

# INFLUENCE DE LA SPECIATION DE L'IODE DANS LES MODELES D'EVALUATION DOSIMETRIQUE : CAS DU CENTRE DE STOCKAGE DE L'AUBE

Elisabeth LECLERC

Andra

1-7, rue Jean Monnet 92298 Châtenay-Malabry Cedex

Elisabeth.leclerc@andra.fr

L'arrêté du 21 août 2006 autorisant l'Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs (Andra) à effectuer des rejets d'effluents liquides et gazeux et des prélèvements d'eau pour le centre de stockage de l'Aube (CSA ; installation nucléaire de base n°149) prescrit des limites de rejet pour l'activité des effluents radioactifs atmosphériques et liquides rejetés. Les rejets canalisés proviennent des installations de compactage, de conditionnement et de contrôle des déchets (ACD/ICC). Il s'agit de rejets sous forme gazeuse ou d'aérosols solides ou liquides émis à la cheminée pour lesquels une limite de  $2 \cdot 10^7$  Bq/an pour les iodes a été prescrite.

Les modèles de dispersion atmosphérique et de calculs dosimétriques nécessitent un certain nombre d'hypothèses dont le choix des formes chimiques des rejets.

Cette présentation a pour objectif d'étudier l'influence du choix des formes chimiques de l'iode depuis les rejets atmosphériques jusqu'au calcul de dose au public.

Les principales formes d'iode radioactif présentes dans un rejet d'effluents radioactifs provenant d'une INB peuvent être :

- l'iode élémentaire ( $I_2$ ) présent sous forme gazeuse ;
- l'iode organique, dont une forme courante est l'iodure de méthyle ( $ICH_3$ ), présent sous forme gazeuse ;
- l'iode particulaire (aérosols) dont le diamètre des particules est variable (avec possibilité d'agrégation).

Les rejets potentiels en iode sur le CSA proviennent du compactage de certains déchets comme le montrent certains rejets historiques dans les années 90. A partir de 1999, les déchets des hôpitaux et des petits producteurs ont été orientés vers l'usine d'incinération Centraco (Cycle Life sur Marcoule) ce qui a eu comme conséquence l'absence de rejet en iode en sortie de cheminée du CSA.

La présence d'étages de filtration les mesures actuelles d'activité globale beta sous forme aérosols en dessous ou proches du seuil de décision sur le centre montrent l'absence de formes particulaires, quel que soit le radionucléide.

La nature non organique des déchets radioactifs stockés sur le centre suppose une prédominance des rejets de gaz élémentaire plutôt qu'organique.

La forme élémentaire gazeuse est donc celle retenue pour modéliser un rejet atmosphérique.

La forme chimique de l'iode peut influencer jusqu'à un facteur 50 environ les résultats issus de modèles de dispersion atmosphérique notamment du fait de la valeur de la vitesse de dépôt. La vitesse de dépôt de l'iode élémentaire gazeux est supérieure aux autres formes, d'où le choix de l'Andra de retenir cette forme gazeuse pour assurer le caractère pénalisant de l'évaluation.

À la suite de l'interception des dépôts atmosphériques par la végétation, le transfert foliaire par translocation vers les parties comestibles des plantes est maximisé en considérant un stade de croissance enveloppe vis-à-vis des transferts [4][5]. Par ailleurs, l'impact de l'iode étant principalement dû à la voie d'exposition par ingestion, la contamination du sol par les dépôts atmosphériques sont aussi importants à prendre en compte notamment sur le moyen et long terme. En effet, les dépôts chroniques au sol entraînent une légère accumulation dans le sol, utilisé pour les productions agricoles dans les scénarios pris en compte dans les évaluations.

Les transferts dans la biosphère ne dépendent pas de la forme chimique de l'iode dans les modèles opérationnels utilisés pour les évaluations d'impact, considérant un équilibre des concentrations en élément total entre les différents compartiments (sol, végétaux, animaux) de la biosphère. Les pertes d'iode en lien avec la production d'iode volatil à partir du sol ou de la végétation sont très variables et difficiles à estimer ; elles sont négligées pour garantir le caractère pénalisant des évaluations.

Le modèle biocinétique de l'iode a été revu depuis la Publication 67 de la CIPR (1993) par la publication 137 en 2017 ce qui entraîne une légère diminution des valeurs de dose par unité d'incorporation (DPUI). L'iode apporté par l'alimentation est rapidement absorbé (90 % en 1 heure) au niveau de l'estomac et de l'intestin grêle et se retrouve dans le plasma sanguin. La fraction d'absorption gastro-intestinale est considérée égale à 1 par la réglementation (arrêtés de 2003 et 2023). De même, l'iode inhalé est transféré rapidement en totalité au sang. Le modèle biocinétique pour l'iode suppose que 30 % de la fraction d'iode présente dans le sang s'accumule dans la thyroïde et que les 70 % restants sont éliminés directement dans l'urine.

Le coefficient de dose par ingestion ou dose par unité d'incorporation (DPUI) ne dépend pas de la forme chimique contrairement à la valeur de DPUI par inhalation. Plus de 90% de la dose totale due à l'iode étant due à la voie par ingestion, la prise en compte de la forme chimique pour l'inhalation a peu d'importance.

En conclusion, la forme chimique de l'iode est uniquement prise en compte dans le modèle de dispersion atmosphérique via la vitesse de dépôt au sol des rejets atmosphériques. Le choix de la valeur de ce paramètre influence en effet fortement les calculs de dose. Le caractère pénalisant des évaluations n'est pas remis en cause par la représentation simplifiée des autres transferts dans l'environnement, basés sur l'iode total.

### Références

- [1] Arrêté du 21 août 2006 autorisant l'Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs (ANDRA) à effectuer des rejets d'effluents liquides et gazeux et des prélèvements d'eau pour le centre de stockage de l'Aube (installation nucléaire de base n°149)
- [2] Arrêté du 16 novembre 2023 définissant les modalités de calcul des doses efficace et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants
- [3] Arrêté du 1<sup>er</sup> septembre 2003 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants
- [4] P. Henner, P. Hurtevent Y. Thiry S. Levchuk, V. Yoschenko, V. Kashparov, 2013, Translocation of 125I, 75Se and 36Cl to edible parts of radish, potato and green bean following wet foliar contamination under field conditions, Journal of Environmental Radioactivity 124 (2013) 171-184
- [5] P. Hurtevent a, Y. Thiry b, S. Levchuk c, V. Yoschenko c, P. Henner a,\* , C. Madoz-Escande a, E. Leclerc b, C. Colle a, V. Kashparov, 2013, Translocation of 125I, 75Se and 36Cl to Wheat edible parts following wet foliar contamination under field conditions , Journal of Environmental Radioactivity 121 (2013) 43-54