidentielle

Dans les cas où l'on souhaite enlever les radionucléides de l'eau potable à l'échelle résidentielle – par exemple, lorsque l'eau potable provient d'un puits privé – l'utilisation d'un dispositif de traitement résidentiel peut être envisagée. Les unités classées comme résidentielles peuvent avoir une capacité nominale de traitement supérieure à la capacité nécessaire pour une seule résidence; on peut donc également les utiliser dans les systèmes de petite taille.

Avant l'installation du dispositif de traitement, il convient de faire analyser l'eau pour en déterminer les caractéristiques chimiques générales et les concentrations de radionucléides. Un laboratoire accrédité devrait analyser périodiquement l'eau entrant dans le dispositif et l'eau traitée pour vérifier l'efficacité du traitement. Les dispositifs peuvent perdre leur capacité d'enlèvement avec le temps et doivent être entretenus et/ou remplacés. Les consommateurs devraient vérifier la durée de vie prévue des composants du dispositif de traitement et l'entretenir au besoin selon les recommandations du fabricant.

Santé Canada ne recommande aucune marque particulière de dispositif de traitement de l'eau potable. Cependant, il conseille fortement aux consommateurs d'utiliser des dispositifs de traitement qui ont été certifiés par un organisme de certification accrédité. Cette certification garantit que le dispositif de traitement répond aux normes appropriées de NSF International (NSF) et de l'American National Standards Institute (ANSI). Ces normes visent à établir des exigences minimales relatives aux matériaux, à la conception et à la fabrication des dispositifs de traitement de l'eau potable. La certification des unités de traitement est effectuée par une tierce partie et garantit que les matières contenues dans l'unité ne libèrent pas de contaminants dans l'eau potable (c'est-à-dire, la sécurité des matériaux). Les normes précisent également les exigences de rendement, c'est-à-dire l'efficacité d'enlèvement à atteindre pour certains contaminants qui peuvent être présents dans les approvisionnements en eau.

Les organismes de certification (tiers), qui doivent eux-mêmes être accrédités par le Conseil canadien des normes, garantissent qu'un produit est conforme aux normes en vigueur. Les organismes accrédités au Canada comprennent les suivants :

- Groupe CSA
- NSF International
- Water Quality Association

- UL LLC
- Bureau de normalisation du Québec
- International Association of Plumbing and Mechanical Officials
- ALS Laboratories Inc.

Il est possible d'obtenir une liste à jour des organismes de certification accrédités auprès du Conseil canadien des normes.

Les types d'appareils les plus courants disponibles pour le traitement à l'échelle résidentielle comprennent les systèmes d'échange d'ions et d'osmose inverse. En général, l'efficacité d'enlèvement des technologies de traitement au point d'utilisation et au point d'entrée devrait être similaire à celle des technologies de traitement à l'échelle municipale.

À l'échelle résidentielle, on ne s'attend généralement pas à ce que les appareils présentent une radioactivité suffisante pour justifier des précautions particulières de la part des propriétaires. Les déchets liquides et solides des unités de traitement au point d'utilisation ou au point d'entrée peuvent être éliminés dans les systèmes d'égout ou les fosses septiques et les sites d'enfouissement municipaux, respectivement.

### 5.5.1 Plomb-210

Aucun dispositif de traitement n'est actuellement certifié spécifiquement pour l'enlèvement du Pb-210. Cependant, comme cet isotope se comporte comme le plomb élémentaire sur le plan chimique, les dispositifs certifiés pour l'enlèvement du plomb enlèveront également l'isotope radioactif.

Les appareils de traitement de l'eau potable peuvent être certifiés selon la norme NSF/ANSI 53 (Drinking Water Treatment Units – Health Effects) (adsorption) ou NSF/ANSI 58 (Reverse Osmosis Drinking Water Treatment Systems) pour l'enlèvement du plomb (NSF, 2023a, 2024a). Un certain nombre d'appareils de traitement résidentiel certifiés sont disponibles pour enlever le plomb de l'eau potable par adsorption (c'est-à-dire, bloc de carbone/résine) et par osmose inverse. Une infographie est disponible pour aider à choisir un filtre d'adsorption certifié pour l'enlèvement du plomb (<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/infographie-procurer-filtre-eau-potable.html>). Des dispositifs de traitement de l'eau potable certifiés selon la norme NSF/ANSI 62 (Drinking Water Distillation Systems) peuvent également être utilisés, car cette technologie de distillation est également efficace pour enlever le plomb à l'échelle résidentielle (NSF, 2023b). Toutefois, aucun système de distillation certifié n'est actuellement disponible.

### 5.5.2 Radium

Des dispositifs de traitement de l'eau potable certifiés pour enlever le Ra-226 et le Ra-228 de l'eau potable à l'aide des technologies d'échange d'ions et d'osmose inverse sont disponibles. Les dispositifs certifiés conformes à la norme NSF/ANSI 58 (Reverse

Osmosis Drinking Water Treatment Systems) et à la norme 44 (Residential Cation Exchange Water Softeners) sont capables de réduire les niveaux de radium d'une concentration de 25 pCi/L (925 mBq/L) à une concentration maximale de 5 pCi/L (185 mBq/L) ou moins (NSF, 2024a,b).

### 5.5.3 Radon

La meilleure approche pour lutter contre le dégazage du Rn-222 est d'effectuer un dépistage dans l'air et d'éliminer la source de radon dans la maison (voir la section 1.2.3). Cependant, si un propriétaire choisit d'enlever le Rn-222 de l'eau potable, il existe des dispositifs de traitement de l'eau potable certifiés. En général, la technologie de traitement utilisant la technologie d'adsorption au charbon actif est efficace. Les dispositifs de traitement certifiés conformes à la norme NSF/ANSI 53 (Drinking Water Treatment Units – Health Effects) (adsorption) peuvent réduire les concentrations de radon d'une concentration dans l'affluent de 4 000 pCi/L (148 Bq/L) à une concentration maximale inférieure à 300 pCi/L (11 Bq/L) (NSF, 2023a).

Ces systèmes de filtration peuvent être installés au robinet (point d'utilisation) ou à l'endroit où l'eau pénètre dans la maison (point d'entrée). Les systèmes de point d'entrée sont préférés pour les composés volatils tels que le Rn-222. Ils enlèvent le Rn-222 de l'eau pour les usages domestiques tels que le bain et la lessive ainsi que pour la cuisine et la consommation, empêchant ainsi sa libération à l'intérieur de la maison. Lorsque les dispositifs de traitement certifiés au point d'entrée ne sont pas disponibles à l'achat, les systèmes peuvent être conçus et construits à partir de matériaux certifiés. Une vérification périodique de l'eau qui entre dans le dispositif ainsi que l'eau traitée par un laboratoire accrédité est recommandée, afin de confirmer l'efficacité du système de traitement.

## 6.0 Stratégies de gestion

Tous les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient mettre en œuvre un plan complet et à jour de gestion des risques pour la salubrité de l'eau. Il convient d'adopter une approche de gestion « de la source au robinet » pour assurer le maintien de la salubrité de l'eau (CCME, 2004; OMS, 2012, 2022, 2023). Ces approches nécessitent une évaluation du réseau pour caractériser la source d'eau, décrire les barrières de traitement qui préviennent ou réduisent la contamination, déterminer les conditions pouvant entraîner une contamination, documenter les zones à risque et mettre en œuvre des mesures de contrôle. Une surveillance opérationnelle est ensuite établie, et des protocoles opérationnels et de gestion sont institués (par exemple, procédures opérationnelles standardisées, mesures correctives et interventions en cas d'incident). Une surveillance de la conformité ainsi que d'autres protocoles permettant de valider le plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sont mis en œuvre (par exemple, la tenue de registres, la satisfaction des consommateurs). Les opérateurs doivent aussi recevoir une formation pour assurer en tout temps l'efficacité du plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau (Smeets et coll., 2009).



## 6.1 Stratégies de contrôle

Dans les sources d'eau dont la concentration de radionucléides est supérieure aux valeurs acceptables, une ou plusieurs options de traitement (voir la section 5.0) peuvent être mises en œuvre. Des stratégies de non-traitement, telles que le mélange contrôlé avant les points d'entrée du système ou le recours à d'autres sources d'eau, peuvent aussi être envisagées (voir « Application de la recommandation ». Lorsque l'option d'une technologie de traitement est retenue, des essais pilotes doivent être effectués pour s'assurer que la source d'eau peut être traitée avec succès et que la conception du procédé est établie. Il faut accorder une attention particulière à la qualité et à la compatibilité d'une nouvelle source avant d'apporter tout changement (c'est-à-dire, passage à une autre source, mélange ou raccordement) à une source d'eau existante. Par exemple, si la nouvelle source d'eau a un profil chimique différent de celui des sources existantes, elle peut entraîner la déstabilisation ou la désorption du Ra-226 ou du Ra-228 (et des contaminants métalliques) provenant des dépôts de fer du réseau de distribution.

Comme il est indiqué à la section 5.3, les radionucléides sont adsorbés facilement sur les dépôts d'aluminium, de fer et de manganèse. La gestion des concentrations de ces métaux dans le réseau de distribution réduira au minimum la possibilité d'une accumulation et d'une libération de radionucléides dans l'eau distribuée (Santé Canada 2019, 2021b, 2025). Il est essentiel de bien concevoir les puits d'eau souterraine durant la phase de construction pour réduire au minimum les sédiments d'aluminium produits (et accumulés) après les périodes de repos, lors du démarrage et du pompage de routine des puits (Santé Canada, 2021b).

En général, le réseau de distribution devrait être géré de manière à ce que l'eau potable soit transportée de l'installation de traitement au consommateur avec une perte de qualité minimale. Les activités d'entretien du réseau de distribution, par exemple, un programme de nettoyage et de rinçage périodiques des conduites principales, peuvent aider à réduire durablement l'accumulation et la libération de contaminants tels que le radium (Hill et coll., 2018). Le maintien d'une composition chimique constante dans le réseau de distribution est également important pour réduire le risque de déstabilisation et de désorption des métaux qui agissent comme un puits comme l'aluminium, le fer et le manganèse.

## 6.2 Surveillance

### 6.2.1 Caractérisation des sources eau

Les sources d'eau doivent être caractérisées pour déterminer si des radioisotopes sont présents dans l'eau et des examens périodiques sont recommandés dans les situations où les activités humaines ou les changements environnementaux pourraient augmenter



la concentration de radionucléides dans l'eau potable. Si la source d'eau potable est souterraine, une surveillance annuelle est recommandée. Dans les cas où les radioisotopes ne sont pas présents et/ou si un traitement approprié est en place, les autorités peuvent envisager de réduire la surveillance à environ cinq ans dans le cadre d'une enquête sanitaire et en consultation avec l'autorité compétente en matière d'eau potable.

À l'inverse, lorsqu'il y a des changements importants apportés au système de traitement, à l'utilisation des terres ou à d'autres conditions qui peuvent nuire à la qualité de l'eau et que les mesures s'approchent de la CMA (ou si la somme des rapports de la concentration observée à la CMA pour chaque radionucléide contributeur se rapproche de 1), la fréquence d'échantillonnage doit être maintenue ou augmentée.

Les systèmes à l'échelle municipale peuvent choisir d'adapter les critères de dépistage des activités alpha brute et bêta brute pour les utiliser lors des examens périodiques. Par exemple, si les concentrations brutes mesurées initialement sont supérieures aux critères de dépistage, mais que les tests spécifiques aux radionucléides montrent que l'eau répond aux recommandations, les concentrations brutes mesurées peuvent être utilisées comme critères de dépistage pour les examens périodiques. Cette méthode est possible parce que chaque critère de sélection représente une fraction du niveau de référence. De même, dans les cas où un ou deux radionucléides contribuent principalement à la dose totale, les examens périodiques peuvent se concentrer sur ces radionucléides. La décision concernant la méthode à utiliser est fondée sur l'efficacité et le coût.

Dans les zones où les installations génèrent des rejets environnementaux de radionucléides susceptibles de pénétrer dans les sources d'eau potable, les autorités responsables de l'eau potable peuvent conclure des accords en matière d'échange d'information. De tels accords peuvent permettre d'échanger les données de surveillance et de signaler sans tarder les rejets, afin que les exploitants d'usines de traitement de l'eau potable puissent prendre les mesures appropriées. Si une exposition continue à des niveaux supérieurs aux CMA est probable, une administration peut choisir d'appliquer des mesures supplémentaires en fonction de la concentration prévue de radionucléides dans la source d'eau et de la fréquence des dépassements afin d'atténuer les risques.

### 6.2.2 Surveillance opérationnelle/surveillance du traitement

Les systèmes de traitement de l'eau qui traitent leur eau pour enlever les contaminants radiologiques devront effectuer une surveillance fréquente de l'eau brute et de l'eau traitée pour apporter les ajustements nécessaires. Il faudrait mettre en œuvre une surveillance opérationnelle afin de confirmer si le procédé de traitement fonctionne comme prévu (par exemple, des échantillons appariés de la source d'eau et de l'eau traitée pour confirmer l'efficacité du traitement). Cela permettra de s'assurer que les procédés de traitement enlèvent efficacement les contaminants radiologiques à des concentrations inférieures à la CMA.

La fréquence de la surveillance opérationnelle dépend du procédé de traitement. Par exemple, si on opte pour l'adsorption, une surveillance doit être effectuée au moins tous les trois mois, ou une méthode pour estimer les BV jusqu'au point de percée doit être utilisée, afin de prédire la nécessité d'un remplacement du milieu filtrant.

### 6.2.3 Surveillance de la conformité

Les mesures peuvent être évaluées en fonction des critères de dépistage afin de déterminer si des mesures individuelles des radionucléides sont nécessaires. Si les critères de dépistage sont dépassés, une analyse de l'eau traitée peut être effectuée pour les radioisotopes individuels afin de déterminer la conformité à la CMA. Les dépassements des CMA doivent faire l'objet d'une surveillance supplémentaire, et une évaluation des risques doit être effectuée pour déterminer la façon la plus appropriée de gérer le dépassement.

Il est recommandé d'effectuer une surveillance de la conformité pour les radioisotopes au moins une fois par année afin de confirmer que la CMA n'est pas dépassée. La fréquence peut être réduite si aucune défaillance ne s'est produite au cours d'une période définie, déterminée par l'autorité réglementaire responsable.

### 6.2.4 Réseau de distribution

Puisque le Ra-226 et le Ra-228 peuvent s'accumuler et être libérés dans les réseaux de distribution, la surveillance devrait être effectuée à divers endroits dans les systèmes où l'aluminium, le manganèse ou le fer peuvent être présents dans les systèmes de distribution ou de plomberie (c'est-à-dire les tuyaux en béton, en fonte ou en fergalvanisé). La concentration de radioisotopes dans l'eau potable doit également être surveillée au robinet lorsque des tout épisodes d'eau colorée se produisent pour déterminer si les concentrations dépassent la CMA.

La libération de radioisotopes étant sporadique, il est difficile d'établir un programme de surveillance régulier pour détecter efficacement les radioisotopes dans l'eau du robinet résultant de la libération de fer dans le réseau de distribution.

De plus, les facteurs de risque associés à l'accumulation et à la libération dans le réseau de distribution (comme la longue période de rétention, les culs-de-sac, les zones comportant des tuyaux en fonte non revêtus) devraient être documentés et pourraient être utilisés comme indicateurs des endroits où surveiller les rejets de contaminants radiologiques. Une surveillance fondée sur les événements peut être nécessaire dans des circonstances où le risque de libération est accru, comme à la suite de perturbations hydrauliques du système et de bris de conduites principales, pendant le rinçage des bornes d'incendie ou lorsque des changements surviennent dans la chimie de l'eau, comme des changements liés au pH, à la température, au type d'eau de source ou au mélange d'eau de source non contrôlé, au chlore résiduel ou au mélange de désinfectant non contrôlé.

Les sites d'échantillonnage du réseau de distribution devraient idéalement être situés là où il y a des facteurs de risque accrus de libération de contaminants radiologiques (par exemple, des zones reconnues pour la présence de tuyaux corrodés ou tuberculés, de matériaux de tuyauterie et de biofilm, ou où le temps de séjour de l'eau est élevé) et des facteurs de risque de libération basés sur des épisodes. Une surveillance doit également être effectuée lors de tout épisode de coloration de l'eau et se poursuivre jusqu'à ce que l'épisode soit résolu, ainsi qu'en réponse aux plaintes des consommateurs. Il est important de noter que l'absence d'eau colorée ne doit pas être interprétée comme l'absence de libération de contaminants radiologiques.

La surveillance des radioisotopes devrait se faire en conjonction avec des métaux qui peuvent cooccurer dans le réseau de distribution et qui se sont révélés se libérer avec le fer (par exemple, l'arsenic, le plomb, le manganèse). Les systèmes de traitement de l'eau qui prennent des mesures préventives maintiennent des conditions hydrauliques et physiques stables et de qualité de l'eau stables et dont les données de référence indiquent que les concentrations de radioisotopes sont peu présents ou absents dans le réseau peuvent réduire la fréquence de surveillance.

### 6.2.5 Surveillance résidentielle

Les propriétaires de puits privés qui utilisent un dispositif de traitement résidentiel devraient faire vérifier l'eau qui entre dans le dispositif ainsi que l'eau traitée pour s'assurer de l'efficacité de celui-ci.

## 7.0 Considérations internationales

### 7.1 Niveau de référence

Ces recommandations sont fondées sur un niveau de référence de 1 mSv/an, ce qui est conforme aux recommandations internationales, y compris celles de la CIPR et de l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) (CIPR, 2007; AIEA, 2014 ). L'Organisation mondiale de la santé (OMS) reconnaît le niveau de référence recommandé par l'AIEA de 1 mSv/an, mais va plus loin en recommandant un niveau de référence modifié, ou « critère de dose individuelle », de 0,1 mSv/an (OMS, 2018, 2022). Cette valeur inférieure est basée sur la contrainte de dose recommandée par la CIPR dans une situation d'exposition planifiée pour la composante prolongée attribuable aux nucléides artificiels à longue durée de vie. Étant donné que les situations d'exposition planifiée et les radionucléides artificiels sont gérés par d'autres moyens et ne sont pas visés par le présent document de conseils, ces recommandations sont fondées sur la limite inférieure de la plage recommandée par la CIPR pour les niveaux de référence pour les situations d'exposition existantes (c'est-à-dire 1 à 20 mSv/an) et sur les exigences énoncées dans le document *Radioprotection et sûreté des sources de rayonnements : Normes fondamentales internationales de sûreté* (2014).

Pour de nombreuses communautés, en particulier celles qui dépendent des sources d'eau souterraine au Canada, un niveau de 0,1 mSv/an n'est pas justifié compte tenu du stress émotionnel et financier qu'il peut imposer aux communautés ou aux propriétaires. Du point de vue de la santé, une mesure de 0,1 mSv/an ou de 1 mSv/an ne pose pas un risque important. De plus, le niveau de référence de 1 mSv/an est déjà atteint dans la plupart des approvisionnements en eau potable au Canada et, dans de nombreux cas, devrait être facilement obtenu par traitement pour ceux qui dépassent ce niveau.

Le niveau de référence de 1 mSv/an est appliqué dans la présente recommandation, car il est conforme aux recommandations internationales, est raisonnablement réalisable dans la plupart des cas et ne devrait pas imposer un fardeau injuste aux communautés et aux particuliers.

## 7.2 Méthodologie

Ces recommandations ont été élaborées selon la méthodologie recommandée par l'OMS (OMS 2018, 2022). Cette méthodologie comprend :

- 1) l'établissement d'un niveau de référence;
- 2) la mesure des activités alpha brute et bêta brute des échantillons d'eau et leur comparaison aux niveaux de dépistage établis en fonction du niveau de référence;
- 3) si l'un des niveaux de dépistage est dépassé, mesurer les concentrations de chaque radionucléide et les comparer aux concentrations recommandées arrondies qui correspondent au niveau de référence.

La prudence est de mise lorsqu'on tente de comparer les valeurs recommandées par différentes organisations. Chaque organisation peut tenir compte des facteurs techniques, économiques, environnementaux et sociétaux qui lui sont propres lorsqu'elle choisit un niveau de référence (ou une valeur semblable). Les niveaux de dépistage peuvent être fondés sur différents niveaux de référence, ou sur des fractions de ces niveaux, ainsi que sur des radionucléides, des taux de consommation d'eau potable et des conventions d'arrondissement qui diffèrent. Les CMA (ou les valeurs semblables) peuvent également être fondées sur des niveaux de référence, des taux de consommation d'eau potable ou des conventions d'arrondissement qui diffèrent, ou elles peuvent être définies de façon complètement différente. De plus, les diverses valeurs recommandées peuvent être associées à des mesures différentes ou à des attentes distinctes en matière d'optimisation.

## 8.0 Justification de la concentration maximale acceptable

Des CMA ont été établies pour trois radionucléides naturels (Pb-210, Ra-226 et Ra-228) potentiellement présents dans l'eau potable canadienne.

Les CMA ont été établies à l'aide d'équations et de principes reconnus à l'échelle internationale. Le dépassement ne pose pas de risque immédiat, mais déclenche une enquête. Les CMA ont été calculées à partir d'une dose de référence annuelle de 1 mSv par ingestion seulement et en supposant un taux de consommation de 1,53 L/jour. Les risques pour la santé liés à l'inhalation ou à l'absorption cutanée aux niveaux des CMA sont négligeables. Les limitations liées au traitement et à l'analyse ne sont pas un problème aux niveaux correspondants aux CMA.

Le traitement des approvisionnements en eau pour enlever les radionucléides devrait être régi par le principe du maintien d'une faible exposition, en tenant compte des considérations sociales, économiques et environnementales. Les deux critères de dépistage et les CMA pour les radionucléides s'appliquent à la surveillance opérationnelle régulière des approvisionnements en eau existants ou nouveaux (voir la section 3.4), mais ne s'appliquent pas en cas de contamination lors d'une urgence impliquant un rejet important de radionucléides dans l'environnement.

## 9.0 Références

AIEA (2014). Radioprotection et sûreté des sources de rayonnements : Normes fondamentales internationales de sûreté. N° GSR Part 3. Agence internationale de l'énergie atomique. ISBN 978-92-0-200316-3.

AIEA (2016). IAEA TECDOC 1788: Criteria for radionuclide activity concentrations for food and drinking water. Agence internationale de l'énergie atomique. ISBN 978-92-0-103816-6.

Alimam, W. et Auvinen. A. (2025). Cancer risk due to ingestion of naturally occurring radionuclides through drinking water: A systematic review. *Sci. Total Environ.*, 968: 178849.

Annamäki, M. (dir.) (2000). Treatment techniques for removing natural radionuclides from drinking water. Rapport final du projet TENAWA, STUK-A169. Radiation and Nuclear Safety Authority, Helsinki.

APHA, AWWA et WEF (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th edition. American Public Health Association, American Water Works Association et Water Environment Federation, Washington, DC.

APHA, AWWA et WEF (2021). January 2018:7500-Rn RADON. Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition. Disponible à : <https://www.standardmethods.org/doi/10.2105/SMWW.2882.145>

ASTM (2013a). D2460-07 Standard Test Method for Alpha-Particle-Emitting Isotopes of Radium in Water. Disponible à : <https://www.astm.org/d2460-07.html>

ASTM (2013b). D4785-08 Standard Test Method for Low-Level Analysis of Iodine Radioisotopes in Water. Disponible à : <https://www.astm.org/d4785-08.html>

ASTM (2015). D7535-09 Standard Test Method for Lead-210 in Water. Disponible à : <https://www.astm.org/d7535-09r15.html>

ASTM (2016). D5072-09 Standard Test Method for Radon in Drinking Water. Disponible à : <https://www.astm.org/d5072-09r16.html>

ASTM (2017). D7283-17 Standard Test Method for Alpha and Beta Activity in Water By Liquid Scintillation Counting. Disponible à : <https://www.astm.org/d7283-17.html>

ASTM (2020a). D4107-20 Standard Test Method for Tritium in Drinking Water. Disponible à : <https://www.astm.org/d4107-20.html>

ASTM (2020b). D5811-20 Standard Test Method for Strontium-90 in Water. Disponible à : <https://www.astm.org/d5811-20.html>

ASTM (2022). D3454-21 Standard Test Method for Radium-226 in Water. Disponible à : <https://www.astm.org/d3454-21.html>

Australian Government (2022). National Water Quality Management Strategy: Australian Drinking Water Guidelines. Paper 6, 2011, Version 3.8. Mise à jour en septembre 2022. Disponible à : <https://www.nhmrc.gov.au/file/18462/download?token=nthl3esn>

Bartram, J. et Ballance, B. (1996). Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. United Nations Environment Programme and the World Health Organization. ISBN 0419217304.

Brinck, W.L., Schliekelman, R.J. Bennett, D.L. Bell, C.R. et Markwood, I.M. (1978). Radium-Removal Efficiencies in Water-Treatment Processes. J. Am. Water Works Assoc., 70(1) : 31–35. Disponible à : <http://www.jstor.org/stable/41269311>

Canu, I.G., Laurent, O., Pires, N., Laurier, D. et Dublineau, I. (2011). Health Effects of Naturally Radioactive Water Ingestion: The Need for Enhanced Studies. Environ. Health Perspect., 119(12): 1676–1680.

CCSN (2023). Programme indépendant de surveillance environnementale. Commission canadienne de sûreté nucléaire. Disponible à : <https://www.cnsccsn.gc.ca/fra/resources/maps-of-nuclear-facilities/iemp/>

Chen, J. (2018a). A Summary of Natural Radionuclides in Canadian Public Water Supply Systems. Radiat. Environ. Med., 7(1): 9–12.



Chen, J. (2018b). On the Importance of  $^{228}\text{Ra}$  in Radiation Dose from Drinking Water Intake. *Radiat. Environ. Med.*, 7(2): 117–120.

Chen, J., Cooke, M.W. et Mercier, J.F. (2018c). A Review of Natural Radionuclides in Canadian Drinking Water (1975–16). *Radiat. Prot. Dosimetry*, 179(1): 26–36.

CIPR (2007). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication 103 de la CIPR. *Ann. ICRP* 37 (2–4).

CIPR (2012). Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. Publication 119 de la CIPR. *Ann. ICRP* 41(Suppl.).

CIPR (2017). Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3. Publication 137 de la CIPR. *Ann. ICRP* 46(3/4).

Civardi, J. (2021). Ion exchange for drinking water treatment. American Water Works Association.

Clifford, D.A. (1999). Ion exchange and inorganic adsorption. Dans : *Water quality and treatment: a handbook of community water supplies*. R.D. Letterman (dir.). 5e édition. American Water Works Association, Denver, CO; McGraw-Hill, New York, New York.

Clifford, D. (2004). Fundamentals of radium and uranium removal from drinking water supplies. US EPA Web cast series for radionuclides and arsenic. Office of Ground Water and Drinking Water, Washington, DC. Disponible à : <https://www.epa.gov/dwreginfo/radionuclide-rule-presentations>

Clifford, D., Sorg, T. et Ghurye, G. (2011). Ion exchange and adsorption of inorganic contaminants. Dans : *Water quality and treatment: a handbook of community water supplies*. J.K. Edzwald (dir.). 6e édition. American Water Works Association, Denver, Colorado. McGraw-Hill, New York, New York.

Cowart, J.B. et Burnett, W.C. (1994), The Distribution of Uranium and Thorium Decay-Series Radionuclides in the Environment—A Review. *J. Environ. Qual.*, 23: 651–662.

Drage, J., Baweja, A. et Wall, P. (2005) Naturally occurring radionuclides in Nova Scotia ground water. *Bulletin de l'Association canadienne de radioprotection*, 26 (3). (Partie 1 de 2) et n° 4 (Partie 2 de 2).

Eaton, A. et Shannon, R. (2015) Radionuclide Rule Compliance: Utility Guidance on Analytical Methods. American Water Works Association. Disponible à : <https://www.awwa.org/wp-content/uploads/radionuclide-rule-compliance.pdf>



Field, R.W., Fisher E.L., Valentine, R.L. et Kross, B.C. (1995). Radium-bearing pipe scale deposits—implications for national waterborne radon sampling methods. *Am J. Public Health*, 85(4): 567–70.

Friedman, M.J., Hill, A.S., Reiber, S.H., Valentine, R.L. et Korshin, G.V. (2010). Assessment of inorganics accumulation in drinking water system scales and sediments. Water Research Foundation, Denver, Colorado (Project No. 3118).

Friedman, M., Hill, A., Booth, S., Hallett, M., McNeill, L., McLean, J., Stevens, D., Sorensen, D., Hammer, T., Kent, W., De Haan, M., MacArthur, K. et Mitchell, K. (2016). Metals accumulation and release within the distribution system: Evaluation and mitigation. The Water Research Foundation, Denver, Colorado.

Gao, J., Liu, Q., Song, L. et Shi, B. (2019). Risk assessment of heavy metals in pipe scales and loose deposits formed in drinking water distribution systems. *Sci. Total Environ.*, 652: 1387–1395.

Han, B., Chen, R., Shi, B., Zhuang, Y. et Xu, W. (2018). Practical evaluation of inorganic contaminant presence in a drinking water distribution system after hydraulic disturbance. *J. Water Supply Res. Technol. Aqua*, 67(1): 12–21.

Hill, A., Friedman, M.J., Reiber, S.H., Korshin, G.V. et Valentine, R.L. (2010). Behavior of trace inorganic contaminants in drinking water distribution systems. *J. Amer. Water Works Assoc.*, 102(7): 107–118.

Hill, A.S., Friedman, M., Hallett, M., Salo-Zieman, V., Booth, S., Hanson, A., Gupta, K., Akagi, Y., Kochiss, C., Koperski, L., Igoe, P., Kirby, L. et Harper, W. (2018). Use of Flushing as a Corrective Action Under the Revised Total Coliform Rule. Rapport n° 4653. Water Research Foundation, Denver, Colorado.

ISO (2017). ISO 9696:2017 Qualité de l'eau — Activité alpha globale — Méthode d'essai par source épaisse. Disponible à : <https://www.iso.org/fr/standard/66766.html>

ISO (2018). ISO 9697:2018 Qualité de l'eau — Activité bêta globale — Méthode d'essai par source épaisse. Disponible à : <https://www.iso.org/fr/standard/72374.html>

ISO (2019). ISO 9698:2019 Qualité de l'eau — Tritium — Méthode d'essai par comptage des scintillations en milieu liquide. Disponible à : <https://www.iso.org/fr/standard/69649.html>

ISO (2020a). ISO 13161:2020 Qualité de l'eau — Polonium 210 — Méthode d'essai par spectrométrie alpha. Disponible à : <https://www.iso.org/fr/standard/74776.html>

ISO (2020b). ISO 22908:2020 Qualité de l'eau — Radium 226 et radium 228 — Méthode d'essai par comptage des scintillations en milieu liquide. Disponible à : <https://www.iso.org/fr/standard/74120.html>

ISO (2021a). ISO 10703:2021 Qualité de l'eau — Radionucléides émetteurs gamma — Méthode d'essai par spectrométrie gamma à haute résolution. Disponible à : <https://www.iso.org/fr/standard/78790.html>

ISO (2021b). ISO 13160:2021 Qualité de l'eau — Strontium 90 et strontium 89 — Méthodes d'essai par comptage des scintillations en milieu liquide ou par comptage proportionnel. Disponible à : <https://www.iso.org/fr/standard/78205.html>

ISO (2021c). ISO 13163:2021 Qualité de l'eau — Plomb 210 — Méthode d'essai par comptage des scintillations en milieu liquide. Disponible à : <https://www.iso.org/fr/standard/78845.html>

Jobbagy, V., Meresova, J., Altitzoglou, T., Hult, M., Malo, P. et Waetjen, U. (2016). Evaluation of the 2012 EC interlaboratory comparison on gross alpha/beta activity concentration in drinking water. EUR 28351 FR. Luxembourg, Office des publications de l'Union européenne.

Jobbagy, V. (2022). Rapid radionuclide specific screening procedures in drinking water: alternative options to replace inaccurate gross activity measurements. J. Radioanal. Nucl. Chem., 331: 3877–3885.

Journal officiel de l'Union européenne (2013). Directive 2013/51/EURATOM du Conseil du 22 octobre 2013. Conseil de l'Union européenne.

Kim, E.J. et Herrera, J.E. (2010). Characteristics of lead corrosion scales formed during drinking water distribution and their potential influence on the release of lead and other contaminants. Environ. Sci. Technol., 44(16): 6054–6061.

Législation (Justice) (1997). Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires (L.C. 1997, ch. 9). Disponible à : <https://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/n-28.3/>

Lowry, J. (2009). Lakhurst Acres, ME: Compliance issues engineering problems and solutions. US EPA Sixth annual drinking water workshop: Small drinking water system challenges and solutions. August 4–6. Cincinnati, Ohio.

Lowry, J. (2010). Corrosion control with air stripping. American Water Works Association. Inorganic contaminants workshop, Denver, Colorado.

NSF International (2023a). NSF/ANSI Standard 53: Drinking water treatment units – health effects. NSF International/American National Standards Institute. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF International (2023b). NSF/ANSI Standard 62 : Drinking water distillation systems. NSF International/American National Standards Institute. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF International (2024a). NSF/ANSI Standard 58: Reverse osmosis drinking water treatment systems. NSF International/American National Standards Institute. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF International (2024b). NSF/ANSI Standard 44: Residential Cation Exchange Water Softeners. NSF International/American National Standards Institute. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

OMS (2011). Directives de qualité pour l'eau de boisson : Quatrième édition. Organisation mondiale de la Santé. ISBN 978-92-4-154815-1.

OMS (2012). Planifier la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau pour l'approvisionnement en eau des petites communautés. Organisation mondiale de la Santé. Genève. Suisse. Disponible à : <https://www.who.int/fr/publications/i/item/9789241548427>

OMS (2018). Management of Radioactivity in Drinking-Water. 2018. Organisation mondiale de la Santé. ISBN 978-92-4-151374-6.

OMS (2022). Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addendum. Organisation mondiale de la Santé. Disponible à : <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>

OMS (2023). Plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau – Manuel de gestion des risques par étapes à l'intention des distributeurs d'eau de boisson – Deuxième édition. Organisation mondiale de la Santé. Genève, Suisse. Disponible à : <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/379481/9789240101593-fre.pdf?sequence=1>

Otton, J.K. (1992). The Geology of Radon. U.S Department of the Interior and U.S Geological Survey. ISBN: 0-16-037974-1.

PNUE (2016). Radiation : effets et sources, Programme des Nations Unies pour l'Environnement. ISBN : 978-92-807-3597-0.

Reiber, S. et Dostal, G. (2000). Well Water Disinfection Sparks Surprises. Opflow, 26(3): 1–14.

Santé Canada (2014). Lignes directrices canadiennes pour la gestion des matières radioactives naturelles (MRN). Disponible à : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/securite-et-risque-pour-sante/lignes-directrices-canadiennes-gestion-matieres-radioactives-naturelles.html>

Santé Canada (2018). Critères génériques et niveaux opérationnels d'intervention pour la planification et les interventions en cas d'urgences nucléaires. Disponible à : [https://publications.gc.ca/collections/collection\\_2018/sc-hc/H129-86-2018-fra.pdf](https://publications.gc.ca/collections/collection_2018/sc-hc/H129-86-2018-fra.pdf)

Santé Canada (2019a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – L'uranium. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Disponible à : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-uranium.html>

Santé Canada (2019b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le plomb. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Disponible à : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-plomb.html>

Santé Canada (2021a). Facteurs d'exposition utilisés dans les évaluations des risques pour la santé humaine au Canada. Disponible à : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/fiches-renseignements/facteurs-exposition-evaluations-risques-sante-humaine-canada.html>

Santé Canada (2021b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – aluminium. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Disponible à : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-aluminium.html>

Santé Canada (2022). Conseils sur la surveillance de la stabilité biologique de l'eau potable dans les réseaux de distribution. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Disponible à : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/programmes/consultation-conseils-stabilite-biologique-eau-reseaux-distribution/document.html>

Santé Canada (2023). Radon. Disponible à : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-et-risque-pour-sante/radiation/radon.html>

Santé Canada (2024). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le fer. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario). Disponible à : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-fer.html>

Schock, M.R. et Lytle, D. (2011). Internal corrosion and deposition control. In Water quality and treatment: a handbook on drinking water. J.K. Edzwald (dir.). 6e édition. McGraw Hill and American Water Works Association, Denver, Colorado.

Smeets, P.W.M.H., Medema, G.J. et van Dijk, J.C. (2009). The Dutch secret: how to provide safe drinking water without chlorine in the Netherlands. Drink. Water Eng. Sci., 2: 1–14.

UNSCEAR (2021). UNSCEAR 2020/2021 Report Volume III: Sources, effects and risks of ionizing radiation. Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants. ISBN : 978-92-1-139208-1.

US EPA (1980a). EPA Method 900.0: Gross Alpha and Gross Beta Radioactivity in Drinking Water. Disponible à : <https://www.epa.gov/esam/epa-method-9000-gross-alpha-and-gross-beta-radioactivity-drinking-water>

US EPA (1980b). EPA Method 901.1: Gamma Emitting Radionuclides in Drinking Water. Disponible à : <https://www.epa.gov/esam/epa-method-9011-gamma-emitting-radionuclides-drinking-water>

US EPA (1980c). EPA Method 903.1: Radium-226 in Drinking Water Radon Emanation Technique. Disponible à : <https://www.epa.gov/esam/epa-method-9031-radium-226-drinking-water-radon-emanation-technique>

US EPA (1980d). EPA Method 906.0: Tritium in Drinking Water. Disponible à : <https://www.epa.gov/esam/epa-method-9060-tritium-drinking-water>

US EPA (1989). EPA 600/2-87/082. Two Test Procedures for Radon in Drinking Water. Disponible à : <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/91004RNM.TXT>

US EPA (1999). EPA Method 903.0: Alpha-Emitting Radium Isotopes in Drinking Water. Disponible à : [https://www.nemi.gov/methods/method\\_summary/9183/](https://www.nemi.gov/methods/method_summary/9183/)

US EPA (1999) National primary drinking water regulations; radon-222. Environmental Protection Agency des États-Unis, Washington, DC. Fed. Regist., 64(211).

US EPA (2000a). Radionuclides notice of data availability technical support document. Préparé par l'Office of Groundwater and Drinking Water, Environmental Protection Agency des États-Unis, en collaboration l'Office of Indoor Air and Radiation, US EPA, et le United States Geological Survey. Mars.

US EPA (2000b). National primary drinking water regulations; radionuclides; final rule. Environmental Protection Agency des États-Unis, Washington, DC. 40 Code of Federal Regulations Parts 9, 141, and 142.

US EPA (2005). A regulator's guide to the management of radioactive residuals from drinking water treatment technologies. Office of Water (4606M). Washington, DC. (rapport n° EPA 815/R-05/004). Disponible à : [www.epa.gov/sites/production/files/2015-05/documents/816-r-05-004.pdf](http://www.epa.gov/sites/production/files/2015-05/documents/816-r-05-004.pdf)

US EPA (2012). Radionuclides in drinking water, compliance options: Treatment technology descriptions. Disponible à : <http://cfpub.epa.gov/safewater/radionuclides/radionuclides.cfm>

US EPA (2022). EPA Method 904.0: Revision 1.0: Radium-228 in Drinking Water. Disponible à : <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=P1014CTZ.txt>

Valentine, R.L. et Stearns, S.W. (1994). Radon release from water distribution system deposits. *Envir. Sci and Technol.*, 28(3): 534–537.

Wang, L., Chen, A.S.C. et Wang, A. (2010). Arsenic removal from drinking water by ion exchange. US EPA demonstration project at Fruitland, ID. Final performance evaluation report. Cincinnati, Ohio. EPA/600/R-10/152.

## Annexe A : Liste des abréviations

|        |                                                      |
|--------|------------------------------------------------------|
| AIEA   | Agence internationale de l'énergie atomique          |
| ADN    | acide désoxyribonucléique                            |
| ANSI   | American National Standards Institute                |
| ASTM   | American Society for Testing and Materials           |
| AWWA   | American Water Works Association                     |
| Bq/L   | becquerel par litre                                  |
| BV     | volume du lit                                        |
| CAG    | charbon actif en grains                              |
| CCSN   | Commission canadienne de sûreté nucléaire            |
| CIPR   | Commission internationale de protection radiologique |
| CMA    | concentration maximale acceptable                    |
| ISO    | Organisation internationale de normalisation         |
| mBq/L  | millibecquerel par litre                             |
| mSv    | millisievert                                         |
| NSF    | NSF International                                    |
| NSFOI  | osmose inverse                                       |
| OMS    | Organisation mondiale de la Santé                    |
| Pb-210 | plomb 210                                            |
| pCi/g  | picocurie par gramme                                 |
| pCi/L  | picocurie par litre                                  |
| Ra-226 | radium 226                                           |
| Ra-228 | radium 228                                           |
| Rn-222 | radon 222                                            |
| Sv     | sievert                                              |



|               |                                                                             |
|---------------|-----------------------------------------------------------------------------|
| US EPA<br>VBS | Environmental Protection Agency des États-Unis<br>valeur basée sur la santé |
|---------------|-----------------------------------------------------------------------------|

## Annexe B : Analyse détaillée des recommandations internationales ou nationales

Les organisations suivantes (avec les références entre parenthèses) ont établi des critères radiologiques pouvant servir à l'évaluation de l'eau potable :

- Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) (réf. : Normes fondamentales internationales de sûreté de l'AIEA, n° GSR Part 3)
- Organisation mondiale de la Santé (OMS) (réf. : OMS, Recommandations pour la qualité de l'eau potable, quatrième édition, 2022; OMS, Management of Radioactivity in Drinking-Water, 2018)
- Conseil de l'Union européenne (réf. : Journal officiel de l'Union européenne, directive 2013/51/Euratom du Conseil du 22 octobre 2013)
- Australian National Health and Medical Research Council (réf. : Australian Drinking Water Guidelines, Paper 6, 2011, version 3.8, mise à jour en septembre 2022)
- Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA) (réf. : National Primary Drinking Water Regulations; Radionuclides; Final Rule)

Bien que cette liste ne soit peut-être pas exhaustive, elle représente les organisations ou les pays pour lesquels l'information publiée au 21<sup>e</sup> siècle est facilement accessible, et les renseignements ne sont pas redondants (les pays européens qui ont adopté les recommandations de l'Union européenne ne sont pas énumérés). Le texte qui suit décrit les trois grandes étapes de l'établissement des critères radiologiques et de l'évaluation de l'eau potable et fournit une comparaison des approches adoptées par ces organisations et par le Canada. Il convient de noter que, bien que les approches générales soient comparées, les valeurs particulières ne se prêtent pas à des comparaisons directes. En effet, ces valeurs sont définies différemment d'une organisation à l'autre (par exemple, les valeurs fondées sur une dose projetée peuvent être associées à différentes mesures ou à différentes attentes d'optimisation; les niveaux de dépistage sont fondés sur différentes valeurs de dose projetée recommandées, ou des fractions de ces valeurs, ainsi que sur différents radionucléides. Les taux de consommation d'eau potable et les conventions d'arrondissement peuvent être différents. De même, les valeurs réglementaires sont basées sur différents niveaux de référence).

1. Établissement d'une valeur de la recommandation ou d'un niveau de référence, en fonction de la dose projetée



- a. AIEA : L'AIEA, dans ses normes fondamentales de sûreté (GSR Part 3), cite les recommandations de la publication 103 de la CIPR et recommande que les autorités établissent un niveau de référence pour l'eau potable qui ne devrait généralement pas dépasser 1 mSv/an.
- b. OMS : Bien que l'OMS recommande généralement une valeur guide de 0,1 mSv/an, elle reconnaît également le niveau de référence de l'AIEA et indique qu'une valeur guide supérieure à 0,1 mSv/an (mais généralement inférieure à 1 mSv/an) peut être appropriée dans certaines situations (p. ex. approvisionnements en eau souterraines). Il convient également de noter que l'OMS fonde sa recommandation générale de 0,1 mSv/an sur la contrainte de dose recommandée par la CIPR dans une situation d'exposition planifiée pour la composante prolongée attribuable aux nucléides de longue période, plutôt que sur la plage de niveaux de référence recommandée (c.-à-d. de 1 à 20 mSv/an) pour les situations d'exposition existantes.
- c. Conseil de l'Union européenne : Le Conseil de l'Union européenne a adopté une valeur recommandée qui correspond à la limite inférieure de ce que recommande l'OMS (0,1 mSv/an).
- d. Australian National Health and Medical Research Council : La valeur de la recommandation adoptée par l'Australian National Health and Medical Research Council correspond au niveau de référence de l'AIEA et à la limite supérieure de l'intervalle recommandé par l'OMS (1 mSv/an).
- e. US EPA : L'US EPA n'a pas établi de valeur recommandée en fonction d'une dose projetée.
- f. Santé Canada : Santé Canada a adopté un niveau de référence qui correspond à la limite inférieure de ce que recommande la CIPR et à la limite supérieure de ce que recommandent l'AIEA et l'OMS (1 mSv/an). Le niveau choisi est également conforme à la valeur recommandée adoptée par l'Australian National and Medical Research Council.
- g. Remarques : Un certain nombre de facteurs (techniques, économiques, environnementaux et sociétaux) sont pris en compte dans le choix de cette dose.

## 2. Mesure des activités alpha brute et bêta brute des échantillons d'eau et comparaison aux niveaux de dépistage établis en fonction du niveau recommandé

- a. OMS : L'OMS recommande le dépistage de l'activité alpha brute et de l'activité bêta brute comme première étape pour déterminer si l'eau est potable ou si une enquête plus poussée s'impose. Les concentrations de dépistage retenues par l'OMS pour les activités alpha et bêta sont liées à

la dose recommandée. Si les valeurs sont inférieures aux critères de dépistage, aucune autre mesure n'est requise. Si l'un des niveaux de dépistage est dépassé, les concentrations de radionucléides individuels devraient être déterminées et comparées avec les niveaux recommandés arrondis qui correspondent à la dose établie.

- b. Conseil de l'Union européenne : Le Conseil de l'Union européenne a adopté la même approche générale de dépistage que l'OMS.
- c. Australian National Health and Medical Research Council : L'Australian National Health and Medical Research Council a adopté la même approche générale de dépistage que l'OMS, les concentrations de dépistage étant fondées sur une fraction de la valeur de la dose recommandée en fonction de la dose projetée.
- d. US EPA : L'US EPA a établi des concentrations maximales de contaminants (*maximum contaminant levels*) pour la radioactivité des particules bêta et des photons, en plus de l'activité alpha brute. Ces concentrations sont appliquées en tant que limites dans les systèmes communautaires d'approvisionnement en eau, et non en tant que niveaux de dépistage en vue d'enquêtes approfondies. Cette approche diffère de celle adoptée par l'OMS et d'autres pays.
- e. Santé Canada : Santé Canada a adopté une approche fondée sur le dépistage qui est semblable à celle de l'OMS, de l'Union européenne et de l'Australie. Comme en Australie, les concentrations de dépistage sont calculées d'après une dose qui représente une fraction de la valeur recommandée en fonction de la dose projetée (c.-à-d. 0,3 mSv/an plutôt que 1 mSv/an).
- f. Remarques : Les valeurs adoptées pour les concentrations de dépistage de l'activité brute sont influencées par la façon dont elles sont calculées, y compris la dose et les radionucléides sur lesquels elles sont fondées, le taux de consommation présumé d'eau potable et l'arrondissement. Les facteurs utilisés peuvent différer d'une organisation à l'autre.

### 3. Évaluation plus poussée de l'exposition selon les concentrations de chaque radionucléide

- a. OMS : Si un niveau de dépistage est dépassé, l'OMS recommande une mesure des concentrations de chaque radionucléide et leur comparaison aux niveaux recommandés arrondis qui correspondent à la dose établie. L'OMS fournit des niveaux recommandés pour un certain nombre de radionucléides naturels et artificiels suggérés, soit l'uranium-238 (U-238), l'uranium-234 (U-234), le thorium-230 (Th-230), le Ra-226, le Pb-210, le Po-210, le thorium-232 (Th-232), le Ra-228, le thorium-228 (Th-228), le césium-134 (Cs-134), le césium-137 (Cs-137), le strontium-90 (Sr-90), le iode-131 (I-131), le tritium, le carbone-14 (C-14), le plutonium-239 (Pu-

239) et l'américium-241 (Am-241). Elle souligne que la liste n'est pas exhaustive, que la toxicité chimique de l'uranium est plus importante que sa toxicité radiologique et que certains radionucléides peuvent ne pas se retrouver dans l'eau potable ou que les doses seraient trop faibles pour être préoccupantes pour la santé publique. Si la somme des rapports des concentrations mesurées sur les niveaux recommandés est inférieure ou égale à un, aucune autre mesure n'est requise. Une évaluation plus poussée s'impose en cas de dépassement, si l'exposition aux concentrations mesurées se poursuit sur un an. Il est à noter que la décision de modifier la situation d'exposition au rayonnement devrait être justifiée.

- b. Conseil de l'Union européenne : Le Conseil de l'Union européenne a adopté la même approche générale que l'OMS pour mesurer les concentrations de radionucléides et comparer les résultats aux niveaux recommandés. Il se distingue toutefois par l'exclusion des radio-isotopes du thorium de sa liste et l'inclusion d'une valeur pour le tritium en fonction de laquelle des analyses d'autres radionucléides artificiels seront entreprises. De plus, une concentration de radon dans l'eau est indiquée pour réduire l'exposition par inhalation.
- c. Australian National Health and Medical Research Council : L'Australian National Health and Medical Research Council a adopté la même approche générale que l'OMS pour mesurer les concentrations de radionucléides et comparer les résultats aux niveaux recommandés. Selon ses recommandations, la liste des radionucléides devrait toujours inclure le Ra-226 et le Ra-228, ainsi que tout autre radionucléide pertinent.
- d. US EPA : L'US EPA a fixé une concentration maximale de contaminant pour le Ra-226 et le Ra-228 combinés. Cette valeur doit servir de limite dans les systèmes communautaires d'approvisionnement en eau.
- e. Santé Canada : Santé Canada a adopté la même approche générale que l'OMS pour mesurer les concentrations de radionucléides et comparer les résultats aux niveaux recommandés. Son approche est généralement conforme à celle du Conseil de l'Union européenne et de l'Australian National Health and Medical Research Council. Santé Canada a établi des CMA pour le Ra-226, le Pb210 et le Ra-228.
- f. Notes : Les seuils guides calculés pour les concentrations de radionucléides sont influencés par la dose sur laquelle ils sont basés, le taux de consommation d'eau potable présumé et l'arrondissement. Les facteurs utilisés peuvent différer d'une organisation à l'autre.

## Annexe C : Concentrations de référence supplémentaires propres à certains scénarios

**Tableau 7. Concentrations de référence pour certains radionucléides naturels moins courants et certains radionucléides artificiels Radionucléides moins courants et radionucléides artificiels**

| Type de radionucléides     | radionucléides        | Concentration de référence (Bq/L) |
|----------------------------|-----------------------|-----------------------------------|
| Radionucléides naturels    | Polonium-210 (Po-210) | 1                                 |
|                            | Radon-222 (Rn-222)    | 2 000                             |
| Radionucléides artificiels | Tritium (H-3)         | 100 000                           |
|                            | Strontium-90 (Sr-90)  | 50                                |
|                            | Iode-131 (I-131)      | 50                                |
|                            | Césium (Cs-137)       | 100                               |

Bq/L – becquerels par litre

Des valeurs de référence correspondant à 1 mSv/an ont été calculées pour les radionucléides dans le tableau 7. Dans la plupart des cas, il n'est pas nécessaire de les mesurer. Cependant, il peut y avoir des scénarios uniques où ils sont utiles.

Il existe peu de données probantes démontrant des niveaux significatifs de Po-210 dans les approvisionnements en eau potable au Canada, mais les résultats de tests sont rares. Une valeur de référence a été incluse en raison de son coefficient de dose très élevé. Il peut être utile d'effectuer un dépistage du Po-210 dans les cas où une activité alpha brute très élevée ne peut être expliquée par une concentration élevée de Ra-226, d'uranium ou d'autres raisons décrites à l'annexe D.

De même, les preuves que le radon (Rn-222) reste présent dans l'eau à des concentrations qui entraîneraient une dose d'ingestion élevée sont limitées. La plupart des autorités responsables qui limitent la présence du radon dans l'eau potable le font en raison du risque de dégazage dans l'air (voir la section 1.2.3). La concentration dérivée de radon (Rn-222) dans le tableau 7 est basée sur la dose d'ingestion seulement. Cela suppose qu'aucun radon dans l'échantillon ne s'échappe avant la consommation, ce qui est un scénario très conservateur. Par exemple, si l'eau est chauffée ou agitée (en faisant bouillir l'eau pour le thé ou le café), on s'attend à ce que la majeure partie du radon soit dégazée dans l'air. Pour de plus amples renseignements, voir l'article de Chen (2019).

Il n'est pas nécessaire d'effectuer un dépistage des radionucléides artificiels à moins qu'il n'y ait une source reconnue à proximité, comme une centrale nucléaire ou un hôpital. Les rejets de ces installations sont réglementés à des niveaux très faibles et ne devraient pas se rapprocher des valeurs du tableau 7 dans des conditions normales d'exploitation. Les valeurs du tableau 7 ne sont pas des points de référence pour les évaluations d'impact ou pour la démonstration de la conformité aux exigences en

matière d'autorisation, qui sont toutes deux supervisées par la Commission canadienne de sûreté nucléaire.

Les méthodes de dépistage de l'activité alpha et bêta brute ne sont pas des outils efficaces pour déterminer les concentrations de radon et de tritium, respectivement. Par conséquent, des tests de dépistage spécifiques du radon ou du tritium sont nécessaires s'il y a des raisons de croire que l'un ou l'autre de ces éléments est présent en quantités importantes. Le tableau 8 énumère quelques méthodes de référence pour ces radionucléides.

Si des radionucléides figurant au tableau 7 sont détectés, ils doivent être ajoutés au calcul de la somme.

**Tableau 8.** Méthodes de référence pour les analyses spécifiques aux radionucléides à l'annexe C

| Radionucléide | Méthode de référence                                                                       | Préparation                                                                                       | Méthode de détection                     | LD                        | Remarques                                                                                                                                                                       |
|---------------|--------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------|---------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Polonium 210  | ISO 13161 (2020a)                                                                          | Dépôt spontané ou coprécipitation                                                                 | Spectrométrie alpha                      | 5 mBq /L                  | Sans objet                                                                                                                                                                      |
| Iode 131      | EPA 901.1 (1980b)<br><br>ASTM D4785-08 (2013b)                                             | Aucune                                                                                            | Spectrométrie gamma                      | Non signalé               | Sans objet                                                                                                                                                                      |
| Césium 137    | EPA 901.1 (1980)/ISO 10703 (2021a)                                                         | Aucune                                                                                            | Spectrométrie gamma                      | Méthode de ISO : 5 mBq /L | Sans objet                                                                                                                                                                      |
| Radon 222     | 7500-Rn B (APHA et coll., 2021)<br><br>ASTM D5072-09 (2016)<br><br>EPA 600/2-87/082 (1989) | Ra7500-Rn B (APHA et coll., 2021)<br><br>ASTM D5072-09 (2016)<br><br>EPA 600/2-87/082 (1989)don22 | Aucune<br><br>Aucune<br><br>Dé-émanation | 0,67 Bq/L<br><br>2 Bq/L   | Des précautions s'imposent au moment de l'obtention d'échantillons pour la mesure du radon, car le radon peut facilement s'échapper pendant le transfert entre contenants, s'il |

|              |                                                       |                                                          |                                                                               |                   |                                             |
|--------------|-------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------|-------------------|---------------------------------------------|
|              |                                                       |                                                          |                                                                               |                   | est agité ou s'il est exposé à l'air libre. |
| Strontium 90 | ASTM D5811-06 (2020b)                                 | Extraction en phase solide                               | Mesure par compteur proportionnel à gaz                                       | 37 mBq/L          | Sans objet                                  |
|              | ISO 13160 (2021b)                                     | Extraction en phase solide ou extraction liquide-liquide | Comptage par scintillation liquide ou mesure par compteur proportionnel à gaz | 2 mBq/L           |                                             |
| Tritium      | EPA 906.0 (1980d) /ASTM D4107 (2020a)/ISO 9698 (2019) | Distillation                                             | Comptage par scintillation liquide                                            | 0,037 à 555 Bq/ml | Sans objet                                  |

Bq/L – becquerels par litre; mBq/L – millibecquerels par litre; Bq/ml – becquerels par millilitre; Bq/kg – becquerels par kilogramme; LD – limite de détection

## Annexe D : Renseignements supplémentaires sur les critères de sélection et l'analyse des radionucléides

Lors de l'analyse des radionucléides dans l'eau potable, il est impossible de comparer les résultats du dépistage de l'activité alpha et bêta brute et des tests de dépistage spécifiques aux radionucléides. L'objectif général du test de dépistage est d'appliquer une méthode qui permet de déterminer de manière simple, rapide, fiable et peu coûteuse si une caractérisation plus poussée est nécessaire. Si les mesures de l'activité alpha et bêta brute sont inférieures à leurs niveaux de dépistage, aucun autre test ou évaluation n'est recommandé. Les niveaux de dépistage ont été choisis de manière à être bien inférieurs aux conséquences observables sur la santé dans toutes les situations. Si les mesures de l'activité alpha et bêta brute sont supérieures aux niveaux de dépistage, des tests spécifiques aux radionucléides sont recommandés. Les tests et l'évaluation spécifiques aux radionucléides peuvent être plus coûteux que les tests de dépistage, prendre plus de temps à effectuer et nécessiter des connaissances en radioprotection pour interpréter les résultats.

Bien qu'il semble logique que l'addition des quantités provenant des tests spécifiques aux radionucléides donne des quantités similaires à celles des mesures de l'activité alpha et bêta brute, ou que celles-ci devraient au moins être corrélées, ce n'est pas le cas dans de nombreux cas. Il n'est pas rare qu'une mesure de l'activité alpha ou bêta brute soit supérieure à la limite de détection ou même supérieure aux critères de dépistage, sans dépasser la concentration d'activité des radionucléides individuels lorsque des tests spécifiques aux radionucléides sont effectués. Des explications détaillées se trouvent dans la littérature (Santé Canada, 2021; Eaton et Shannon, 2015; Arndt et West, 2004; Welch et coll., 1995).

En bref, les raisons sont les suivantes :

1. **L'uranium est un radionucléide qui émet des particules alpha et bêta, mais qui n'est pas considéré ou dépisté comme radionucléide pour l'eau potable.** Si de l'uranium est présent dans l'eau potable, il en résultera une augmentation de la mesure de l'activité alpha brute et une augmentation de l'activité bêta brute du protactinium 234 (Pa-234) et du thorium 234 (Th-234) à courte durée de vie. Cependant, il n'est pas recommandé de procéder à un dépistage de l'uranium comme radionucléide. En effet, même si l'uranium naturel est une substance faiblement radioactive, les principaux effets sur la santé sont dus à sa toxicité chimique. Par conséquent, il est recommandé de procéder à un dépistage de l'uranium et de comparer les résultats à sa concentration maximale acceptable (CMA) qui est basée sur sa toxicité chimique (Santé Canada, 2019a).
2. **L'uranium est normalement exprimé en masse totale d'uranium 238, d'uranium 235 et d'uranium 234 par litre aux fins de comparaison avec la CMA chimique.** On suppose habituellement que l'uranium 238, l'uranium 235 et l'uranium 234 sont présents dans les mêmes proportions que dans la nature (uranium naturel). Cependant, dans certaines eaux souterraines, les



concentrations d'uranium 234 peuvent être plus élevées que celles de l'uranium 238, ce qui doit être pris en considération lors de l'attribution de la contribution de l'activité alpha de l'uranium aux mesures de l'activité alpha brute.

3. **Le temps entre le prélèvement d'un échantillon et la mesure pourrait avoir une incidence sur les résultats.** Certains des radionucléides présents dans l'eau potable pourraient se désintégrer et ne plus être mesurés. Certains radionucléides se désintègrent pour en former d'autres, ce qui contribue à une augmentation de la mesure de l'activité alpha et bêta globale. Par exemple, si un échantillon d'eau contenant du radium 226 était entreposé pendant 30 jours avant l'analyse, le radium 226 se désintégrerait en d'autres radionucléides qui n'étaient pas présents au moment du prélèvement. Cela mènerait à une mesure élevée de l'activité alpha brute.
4. **Méthodes d'analyse et de dépistage spécifiques aux radionucléides.** Pour la mesure spécifique aux radionucléides et le dépistage de l'activité alpha et bêta brute, des instruments, des configurations et des procédures spécifiques sont nécessaires. Pour le dépistage de l'activité alpha ou bêta, un instrument, une configuration et une mesure uniques sont utilisés pour mesurer toutes les émissions de tous les radionucléides présents. Bien qu'il s'agisse d'un outil de dépistage efficace, il ne peut pas être utilisé pour déterminer la quantité de radionucléides spécifiques. Pour la mesure spécifique au radionucléide, chaque instrument a été étalonné et optimisé pour la gamme d'énergie du radionucléide spécifique. Les deux éléments sont mesurés et rapportés à l'aide des mêmes unités, Bq/L, mais ils ne sont pas équivalents.