

# Évaluation du danger lié à la présence de polonium dans l'environnement

Revue de la littérature

### **Coordination et rédaction**

Cette publication a été réalisée par la Direction générale de la coordination scientifique et du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP) dans le cadre du **Plan québécois pour la valorisation des minéraux critiques et stratégiques**. Elle a été produite par la Direction des communications du MELCCFP.

### **Recherche et rédaction**

Nathalie Paquet, M. Sc., écotoxicologue

### **Révision scientifique**

Gaëlle Triffault-Bouchet, Ph. D., cheffe de division, écotoxicologue;

Les membres du comité des professionnels du MELCC qui participent à la mise en œuvre de l'action 1.2.2, « Élaborer des outils de gestion environnementale et sociale pour les projets de MCS » du Plan québécois pour la valorisation des minéraux critiques et stratégiques 2020-2025;

Les membres du Comité expert en radioactivité du MELCC.

### **Renseignements**

Téléphone : 418 521-3830

1 800 561-1616 (sans frais)

Formulaire : [www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp](http://www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/renseignements.asp)

Internet : [www.environnement.gouv.qc.ca](http://www.environnement.gouv.qc.ca)

Dépôt légal – 2023

Bibliothèque et Archives nationales du Québec

ISBN 978-2-550-95333-3 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec – 2023

## Résumé

Le polonium-210 ( $^{210}\text{Po}$ ) est un radionucléide d'origine naturelle de la série de l'uranium. Présent dans les sols riches en uranium, il peut être relâché dans l'environnement à la suite de l'exploitation minière de l'uranium et des minerais de terres rares, lors de l'application de produits phosphatés, par l'industrie pétrolière et gazière, par la combustion de combustibles fossiles ou par des éruptions volcaniques. Émetteur de particules alpha ( $\alpha$ ) lors de sa désintégration radioactive, il se prête bien à des applications industrielles, en particulier dans les générateurs de chaleur, pour la génération de neutrons et dans les réacteurs nucléaires. La source principale du  $^{210}\text{Po}$  demeure sa formation par exhalation du radon-222 à partir des couches superficielles de l'écorce terrestre.

Le nord du Québec contient des teneurs appréciables en uranium et en métaux de terres rares, associés au thorium. En raison de ces ressources minérales très diversifiées, le gouvernement du Québec a récemment mis en œuvre le Plan québécois pour la valorisation des minéraux critiques et stratégiques 2020-2025 (PQVMCS). Ce plan présente des stratégies pour favoriser l'exploration minière, la mise en valeur et l'exploitation de ces minéraux, ainsi que leur recyclage et leur utilisation optimale. Plusieurs projets d'exploration et d'exploitation minière sont donc envisagés, et ce, dans un avenir rapproché. Il apparaissait donc nécessaire de compiler les données disponibles sur la présence, le potentiel de bioaccumulation et la radiotoxicité du polonium chez les organismes terrestres et aquatiques, et de déterminer si les données actuelles sont suffisantes pour gérer le risque relié à la présence potentielle de ce radionucléide.

La revue de littérature a permis de recenser un grand nombre de données sur le potentiel de bioaccumulation du polonium dans les organismes aquatiques et terrestres. Ainsi, de nombreuses études ont porté sur la bioaccumulation du polonium, en particulier dans les végétaux, les poissons et les mammifères, et sa cible dans les organismes. Chez les végétaux, le polonium accumulé se retrouve principalement dans les feuilles et les parties aériennes, tandis que chez les invertébrés et les organismes supérieurs, il se retrouve dans les tissus mous, en particulier l'hépatopancréas, le foie, les reins et les intestins. Les données analysées indiquent que le polonium peut se bioaccumuler dans l'ensemble des organismes considérés, autant chez les organismes aquatiques que chez les organismes terrestres. L'accumulation est largement supérieure en milieu aquatique, le potentiel de bioaccumulation du  $^{210}\text{Po}$  dans les organismes aquatiques étant jugé élevé, avec des facteurs de bioconcentration (FBC) supérieurs à 5 000. Pour les organismes terrestres, les FBC sont plusieurs ordres de grandeur inférieurs, ce qui suggère que le potentiel de bioconcentration de ce composé dans les organismes terrestres est faible. Notons que de l'ensemble des radionucléides de la chaîne de désintégration de l'uranium, le  $^{210}\text{Po}$  est le radionucléide qui a démontré les facteurs de bioconcentration les plus élevés.

En revanche, il existe très peu de données sur la toxicité spécifique du polonium sur la faune et la flore. Les données sont inexistantes pour la majorité des niveaux trophiques, incluant les microorganismes, les invertébrés terrestres, les végétaux terrestres et aquatiques, les poissons, les amphibiens, les reptiles et les oiseaux. Chez les mammifères, des cas de cancers ont été rencontrés chez différents organismes, et ce, autant à la suite d'une exposition par ingestion, par inhalation, par contact cutané que par injection. Différents problèmes de santé ont également été rapportés, incluant des atrophies des ovaires, des testicules et du thymus, des fibroses des ganglions lymphatiques, de l'hypoplasie de la moelle osseuse, des problèmes rénaux et hématologiques. Qu'importe la voie d'exposition, l'espérance de vie des mammifères exposés au polonium était diminuée. Mentionnons par contre que toutes les activités testées chez les mammifères sont élevées, soit de l'ordre du kilobecquerel par kilogramme (kBq/kg), et que celles-ci ne sont pas représentatives de celles qui pourraient être retrouvées dans l'environnement québécois, à proximité des sources potentielles de polonium.

Dans les cas où une évaluation du risque écotoxicologique reliée à la présence potentielle de polonium devait être menée, la *Procédure d'évaluation du risque radiotoxique pour l'environnement* (CEAEQ, 2015) pourra être utilisée, considérant que la radiotoxicité du polonium est reconnue. La caractérisation du risque

radiotoxique consiste alors à comparer les doses d'exposition estimées pour chacun des récepteurs écologiques constituant l'écosystème étudié aux valeurs de référence radiologiques recommandées.

Bien que l'utilisation de la *Procédure d'évaluation du risque radiotoxique pour l'environnement* et des critères existants pour la radiotoxicité permette de gérer le risque relié au polonium potentiellement retrouvé dans l'environnement, la revue de littérature a permis de mettre en évidence un besoin de générer des données afin de déterminer les effets chroniques du polonium, particulièrement à des niveaux de radioactivité faibles, sur des espèces terrestres et aquatiques représentatives du Québec. Ces données complémentaires, qui seront fournies aux autorités responsables de l'encadrement et de la gestion des projets d'exploration ou d'exploitation minière, contribueront à une gestion durable des projets miniers impliquant le polonium.

# Table des matières

<b>Liste des tableaux</b>	<b>vii</b>
<b>Liste des figures</b>	<b>ix</b>
<b>1. Introduction</b>	<b>1</b>
<b>2. Présence dans l'environnement</b>	<b>4</b>
<b>2.1. Caractéristiques physicochimiques</b>	<b>4</b>
<b>2.2. Concentrations dans l'environnement</b>	<b>5</b>
2.2.1. Dans l'air	5
2.2.2. Dans les sols	6
2.2.3. Dans les eaux	6
2.2.4. Dans les sédiments	7
<b>3. Potentiel de bioaccumulation</b>	<b>9</b>
<b>3.1. Microorganismes</b>	<b>9</b>
<b>3.2. Algues et plantes aquatiques</b>	<b>9</b>
3.2.1. Dans le phytoplancton	9
3.2.2. Dans les macroalgues	11
3.2.3. Dans les milieux impactés	13
<b>3.3. Plantes terrestres</b>	<b>17</b>
<b>3.4. Mousses et lichens</b>	<b>27</b>
<b>3.5. Champignons</b>	<b>30</b>
<b>3.6. Invertébrés terrestres</b>	<b>33</b>
<b>3.7. Invertébrés aquatiques</b>	<b>34</b>
3.7.1. Influence de l'habitat	34
3.7.2. Influence de l'espèce	35
3.7.3. Influence de la biomasse et de la taille des organismes	35
3.7.4. Voies d'exposition	36

3.7.5.	Influence de l'état physiologique	36
3.7.6.	Distribution dans l'organisme	36
3.7.7.	Facteurs de bioconcentration	47
3.7.8.	Transfert trophique	49
<b>3.8.</b>	<b>Poissons</b>	<b>50</b>
<b>3.9.</b>	<b>Amphibiens et reptiles</b>	<b>84</b>
<b>3.10.</b>	<b>Oiseaux</b>	<b>85</b>
<b>3.11.</b>	<b>Mammifères</b>	<b>91</b>
3.11.1.	Études chez des animaux de laboratoire	91
3.11.2.	Études chez des animaux d'élevage	93
3.11.3.	Études <i>in situ</i>	94
<b>4.</b>	<b>Potentiel toxique</b>	<b>103</b>
4.1.	Plantes terrestres	103
4.2.	Invertébrés aquatiques	103
4.3.	Mammifères	104
4.3.1.	Exposition par inhalation	104
4.3.2.	Exposition par voie orale	104
4.3.3.	Exposition par contact cutané	104
4.3.4.	Exposition par injection	104
<b>5.</b>	<b>Conclusions et perspectives</b>	<b>108</b>
<b>6.</b>	<b>Références bibliographiques</b>	<b>110</b>

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1.</b> Facteurs de bioconcentration du $^{210}\text{Po}$ chez des espèces phytoplanctoniques _____	10
<b>Tableau 2.</b> Facteurs de bioconcentration du $^{210}\text{Po}$ chez des espèces de macroalgues _____	12
<b>Tableau 3.</b> Activités en $^{210}\text{Po}$ dans des plantes aquatiques prélevées au pourtour de mines d'uranium _____	14
<b>Tableau 4.</b> Facteurs de transfert atmosphériques et racinaires chez deux plantes terrestres exposées au polonium _____	17
<b>Tableau 5.</b> Activités en $^{210}\text{Po}$ dans différents tissus végétaux _____	18
<b>Tableau 6.</b> Activités en $^{210}\text{Po}$ dans des grains, des légumineuses, des légumes racines, des légumes-feuilles et des fruits _____	20
<b>Tableau 7.</b> Activités en $^{210}\text{Po}$ dans des végétaux prélevés sur un site minier uranifère _____	26
<b>Tableau 8.</b> Activités en $^{210}\text{Po}$ mesurées dans différentes espèces de lichens et de mousses _____	28
<b>Tableau 9.</b> Activités en $^{210}\text{Po}$ dans différentes espèces de champignons _____	31
<b>Tableau 10.</b> Activités en $^{210}\text{Po}$ chez des invertébrés terrestres _____	33
<b>Tableau 11.</b> Activité totale en $^{210}\text{Po}$ chez des crevettes, selon leur habitat _____	35
<b>Tableau 12.</b> Activités en $^{210}\text{Po}$ dans différents organes d'invertébrés aquatiques, telles que répertoriées dans la littérature _____	38
<b>Tableau 13.</b> Facteurs de bioconcentration du $^{210}\text{Po}$ recueillis dans la littérature pour différentes espèces d'invertébrés aquatiques _____	47
<b>Tableau 14.</b> Assimilation du $^{210}\text{Po}$ par le copépode <i>Acartia tonsa</i> alimenté par différentes espèces phytoplanctoniques _____	50
<b>Tableau 15.</b> Activités du $^{210}\text{Po}$ dans différents organes de poissons, telles que répertoriées dans la littérature _____	53
<b>Tableau 16.</b> Facteurs de bioconcentration du $^{210}\text{Po}$ dans les poissons, tels que répertoriés dans la littérature _____	79
<b>Tableau 17.</b> Facteurs de bioconcentration du $^{210}\text{Po}$ vers les organes du poisson, tels que répertoriés dans la littérature _____	80
<b>Tableau 18.</b> Activité en $^{210}\text{Po}$ dans des poissons prélevés dans les environs d'un ancien site d'extraction minière d'uranium situé près d'Elliot Lake, en Ontario. _____	84
<b>Tableau 19.</b> Facteurs de bioconcentration du $^{210}\text{Po}$ des écosystèmes d'eau douce vers les reptiles. ____	85
<b>Tableau 20.</b> Facteurs de bioconcentration du $^{210}\text{Po}$ des écosystèmes terrestres vers les amphibiens et les reptiles _____	85

<b>Tableau 21.</b> Activité en $^{210}\text{Po}$ dans des tissus de poulets dont l'alimentation contenait différentes concentrations de phosphate dicalcique _____	86
<b>Tableau 22.</b> Activités du $^{210}\text{Po}$ dans différents organes d'oiseaux marins, telles que répertoriées dans la littérature _____	88
<b>Tableau 23.</b> Activités en $^{210}\text{Po}$ dans différents organes de deux groupes de rats _____	91
<b>Tableau 24.</b> Distribution du polonium (en pourcentage) en fonction du temps, chez le lapin ayant été exposé par voie intratrachéale _____	92
<b>Tableau 25.</b> Activités en $^{210}\text{Po}$ dans différents tissus d'animaux de la ferme _____	93
<b>Tableau 26.</b> Activités en $^{210}\text{Po}$ accumulées dans des petits mammifères prélevés sur un site minier uranifère _____	95
<b>Tableau 27.</b> Activités en $^{210}\text{Po}$ dans les différents tissus d'herbivores _____	97
<b>Tableau 28.</b> Activités en $^{210}\text{Po}$ dans différents tissus de carnivores _____	99
<b>Tableau 29.</b> Facteurs de bioconcentration du $^{210}\text{Po}$ depuis les écosystèmes terrestres vers les mammifères _____	100
<b>Tableau 30.</b> Activités en $^{210}\text{Po}$ dans différents organes de mammifères marins _____	101
<b>Tableau 31.</b> Espérance de vie de mammifères exposés au polonium _____	106

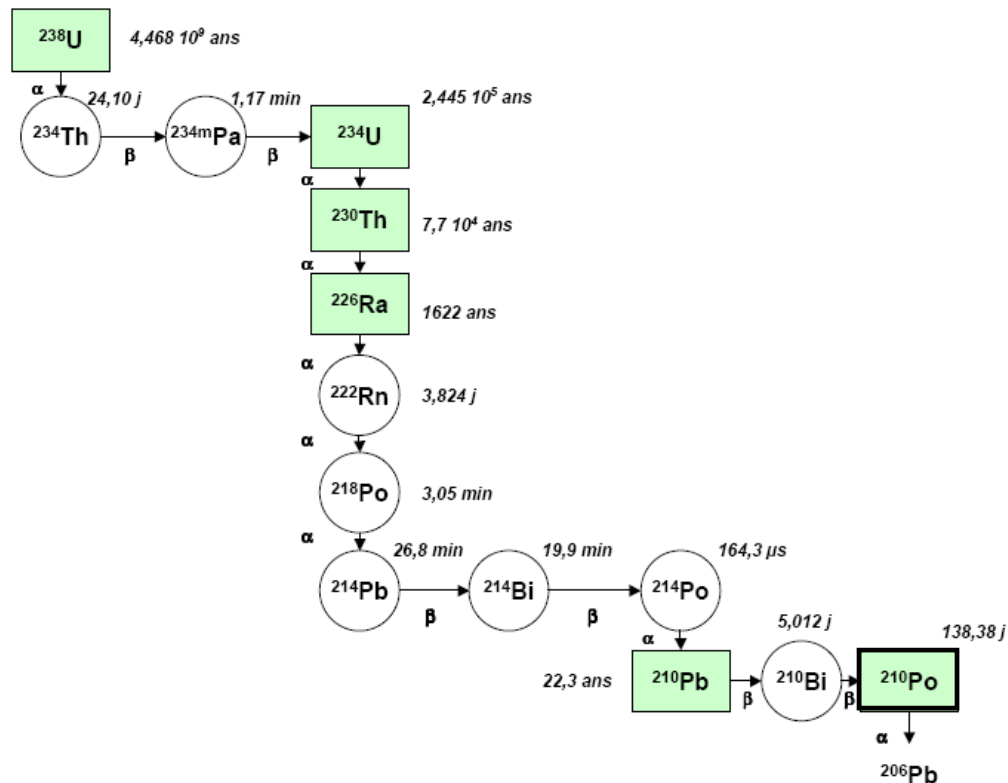


## Liste des figures

<b>Figure 1.</b> Chaîne de désintégration de l'uranium-238. Le type de rayonnement émis ( $\alpha$ , $\beta$ ) et la demi-vie ( $t_{1/2}$ ) radioactive sont précisés pour chaque produit de filiation.....	1
<b>Figure 2.</b> Cheminement du $^{210}\text{Po}$ dans l'environnement (adaptée de Nelson et collab., 2017). .....	3
<b>Figure 3.</b> Diagramme potentiel-pH (Eh – pH) simplifié du polonium à 25 °C (adaptée de Ram et collab., 2019).....	5

# 1. Introduction

Le polonium-210, ou  $^{210}\text{Po}$ , est un radionucléide d'origine naturelle de la série de désintégration de l'uranium-238. Il fait partie de la sous-chaîne de désintégration du plomb-210 ( $^{210}\text{Pb}$ ; figure 1.). Il a été découvert par Pierre et Marie Curie en 1898. C'est un émetteur de particules alpha ( $\alpha$ ) qui est présent dans tous les compartiments environnementaux à l'état de trace. Il peut aussi être produit artificiellement dans les réacteurs nucléaires, en bombardant une cible de bismuth avec des neutrons.



**Figure 1.** Chaîne de désintégration de l'uranium-238. Le type de rayonnement émis ( $\alpha$ ,  $\beta$ ) et la demi-vie ( $t_{1/2}$ ) radioactive<sup>1</sup> sont précisés pour chaque produit de filiation.

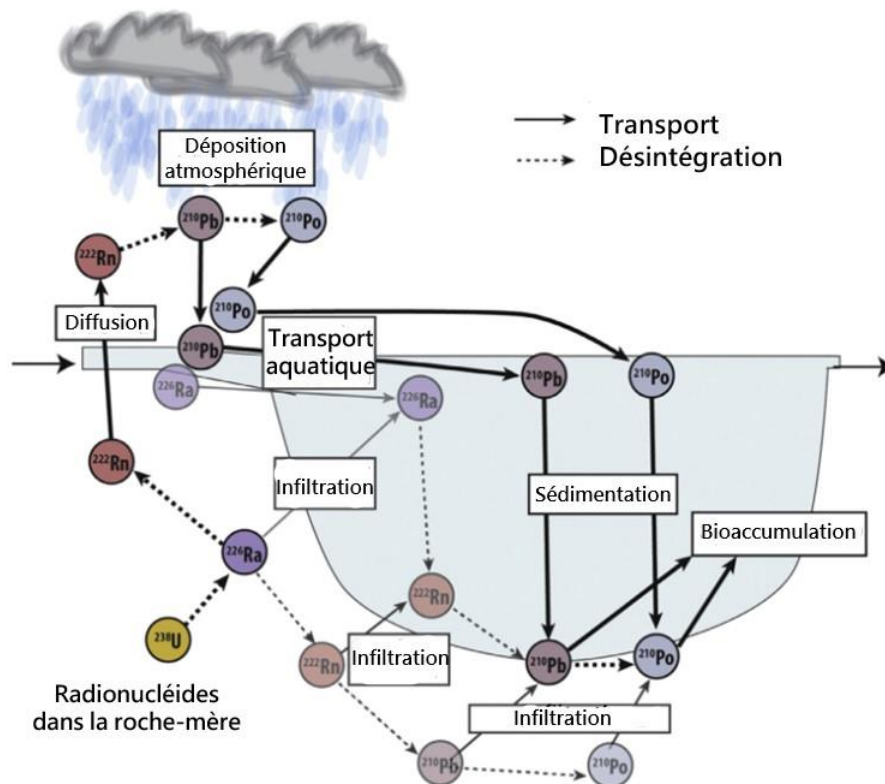
En plus d'être présent dans les sols riches en uranium, le polonium peut se retrouver dans l'environnement à la suite de l'extraction et du traitement de minerais d'uranium qui génèrent une radioactivité naturelle renforcée (NORM). Il peut être aussi issu des procédés de production de certaines activités industrielles, non liées à l'exploitation de réacteurs nucléaires, qui modifient les équilibres physicochimiques de la radioactivité naturelle contenue dans les matières utilisées et la concentrent dans les matières résiduelles produites. Il s'agit alors de radioactivité naturelle technologiquement renforcée (TENORM). Cette dernière représente un risque éventuellement accru de dissémination dans l'environnement de radionucléides, même après l'arrêt de l'activité industrielle. Cette radioactivité naturelle involontairement renforcée peut provenir des activités d'extraction de minerais et de ressources géologiques, ainsi que des étapes de séparation, de purification, de transformation et d'utilisation des sous-produits. Elle peut être accentuée, notamment, par les activités suivantes :

<sup>1</sup> La demi-vie radioactive désigne le temps au bout duquel la moitié des noyaux de cet isotope se sont désintégrés.

- La combustion de charbon;
- Le traitement des minerais d'étain, d'aluminium, de cuivre, de titane, de niobium, de bismuth et de thorium;
- La production de céramiques réfractaires;
- La production ou l'utilisation de composés contenant du thorium;
- La production de zircon et de baddaleyite;
- La production d'engrais phosphatés et la fabrication d'acide phosphorique. Les roches phosphatées sont la matière première de la production de tous les produits phosphatés et la principale source de phosphore pour les engrais. Elles peuvent être caractérisées par une forte teneur en radionucléides naturels, notamment de la chaîne de désintégration de l'uranium-238 ( $^{238}\text{U}$ ). Les déchets solides de l'industrie des engrais phosphatés, appelés phosphogypse, contiennent la majorité du radium-226 ( $^{226}\text{Ra}$ ) et du  $^{210}\text{Po}$  présents dans les phosphates bruts;
- Le traitement du dioxyde de titane;
- Le traitement des métaux de terres rares et la production de pigments en contenant;
- Le traitement d'eaux souterraines profondes destinées à la production d'eaux de consommation;
- Les établissements thermaux.

Enfin, le polonium peut être disséminé dans l'environnement par les activités nucléaires. Par exemple, l'accident de Tchernobyl, survenu en 1986 en Ukraine, a engendré un panache de certains radionucléides plus volatils, incluant le  $^{210}\text{Po}$  (IRSN, 2021). Celui-ci a été entraîné au gré des vents par les masses d'air sur de grandes distances, notamment en Russie, au Caucase, en Méditerranée orientale, en Europe centrale et, ultimement, en Amérique du Nord. Cet accident a donc largement contribué à augmenter les teneurs ambiantes en polonium sur la planète. Il en est de même de l'incident survenu en 2011 à Fukushima, au Japon (IRSN, 2011).

La teneur en  $^{210}\text{Po}$  dans la lithosphère est directement reliée à la concentration d' $^{238}\text{U}$  dans la croûte terrestre. Cependant, dans l'air, la source principale du  $^{210}\text{Po}$  demeure sa formation par exhalation du radon-222 ( $^{222}\text{Rn}$ ) à partir des couches superficielles de l'écorce terrestre, via le  $^{210}\text{Pb}$  puis le bismuth-210 ( $^{210}\text{Bi}$ ), précurseurs directs du  $^{210}\text{Po}$ . Une fois dans l'atmosphère, ces trois radionucléides sont rapidement adsorbés par les particules solides des aérosols (Długosz-Lisiecka, 2016). Ils peuvent alors être transportés sur de longues distances, avant leur dépôt sur le sol ou leur sédimentation dans les eaux de surface à la suite de dépôts secs et humides (figure 2).



**Figure 2.** Cheminement du  $^{210}\text{Po}$  dans l'environnement (adaptée de Nelson et collab., 2017)

Les mesures de protection environnementales mises en place, autant lors des travaux d'exploration et d'exploitation minière que lors des activités industrielles, ont beaucoup évolué depuis les 25 dernières années. En effet, des mesures d'atténuation ont été mises en place, tant pour les méthodes d'exploitation que pour les techniques de traitement des effluents, afin, entre autres, de respecter les seuils réglementaires d'émission. Néanmoins, les activités minières et industrielles peuvent entraîner la contamination des milieux environnants. Du polonium pourrait ainsi se retrouver dans les milieux terrestres et aquatiques, se déposer dans les sédiments ou être pris en charge par les organismes vivants et potentiellement circuler le long des chaînes alimentaires.

Comme le Québec dispose de ressources minérales très diversifiées, particulièrement en territoire nordique, le gouvernement du Québec a mis en œuvre le Plan québécois pour la valorisation des minéraux critiques et stratégiques 2020-2025 (MERN, 2020). Celui-ci présente des stratégies pour favoriser l'exploration minière, la mise en valeur et l'exploitation de ces minéraux ainsi que leur recyclage et leur utilisation optimale. Le nord du Québec contient des teneurs appréciables en uranium et en métaux de terres rares, associés au thorium, et plusieurs projets d'exploration et d'exploitation minière sont envisagés. Il est donc primordial d'acquérir des connaissances sur la biodisponibilité du polonium, soit sur son assimilation par les organismes vivants, ainsi que sur sa radiotoxicité.

Ces connaissances seront nécessaires au processus d'évaluation des risques des projets d'exploration ou d'exploitation minière, permettront d'encadrer adéquatement cette activité et favoriseront son développement en respect des principes du développement durable, tout en assurant la protection et la conservation des écosystèmes terrestres et le maintien des services écologiques qu'ils rendent (p. ex., cycle biogéochimique des nutriments, production primaire, approvisionnement en nourriture et en matériaux). Le présent document présente ainsi les données de bioaccumulation et de toxicité disponibles pour les organismes terrestres et aquatiques, colligées dans la littérature.

## 2. Présence dans l'environnement

Bien qu'il puisse être retrouvé de façon plus abondante au pourtour d'installations nucléaires et de mines d'uranium ou près d'activités générant des NORM ou des TENORM, le polonium peut être dispersé dans l'air à la suite de sa formation par exhalation du  $^{222}\text{Rn}$ , via le  $^{210}\text{Pb}$  et le  $^{210}\text{Bi}$ , précurseurs directs du  $^{210}\text{Po}$ . Une fois dans l'atmosphère, à la suite de dépôts secs et humides, il peut être transporté sur de longues distances avant de se déposer sur le sol ou de sédimenter dans les eaux de surface.

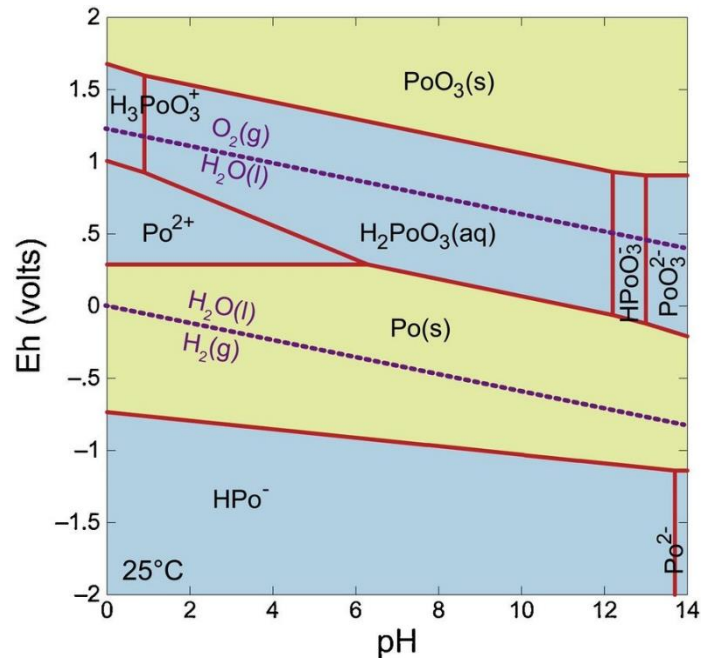
### 2.1. Caractéristiques physicochimiques

Le polonium possède 43 isotopes connus, tous radioactifs (Thakur et Ward, 2020). Sept d'entre eux sont naturellement présents dans l'environnement :

- $^{210}\text{Po}$  ( $t_{1/2} = 138,4$  jours),  $^{214}\text{Po}$  ( $t_{1/2} = 164,3$   $\mu\text{s}$ ) et  $^{218}\text{Po}$  ( $t_{1/2} = 3,09$  min) de la série de désintégration de l'uranium;
- $^{212}\text{Po}$  ( $t_{1/2} = 0,299$   $\mu\text{s}$ ) et  $^{216}\text{Po}$  ( $t_{1/2} = 0,145$   $\mu\text{s}$ ) de la série de désintégration du thorium;
- $^{211}\text{Po}$  ( $t_{1/2} = 0,516$  s) et  $^{215}\text{Po}$  ( $t_{1/2} = 1,781$  ms) de la série de désintégration de l'actinium.

Il convient de noter que, compte tenu de sa demi-vie supérieure à celle des autres isotopes du polonium, c'est le  $^{210}\text{Po}$  qui est le plus abondant dans l'environnement, bien que retrouvé à l'état de trace.

Selon les conditions environnementales, le polonium peut adopter plusieurs formes et degrés d'oxydation (figure 3. ; Ram et collab., 2019). À pH plus faible ainsi qu'à pH neutre, tout dépendant du potentiel d'oxydoréduction (Eh) du milieu, le polonium peut se trouver à l'état d'oxydation II+ ( $\text{Po}^{2+}$ ) ou à l'état d'oxydation IV+ ( $\text{PoO}_2$  solide). En milieu basique, on le trouve surtout sous sa forme tétravalente (p. ex.,  $\text{PoO}_3^{2-}$  soluble ou  $\text{Po}(\text{OH})_2$  insoluble). Le polonium IV+, insoluble et immobile, constitue la forme prédominante dans les milieux naturels. À l'instar du thorium, il forme des interactions avec la surface de divers matériaux (p. ex., des argiles organiques), ce qui diminue sa mobilité (Jeambrun, 2012). Il peut également (co)précipiter avec les (oxy)hydroxydes métalliques (fer ou manganèse) ou sous forme de sulfure (Coppin et Roussel-Debet, 2004). Il peut former des sels solubles avec des chlorures, des bromures, des acétates, des nitrates et d'autres anions inorganiques (Thakur et Ward, 2020).



**Figure 3.** Diagramme potentiel-pH (Eh – pH) simplifié du polonium à 25 °C (adaptée de Ram et collab., 2019)

## 2.2. Concentrations dans l'environnement

### 2.2.1. Dans l'air

L'activité naturelle du  $^{210}\text{Po}$  dans l'air varie généralement entre 0,01 et 0,3 mBq/m<sup>3</sup> (Długosz-Lisiecka, 2016; Szaciłowski et collab., 2019; Hicsonmez et collab., 2020). Le temps de résidence du  $^{210}\text{Po}$  dans l'atmosphère varie entre 15 et 75 jours, avec une valeur moyenne de  $26 \pm 3$  jours (Persson et Holm, 2011). Une fois rejetée dans l'air, la majeure partie du  $^{210}\text{Po}$  se fixe à des particules fines, telles que la matière particulaire dont la taille est inférieure à 2,5  $\mu\text{m}$  ou PM<sub>2,5</sub> (Vaasma et collab., 2017).

Puisque cet isotope est formé à la suite de la désintégration du  $^{222}\text{Rn}$ , des activités plus élevées peuvent être retrouvées au pourtour d'installations nucléaires, de mines d'uranium ou près d'activités générant des NORM ou des TENORM. C'est notamment le cas de villes consommant davantage de charbon, comme en Chine, plus précisément à Pékin ( $0,43 \pm 0,31$  mBq/m<sup>3</sup>), Taiyuan (1,29 mBq/m<sup>3</sup>), Jiexiu (1,85 mBq/m<sup>3</sup>), Tianjin (1,13 mBq/m<sup>3</sup>) ou dans la province du Hebei (1,26 mBq/m<sup>3</sup>) (Ouyang et collab., 2018). Des pics allant jusqu'à 4 730 mBq/m<sup>3</sup>, liés à l'utilisation d'un processus thermique précis, ont également été rapportés à l'intérieur d'une raffinerie de métaux non ferreux, en Pologne (Szaciłowski et collab., 2019).

En 2000, les rejets mondiaux atmosphériques de  $^{210}\text{Po}$  étaient de l'ordre de 660 GBq/an, dont 490 GBq/an par les industries des phosphates, 90 GBq/an par l'extraction du fer et la métallurgie, 78 GBq/an par les cimenteries, et une faible part était imputable aux mines de charbon, aux forages pétroliers et aux centrales thermiques (Flues et collab., 2002).

Les concentrations du  $^{210}\text{Po}$  atmosphérique sont généralement plus élevées pendant les périodes sèches, car les pluies le lessivent, ce qui augmente son dépôt lors des périodes humides (Karunakara et collab., 2000). La contribution du dépôt atmosphérique à la source totale d'apport de  $^{210}\text{Po}$  pendant les saisons sèches est estimée à 20 %, comparativement à 70 % pendant la saison des pluies (Tateda et collab., 2003). Les teneurs atmosphériques sont également influencées par la force du vent, ainsi

que par le taux d'humidité, la distribution des particules et le niveau de pollution dans l'air. L'activité dans les eaux de pluie varie généralement entre 1 et 100 mBq/l (Thakur et Ward, 2020; Coppin et Roussel-Debet, 2004). L'activité d'eaux de pluie recueillies à proximité de mines d'uranium serait comparable à celle de sites témoins, selon les données rapportées par Thomas (2000a).

### 2.2.2. Dans les sols

En l'absence de perturbations locales, l'activité ambiante dans les sols varie entre 10 et 200 Bq/kg (Akyil et collab., 2008). Ces activités sont très fortement influencées par la présence d'activités génératrices de polonium, particulièrement à proximité des mines d'uranium, où des activités massives pouvant atteindre 15 000 à 22 000 Bq/kg ont été rapportées dans des résidus de mines uranifères en exploitation au Nouveau-Mexique, aux États-Unis (Thakur et Ward, 2020; Lapham et collab., 1989). Le  $^{210}\text{Po}$  est concentré dans les premiers centimètres (0 à 5 cm) de l'horizon de sol. Son activité diminue jusqu'à une profondeur d'environ 20 cm, pour se stabiliser par la suite (Karunakara et collab., 2000). Cette observation montre que la principale source de  $^{210}\text{Po}$  dans le sol provient du dépôt des descendants du  $^{222}\text{Rn}$ .

L'accumulation en polonium varie selon le type de sols, les sols organiques contenant trois fois plus de  $^{210}\text{Po}$  que les sols minéraux (Brown et collab., 2011; Ozden et collab., 2013; Berger et collab., 1965). Ce radionucléide a également une forte affinité pour l'argile. Ainsi, une étude récente a montré que la zéolite, un minéral naturel poreux d'origine volcanique chargé négativement, présente une sélectivité pour les espèces de polonium chargées positivement, telle que  $\text{Po}(\text{OH})_3^+$  (Hicsonmez et collab., 2020).

Le  $^{210}\text{Po}$  retrouvé dans les sols serait peu mobile. Ainsi, d'après une étude réalisée en Espagne, l'activité mesurée dans des lixiviats de résidus miniers d'une installation de la compagnie Rio Tinto représentait en moyenne 6 % de celle de l'échantillon solide, et ce, même en présence de drainage minier acide (pH : 1 - 2) (Barbero et collab., 2014).

### 2.2.3. Dans les eaux

#### Eaux souterraines

En raison de sa forte adsorption sur les matériaux solides, l'activité du  $^{210}\text{Po}$  dans les eaux souterraines est généralement inférieure à 30 mBq/l. Par exemple, dans des zones minéralisées en uranium en Inde, les activités en  $^{210}\text{Po}$  varient de  $< 0,08$  à  $7,4 \pm 0,9$  mBq/l à Jaduguda (Sharma et collab., 2020), comparativement à 0,3 à 2,8 mBq/l dans la région de Peddagattu et à 0,3 à 4,7 mBq/l dans la région de Seripally (Raghavendra et collab., 2013). Toutefois, dans plusieurs sources d'approvisionnement en eau aux États-Unis, comme en Floride, au Nevada, en Louisiane et dans le Maryland, l'activité basale pouvait dépasser 1 Bq/l (Seiler, 2011). Des niveaux allant jusqu'à 43 000 Bq/l ont également été observés dans des puits finlandais (Seiler, 2011). Autant aux États-Unis qu'en Finlande, ces teneurs élevées étaient associées à une forte présence de radon.

Les teneurs en polonium retrouvées dans les eaux souterraines sont généralement corrélées à celles en manganèse et en fer dans la même matrice (Sharma et collab., 2020). Ceci s'explique par le fait que le  $^{210}\text{Po}$  est connu pour s'associer au manganèse et au fer, principalement sous forme d'oxydes et d'hydroxydes (Carvahlo et collab., 2017).

#### Eaux douces

Dans les masses d'eau douce oxiques, l'activité naturelle du  $^{210}\text{Po}$  varie de 1 à 5 mBq/l; en conditions anoxiques, les valeurs sont plus élevées et peuvent atteindre jusqu'à 17 mBq/l (Thomas et collab., 2020). En fonction du traitement mis en place, les teneurs rapportées dans les eaux de surface de milieux impactés peuvent être légèrement supérieures. Ainsi, l'activité des eaux de surface d'un lac situé à proximité d'une ancienne mine d'uranium, au Tadjikistan, était de  $5,6 \pm 0,7$  mBq/l (Skipperud et collab., 2013). Cette activité variait de 7,5 à 84 mBq/l dans l'eau d'un lac d'une ancienne mine de

feldspath, en Suède, en exploitation entre 1890 et 1980 (Thomas et collab., 2020). Des activités jusqu'à 50 mBq/l ont été mesurées dans les effluents de mines d'uranium existantes (Carvahlo et collab., 2016).

À des pH variant entre 4 et 7, le  $^{210}\text{Po}$  est principalement retrouvé sous forme de complexe hydroxy  $\text{Po}(\text{OH})_4$  (Sergeev et collab., 2015). Par ailleurs, bien que dans le cas des pH les plus bas ou en conditions anoxiques il puisse être sous forme de  $\text{Po}(\text{II})$  soluble, le  $^{210}\text{Po}$  est généralement présent dans les eaux naturelles à l'état  $\text{Po}(\text{IV})$ , très peu soluble (Venunathan et Narayana, 2016; Sergeev et collab., 2015; Harada et collab., 1989). Cette insolubilité confère au  $^{210}\text{Po}$  une forte affinité pour la phase particulaire ou colloïdale (Connan et collab., 2007; Ansoborlo et collab., 2012; Gasco et collab., 2002). Ainsi, il est rapidement éliminé de la colonne d'eau par sédimentation lorsqu'associé à des particules plus grosses, mais peut y demeurer plus longtemps lorsqu'associé à des colloïdes (Strok et Smodis, 2011). Le temps de rétention du  $^{210}\text{Po}$  dans l'environnement aquatique est estimé entre 18 et 30 jours (Struminiska-Parulska, 2010).

Les activités en  $^{210}\text{Po}$  mesurées dans l'eau douce sont habituellement corrélées à celles en  $^{210}\text{Pb}$ , de même qu'aux teneurs en silicium, en carbone organique total et en sulfate (Nelson et collab., 2017).

### Eau de mer

L'activité naturelle mesurées dans l'eau de mer se situent entre 1 et 5 mBq/l (Thakur et Ward, 2020; Skwarzec, 1988; Cherry et Shannon, 1974). Tout comme dans les eaux continentales, le  $^{210}\text{Po}$  est insoluble dans l'eau de mer (Tanaka et collab., 1983). Il est donc généralement lié aux particules en suspension, des études ayant montré que de 43,3 à 54,7 % du polonium était sous forme particulaire dans la mer de Chine orientale (Zhong et collab., 2020), pourcentage qui s'établissait à 83,4 % dans la mer d'Irlande (Biggin et collab., 2002) et à 99 % dans des eaux de l'océan Atlantique prélevées sur la côte nord du Pays de Galles (Wildgust et collab., 1998). Le profil vertical du polonium dissous est semblable à celui des autres éléments nutritifs. En dépit du dépôt atmosphérique, la concentration est plus faible à la surface, en raison du piégeage-assimilation rapide du  $^{210}\text{Po}$ , et elle augmente légèrement avec la profondeur, en raison de sa reminéralisation (Horowitz et collab., 2020; Hong et collab., 2008).

Le  $^{210}\text{Po}$  est rapidement balayé hors de la couche de surface des mers et des océans, conduisant à des temps de séjour estimés d'environ 0,6 an (Stewart et Fisher, 2003b). Cette valeur est plus élevée dans les eaux plus profondes, où le temps de séjour peut atteindre jusqu'à cinq ans à des profondeurs supérieures à 1 000 m (Hong et collab., 2008).

#### 2.2.4. Dans les sédiments

D'après les données disponibles, l'activité naturelle en  $^{210}\text{Po}$  dans les sédiments varie entre 5 et 900 Bq/kg, avec une moyenne de 150 Bq/kg (Hosseini et collab., 2012). En 2012, dans les sédiments de fond de la mer Baltique, l'activité en  $^{210}\text{Po}$  dans la couche de surface (0 à 1 cm) était de 224 Bq/kg dans le bassin de Gdansk et de 209 Bq/kg dans le bassin Arkona (Skwarzec et collab., 2012). Dans les couches profondes de 10 cm, l'activité diminuait en dessous de 100 Bq/kg dans ces deux cas. Cette baisse serait reliée à l'atteinte de l'équilibre séculaire à cette profondeur, qui peut être obtenu dans les sédiments après une période d'environ 200 ans (Skwarzec et collab., 2012). L'activité dans les sédiments à proximité de sites miniers uranifères ainsi qu'à leur pourtour peut atteindre des niveaux beaucoup plus élevés, des accumulations jusqu'à 21 390 Bq/kg ayant été mesurées près d'une mine désaffectée au Portugal (Carvahlo et collab., 2016).

Tout comme dans les sols, le polonium retrouvé dans les sédiments possède une forte affinité pour l'argile et la matière organique (Okuku et collab., 2020; Narayana et collab., 2006; Saito et Cunha, 1997). Ceci explique d'ailleurs en partie les concentrations plus élevées dans les sédiments que dans la colonne d'eau (Suriyanarayanan et collab., 2008). Notons qu'aucune corrélation significative n'a été observée entre l'activité en  $^{210}\text{Po}$  et le pH dans les sédiments (Venunathan et Narayana, 2016; Narayana et Rajashekara, 2010).



Les teneurs retrouvées dans les sédiments peuvent également varier en fonction de la granulométrie de cette matrice. Ainsi, dans le sable de la baie du Bengale, l'accumulation était maximale (4,0 à 15,5 Bq/kg) dans les particules de 105  $\mu\text{m}$ , mais était minimale (2,0 – 5,0 Bq/kg) dans les particules de 500  $\mu\text{m}$  (Pillai et collab., 2018).

## 3. Potentiel de bioaccumulation

Le polonium peut être pris en charge par les organismes vivants et potentiellement circuler le long des chaînes alimentaires. Une fois dans les organismes vivants, la revue des facteurs de bioconcentration (FBC) disponibles dans la littérature montre que le  $^{210}\text{Po}$  est caractérisé par des FBC supérieurs à 5 000 chez les organismes aquatiques, ce qui laisse présager qu'il présente un potentiel de bioaccumulation élevé. Chez les organismes terrestres, les FBC sont plusieurs ordres de grandeur inférieurs, ce qui suggère que le potentiel de bioconcentration de ce composé dans les organismes terrestres est faible. Les données de bioaccumulation répertoriées pour chacun des niveaux trophiques sont résumées dans les sections suivantes.

### 3.1. Microorganismes

D'après les quelques études disponibles, étant donné son affinité avec la matière organique, le  $^{210}\text{Po}$  peut se complexer aux métabolites organiques microbiens et être ensuite remobilisable sous cette forme.

Des teneurs élevées en  $^{210}\text{Po}$  ont été retrouvées dans certaines eaux souterraines riches en sulfures de l'état de la Floride (Harada et collab., 1989). Des expériences effectuées dans ces eaux, à l'aide d'une bactérie aérobie isolée à partir de phosphogypse, a montré que le polonium était assimilable par les bactéries et dispersé entre les parois cellulaires, le cytoplasme et les protéines de haut poids moléculaire d'une manière analogue au soufre (Cherrier et collab., 1995). En effet, bien que l'étude de l'absorption du polonium et du soufre par ces cellules bactériennes démontre que la prise en charge est différente, la distribution dans les cellules est similaire pour ces deux éléments. Les bactéries sulfato-réductrices seraient ainsi en mesure de libérer le  $^{210}\text{Po}$  lors de la réduction des sulfates du phosphogypse (LaRock et collab., 1996). Cependant, lorsque la concentration de sulfures dépassait  $10\ \mu\text{M}$ , un précipité de sulfure de polonium ( $\text{PoS}_2$ ) se formait, stabilisant ainsi le  $^{210}\text{Po}$  dans la phase minérale.

La formation d'espèces organiques volatiles de  $^{210}\text{Po}$ , sous forme de  $\text{Po}(\text{CH}_3)_2$ , a été observée chez certaines cultures bactériennes en laboratoire. Bahrou et ses collaborateurs (2012) ont étudié la production de polonium volatil ( $\text{Po}_v$ ) par des cultures pures de microorganismes aérobiques marines résistantes à la tellurite, un minéral rare constitué de dioxyde de tellure ( $\text{TeO}_2$ ). *Rhodotorula mucilaginosa*, une levure, et une souche de *Bacillus* sp., une bactérie Gram positif, généraient environ un à deux ordres de grandeur de plus de  $\text{Po}_v$  que les autres organismes testés (*Virgibacillus halodenitrificans*, *Bacillus subtilis* et *Escherichia coli*). *Rhodotorula mucilaginosa* produisait environ 8 % de  $\text{Po}_v$ , comparativement à 1,6 % pour *Bacillus* sp. et  $\leq 0,2\%$  chez les autres espèces bactériennes. Le polonium volatil peut également être formé dans des conditions abiotiques, mais la génération de  $\text{Po}_v$  se produit majoritairement dans des conditions biotiques.

La capacité de certaines bactéries à coprécipiter le polonium apparaît être une avenue intéressante pour la bioremédiation de sites contaminés.

### 3.2. Algues et plantes aquatiques

#### 3.2.1. Dans le phytoplancton

En milieu aquatique, la prise en charge du polonium par les espèces phytoplanctoniques est influencée par la taille des cellules, la biodisponibilité du radionucléide dans le milieu et les conditions physicochimiques du milieu (Alam et Mohamed, 2011). Elle a principalement lieu par adsorption-absorption directe du  $^{210}\text{Pb}$  et du  $^{210}\text{Po}$  présents dans l'eau, mais également par contact avec les matières en suspension contenant ces éléments. Les cellules phytoplanctoniques étant de très petites

tailles, elles ont une plus grande surface d'absorption, ce qui se traduit par des accumulations plus élevées pour de nombreux éléments, incluant le polonium (Shaheed et collab., 1997). D'ailleurs, une forte corrélation a été rapportée entre les teneurs en  $^{210}\text{Po}$  dissous pris en charge par les algues et les concentrations en chlorophylle a (Nozaki et collab., 1998).

Bien que peu documenté, le pH semble influencer la prise en charge du polonium, comme cela est le cas pour d'autres éléments. Uddin et ses collaborateurs (2020) ont montré que, chez cinq espèces phytoplanctoniques (*Thalassiosira weissflogi*, *Tetraselmis suecica*, *Chaetoceros muelleri*, *Isochrysis galbana* et *Dunaliella salina*) exposées en laboratoire pendant 96 heures, autant les concentrations accumulées en  $^{210}\text{Po}$  qu'en  $^{209}\text{Po}$  étaient supérieures à pH légèrement plus basiques ( $8,2 > 8,0 > 7,5$ ). Il semble donc que l'acidification affecte la rétention et l'absorption du polonium.

Une étude portant sur l'exposition en laboratoire de huit espèces phytoplanctoniques marines à des activités initiales en  $^{210}\text{Po}$  comprises entre 60 et 90 Bq/ml montre que l'absorption se produit principalement dans les premières 24 heures (Stewart et Fisher, 2003b). Celle-ci était influencée par les surfaces cellulaires des différentes espèces, ainsi que par le contenu en protéines dans leur membrane cellulaire. L'absorption n'était pas affectée par la température ou par la lumière. Une fois associée avec la cellule, entre 30 et 60 % du  $^{210}\text{Po}$  cellulaire total était incorporé à l'intérieur du cytoplasme. Les facteurs de bioconcentration se situaient entre 0,6 et  $2,7 \times 10^4$  et sont du même ordre de grandeur que ceux mesurés dans d'autres études (tableau 1.). Étant donné que les FBC sont supérieurs à 5 000, le potentiel de bioaccumulation chez les espèces phytoplanctoniques est donc élevé (MELCC, 2022).

**Tableau 1.** Facteurs de bioconcentration du  $^{210}\text{Po}$  chez des espèces phytoplanctoniques

Espèce	FBC ( $\times 10^4$ )	Référence
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	7,4	Fisher et collab., 1983
	$2,0 \pm 0,3$	Stewart et Fisher, 2003b
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	3,1	Fisher et collab., 1983
	$9,9 \pm 2,1$	
<i>Chlorella autotrophica</i>	$2,7 \pm 0,5$	Stewart et Fisher, 2003b
<i>Emiliana huxleyi</i>	$1,7 \pm 0,2$	
<i>Isochrysis galbana</i>	$1,7 \pm 0,3$	
<i>Rhodomonas salina</i>	$1,7 \pm 0,3$	
<i>Tetraselmis levis</i>	$1,4 \pm 0,2$	
<i>Heterocapsa triquetra</i>	$0,6 \pm 0,2$	
<i>Coscinodiscus granii</i>	0,28	Skwarzec et Bojanowski, 1988
<i>Dinobryon balticum</i>	0,74	
Phytoplancton prélevé dans la mer Baltique ( <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Nodularia spumigena</i> , <i>Nodularia herveyana</i> , <i>Anabaena flos-aquae</i> , <i>Anabaena</i> <i>spiroides</i> , <i>Anabaena affinis</i> , <i>Pediastrum duplex</i> et <i>Oocystis</i> sp.)	0,42	

Espèce	FBC (x10 <sup>4</sup> )	Référence
Phytoplancton prélevé dans la mer Baltique ( <i>Microeystis aeruginosa</i> et <i>Dinobryon balticum</i> )	0,52	Skwarzec et Bojanowski, 1988
Diatomés prélevés à Cap de Bonne-Espérance	5 ± 3	Shannon et collab., 1970,
Phytoplancton prélevé au Pérou	0,9	Heyraud et Cherry, 1979
Phytoplancton prélevé sur la côte de Washington	0,9 ± 0,4	Bennett et Carpenter, 1979,
Phytoplancton prélevé dans la mer Adriatique	2,2	Meli et collab., 2013b
Phytoplancton prélevé dans la vallée de l'Okanagan, en Colombie-Britannique ( <i>Melosira</i> sp. et chlorophytes non identifiés)	0,05	Mahon, 1982
Phytoplancton	0,4	Thompson et collab., 1972
Phytoplancton	7	IAEA, 2004

### 3.2.2. Dans les macroalgues

Chez les macroalgues, en plus des conditions physicochimiques du milieu, plusieurs facteurs contribuent à l'accumulation des métaux et des radionucléides, comme le polonium. Il s'agit notamment de leur âge, leur durée de vie, leur morphologie, leur surface de contact et leur taux de croissance. Deux études rapportent des accumulations supérieures en <sup>210</sup>Po dans les tissus plus âgés de *Macrocyctis pyrifera*, prélevés en milieu naturel (Cowen et collab., 1976; Hodge et collab., 1974). Chez des macroalgues prélevées au large des côtes du Portugal, les concentrations en <sup>210</sup>Po chez trois espèces ayant des surfaces de contact plus importantes (*Ploccanium cartilagineum*, *Gelidium sesquipedale* et *Fucus vesiculosus*) étaient supérieures, avec des activités comprises entre 5,2 et 9,1 Bq/kg, comparativement à des activités entre 1,6 à 2,7 Bq/kg pour les autres espèces prélevées (*Ulva lactuca*, *Codium tomentosum* et *Sacchoriza polyschides*) (Carvalho, 2011).

Le contenu total en protéines dans les macroalgues semble avoir une influence sur leur prise en charge du <sup>210</sup>Po. En effet, les algues brunes sont reconnues pour accumuler des quantités plus importantes de métaux divalents en raison de leur teneur élevée en polysaccharides et en polyphénols (Kim et collab., 2017). Des activités en <sup>210</sup>Po entre 2,8 et 2,9 Bq/kg ont par exemple été mesurées dans deux espèces d'algues brunes (*Sargassum wightii* et *Padina parvula*) contenant de fortes teneurs en protéines (Suriyanarayanan et collab., 2008). À Flamingo Bay, au Soudan, l'algue verte *Halamida* sp. montrait une activité de 13,7 Bq/kg, comparativement aux algues brunes *Cystoseria* sp., *Padina* sp. et *Sargassum* sp., qui présentaient des activités de <sup>210</sup>Po de 32,6, 15,0 et 12,6 Bq/kg respectivement (Sirelkhatim et collab., 2008).

Chez différentes espèces de macroalgues benthiques de la baie de Puck, au sud de la mer Baltique, les activités en <sup>210</sup>Po variaient de 0,12 Bq/kg chez *Cladophora rupestris* à 1,12 Bq/kg chez *Chara crinita* (Skwarzec et collab., 2003). Dans les échantillons de *Fucus vesiculosus*, le polonium a été mesuré dans la plante entière et séparément dans les lames et les pneumatocystes. L'accumulation était plus élevée dans les parties végétatives (9,5 ± 0,2 Bq/kg) que dans les vésicules gazeuses (3,8 ± 0,1 Bq/kg). Les facteurs de bioconcentration de l'eau vers les macroalgues se situaient entre 450 et 4 400 et sont comparables à ceux répertoriés dans les autres études disponibles (tableau 2. facteurs de ). Ces valeurs étaient, en revanche, plus faibles que celles obtenues pour le phytoplancton, ce qui indique que le polonium est plus facilement accumulé par le phytoplancton que par les macroalgues benthiques. Skwarzec et ses collaborateurs (2003) avancent l'hypothèse que la salinité du milieu pourrait affecter la prise en charge du polonium chez les plantes aquatiques. En effet, la salinité typique de l'eau de mer

de la baie de Puck est environ trois fois plus faible que celle de l'océan et l'accumulation dans les macroalgues benthiques de ce secteur était inférieure à celles des autres bassins océaniques.

**Tableau 2.** Facteurs de bioconcentration du  $^{210}\text{Po}$  chez des espèces de macroalgues

Espèce	FBC <sub>eau-plantes</sub> (x 10 <sup>4</sup> )	Référence
<i>Gracilaria edulis</i>	0,5	Musthafa et Krishnamoorthy, 2012
<i>Ulva reticulata</i>	1,2	
<i>Sargassum wightii</i>	0,7	
<i>Sargassum wightii</i>	7,0	Suriyanarayanan et collab., 2010
<i>Grateloupia filicina</i>	3,0	
<i>Cymadocea serrulata</i>	3,0	
<i>Sargassum wightii</i>	7,3	Suriyanarayanan et collab., 2008
<i>Padina parvula</i>	1,0	
<i>Fucus serratus</i>	0,5	Connan et collab., 2007
<i>Gracilaria compressa</i>	0,9	Jia et collab., 2003
<i>Ulva laetevirens</i>	1,3	
<i>Potamogeton crispus</i>	1,2	Mirzoeva et collab., 2020
<i>Stuckenia pectinata</i>	0,5 – 1,0	
<i>Cladophora</i> sp.	5,3	
<i>Zostera</i> sp.	0,6	
<i>Enteromorpha compressa</i>	1,0	Skwarzec et collab., 2003
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	1,0	
<i>Cladophora rupestris</i>	0,5 – 3,4	
<i>Chara crinita</i>	4,4	
<i>Pylaiella littoralis</i>	2,0	
<i>Fucus vesiculosus</i>		
- Plante entière	0,8	
- Lames	1,0	
- Pneumatocystes	0,5	
<i>Batrachium circinatum</i>	2,6	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	2,4 – 3,2	
<i>Rupia maritima</i>	1,7	
<i>Zannichellia palustris</i>	1,4 – 2,3	
<i>Zostera marina</i>	1,2 – 2,0	

Le contact direct entre les macroalgues benthiques et les sédiments joue également un rôle dans la prise en charge du polonium. Ainsi, dans l'étude de Suriyanarayanan et ses collaborateurs (2008), où l'activité en  $^{210}\text{Po}$  dans les sédiments variait entre 1,6 et 12,5 Bq/kg (moyenne de 5,97 Bq/kg), des FBC<sub>sédiments-algues</sub> compris entre 0,13 et 20,4 ont été mesurés. Ces valeurs sont moindres que celles obtenues de l'eau vers les plantes, suggérant que la prise en charge du  $^{210}\text{Po}$  est plus importante à partir de l'eau. L'accumulation en  $^{210}\text{Po}$  était préférentielle, comparativement à celle en  $^{226}\text{Ra}$ . Dans cette étude, ceci est particulièrement vrai chez l'algue brune *Cystoseria* sp., caractérisée par le rapport  $^{210}\text{Po}/^{226}\text{Ra}$  le plus élevé avec une valeur de 8,8.

### 3.2.3. Dans les milieux impactés

Peu d'études sont disponibles sur l'accumulation du  $^{210}\text{Po}$  par les plantes aquatiques poussant dans des sites impactés. Ces données sont présentées dans le tableau 3..

Chez des plantes aquatiques prélevées en périphérie d'une mine d'uranium en Inde, les FBC calculés à partir de l'eau variaient de  $2,3 \times 10^2$  à  $3,4 \times 10^4$ , la valeur la plus élevée ayant été obtenue chez des algues filamenteuses poussant dans les eaux résiduelles du bassin de résidus (Jha et collab., 2013). Les FBC calculés à partir du sédiment chez les plantes aquatiques enracinées variaient de  $4,0 \times 10^{-3}$  à 1,7, la valeur la plus faible ayant été obtenue chez *Polygonum barbatum* et la plus élevée, chez *Vallisneria* sp., deux plantes prélevées dans la rivière Suvernekha. Les facteurs de bioconcentration établis à partir des activités mesurées dans les sédiments étaient plus faibles que ceux obtenus à partir de l'activité mesurée dans l'eau. Cette différence peut être attribuée aux fortes teneurs accumulées dans les sédiments, comparativement aux concentrations mesurées directement dans l'eau. Ces résultats suggèrent que le potentiel de bioaccumulation dans les plantes aquatiques est élevé à partir de la colonne d'eau et faible à partir des sédiments.

Une corrélation a été observée entre les activités dans les plantes enracinées et celles des sédiments ( $r = 0,91$ ). Par ailleurs, les activités retrouvées dans les racines sont supérieures à celles des autres parties des plantes (Hameed et collab., 1997; Jha et collab., 2013). Ce résultat laisse présager qu'il n'y a pas de translocation de ce radionucléide à partir des racines vers les autres parties de la plante. D'autres études sont nécessaires pour confirmer cette hypothèse.

**Tableau 3.** Activités en  $^{210}\text{Po}$  dans des plantes aquatiques prélevées au pourtour de mines d'uranium

Type de plantes	Espèce	Localisation	Activité dans les plantes (Bq/kg)	FBC <sub>eau-algues</sub>	FBC <sub>sédiments-algues</sub>	Référence
Plantes flottantes filamenteuses	Non précisée	Amont du ruisseau Juria	80 ± 40	3,4 x 10 <sup>3</sup>	-	Jha et collab., 2013
			18 ± 10	7,7 x 10 <sup>2</sup>		
		Aval du ruisseau Juria	327 ± 51	3,3 x 10 <sup>4</sup>		
		Aval de la rivière Gara	140 ± 23	4,7 x 10 <sup>3</sup>		
			144 ± 35	8,5 x 10 <sup>3</sup>		
		Rivière Suvernrekha	8 ± 6	3,0 x 10 <sup>2</sup>		
		Amont de la rivière Gara	23 ± 2	1,0 x 10 <sup>3</sup>		
		Eaux résiduelles du bassin de résidus d'une mine en Inde	227 ± 28	1,4 x 10 <sup>4</sup>		
			572 ± 29	3,4 x 10 <sup>4</sup>		
			4 884 ± 262	-		
3 850 ± 314	-					
Algues flottantes non filamenteuses	<i>Chara</i> sp.	Amont du ruisseau Juria	12 ± 11	5,1 x 10 <sup>2</sup>	-	Jha et collab., 2013
	<i>Nitella</i> sp.		≤ 0,2	8,7		
	<i>Pistia stratiotes</i>	Aval du ruisseau Juria	182 ± 17	3,4 x 10 <sup>3</sup>		
	<i>Jussia</i> sp.		249 ± 28	4,7 x 10 <sup>3</sup>		
	<i>Eichornia crassipes</i>	Aval de la rivière Gara	40 ± 7	1,3 x 10 <sup>3</sup>		
			5 ± 5	3,1 x 10 <sup>2</sup>		

Type de plantes	Espèce	Localisation	Activité dans les plantes (Bq/kg)	FBC <sub>eau-algues</sub>	FBC <sub>sédiments-algues</sub>	Référence
Algues flottantes non filamenteuses	<i>Eichornia crassipes</i>	Rivière Suvernrekha	6 ± 5	2,3 x 10 <sup>2</sup>	–	Jha et collab., 2013
	<i>Hydrilla verticillata</i>	Eaux résiduelles du bassin de résidus d'une mine en Inde	248 ± 269	1,2 x 10 <sup>3</sup>		
	Tige d' <i>Eichornia crassipes</i>	Étang Mutharasanallur, en Inde	6,5 ± 0,8	4,6 x 10 <sup>3</sup>	0,1	Hameed et collab., 1997
	Racines d' <i>Eichornia crassipes</i>		31,3 ± 3,2	2,2 x 10 <sup>4</sup>	0,5	
	Tige d' <i>Eichornia crassipes</i>	Rivière Kaveri, en Inde	2,3 à 4,0	(2,7 à 3,2) x 10 <sup>3</sup>	–	Shaheed et collab., 1997
	Racines d' <i>Eichornia crassipes</i>		6,7 à 10,8	(7,3 à 8,7) x 10 <sup>3</sup>		
Plantes enracinées	<i>Polygonum barbatum</i>	Amont du ruisseau Juria	25 ± 8	1,1 x 10 <sup>3</sup>	1,4	Jha et collab., 2013
		Aval du ruisseau Juria	3 ± 11	2,6 x 10 <sup>2</sup>	7,3 x 10 <sup>-3</sup>	
			85 ± 12	1,6 x 10 <sup>3</sup>	1,8 x 10 <sup>-1</sup>	
		Aval de la rivière Gara	15 ± 15	4,8 x 10 <sup>2</sup>	1,4 x 10 <sup>-1</sup>	
			24 ± 9	1,4 x 10 <sup>3</sup>	1,9 x 10 <sup>-1</sup>	
		Rivière Suvernrekha	≤ 0,2	7,1	4,0 x 10 <sup>-3</sup>	
	<i>Vallisnaria</i> sp.	Rivière Suvernrekha	85 ± 24	3,0 x 10 <sup>3</sup>	1,7	
		Aval du ruisseau Juria	236 ± 28	4,5 x 10 <sup>3</sup>	4,7 x 10 <sup>-1</sup>	



Type de plantes	Espèce	Localisation	Activité dans les plantes (Bq/kg)	FBC <sub>eau-algues</sub>	FBC <sub>sédiments-algues</sub>	Référence	
Plantes enracinées	Racines de <i>Cyperus rutundus</i>	Aval du ruisseau Juria	61 ± 7	6,1 x 10 <sup>3</sup>	1,7 x 10 <sup>-1</sup>	Jha et collab., 2013	
		Eaux résiduelles du bassin de résidus d'une mine en Inde	1 601 ± 35	–	5,4 x 10 <sup>-1</sup>		
	Reste de la plante	Eaux résiduelles du bassin de résidus d'une mine en Inde	99 ± 16	–	3,3 x 10 <sup>-2</sup>		
	<i>Cynodon dactylon</i>	Aval de la rivière Gara	19 ± 16	1,1 x 10 <sup>3</sup>	1,5 x 10 <sup>-1</sup>		
	Racines de <i>Capprius</i> sp.	Eaux résiduelles du bassin de résidus d'une mine en Inde	236 ± 42	4,6 x 10 <sup>2</sup>	1,3 x 10 <sup>-3</sup>		
	Reste de la plante		8 ± 16	4,6 x 10 <sup>2</sup>	1,3 x 10 <sup>-3</sup>		
	<i>Marsilea angustifolia</i>		186 ± 12	9,1 x 10 <sup>2</sup>	1,4 x 10 <sup>-1</sup>		
			191 ± 11	9,4 x 10 <sup>2</sup>	1,5 x 10 <sup>-1</sup>		
	Tiges de <i>Nymphaea</i> sp.		23 ± 4	1,1 x 10 <sup>2</sup>	5,5 x 10 <sup>-2</sup>		
	Feuilles		35 ± 12	1,7 x 10 <sup>2</sup>	8,2 x 10 <sup>-2</sup>		
	Fleur		≤ 0,2	9,9 x 10 <sup>-1</sup>	4,7 x 10 <sup>-4</sup>		
	Tige de <i>Phragmites australis</i>		Eaux résiduelles du bassin de résidus d'une mine au Portugal	6,5 ± 0,04	–		1,0 x 10 <sup>-2</sup>
	Feuilles			8,9 ± 0,4	–		1,4 x 10 <sup>-2</sup>
	Tige de <i>Typha latifolia</i>			4,6 ± 0,1	–		4,5 x 10 <sup>-4</sup>
	Feuilles	4,5 ± 0,13		–	4,4 x 10 <sup>-4</sup>		
Fleurs	1,8 ± 0,1	–		1,8 x 10 <sup>-4</sup>			

<sup>1</sup> L'effluent est déversé dans le ruisseau Juria, qui alimente la rivière Gara qui se rejette dans la rivière Suvernrekha.

### 3.3. Plantes terrestres

De nombreux travaux ont démontré que le  $^{210}\text{Po}$  peut être absorbé par les plantes terrestres et que la principale voie d'entrée du  $^{210}\text{Po}$  dans les végétaux est le dépôt foliaire (Coppin et Roussel-Debet, 2004). Ainsi, Athalye et Mistry (1972) rapportent que, en laboratoire, environ 30 % d'une solution de nitrate de  $^{210}\text{Po}$  appliquée à la surface foliaire d'un plant de haricots rouges étaient incorporés à l'intérieur des tissus de la plante. De ce pourcentage, 98 % était retenu à l'intérieur des feuilles, ce qui montrait qu'il y avait peu de translocation à l'intérieur de la plante (Mitchell et collab., 2013). Ces valeurs concordent avec celles obtenues par Al-Masri et ses collaborateurs (2010) chez la menthe et le persil, où environ 75 % du polonium présent dans l'air avait été transféré aux plantes.

Le transfert racinaire du  $^{210}\text{Po}$  a également été mis en évidence, bien qu'il ne constitue généralement pas une source importante de polonium pour les plantes. En effet, Al-Masri et ses collaborateurs (2010) ont montré que, dans des conditions expérimentales contrôlées, le transfert par le dépôt atmosphérique est plus important que la prise en charge par le système racinaire (tableau 4. facteurs). L'absorption du  $^{210}\text{Po}$  par les racines a également été comparée chez des plantes poussant en serre et en champ (Hansen et Watters, 1970; Pietrzakflis et Skowronskasmolak, 1995). Les facteurs de bioconcentration étaient considérablement plus élevés pour les cultures en champ (0,03 à 0,23) comparativement aux cultures en serre ( $3 \times 10^{-6}$  à  $3 \times 10^{-2}$ ) (Hansen et Watters, 1970). Cette différence pourrait être attribuée à la contamination foliaire des plantes en champ à la suite d'un dépôt de poussières ou de gouttes de pluie, ce qui montre l'importance de cette voie d'entrée.

**Tableau 4.** Facteurs de transfert atmosphériques et racinaires chez deux plantes terrestres exposées au polonium

Espèce	Partie de la plante	Système	Transfert par dépôt atmosphérique	Transfert racinaire
Persil	Feuilles	En champ	$(20 \pm 8) \times 10^{-2}$	$(4 \pm 1) \times 10^{-2}$
		En serre	$(30 \pm 8) \times 10^{-2}$	$(7 \pm 6) \times 10^{-2}$
	Tiges	En champ	$(26 \pm 1) \times 10^{-2}$	$(6 \pm 3) \times 10^{-2}$
		En serre	$(80 \pm 14) \times 10^{-2}$	$(12 \pm 2) \times 10^{-2}$
Menthe	Feuilles	En champ	$(46 \pm 20) \times 10^{-3}$	$(8 \pm 6) \times 10^{-3}$
		En serre	$(22 \pm 4) \times 10^{-2}$	$(20 \pm 4) \times 10^{-2}$
	Tiges	En champ	$(43 \pm 38) \times 10^{-3}$	$(10 \pm 5) \times 10^{-3}$
		En serre	$(67 \pm 14) \times 10^{-3}$	$(10 \pm 2) \times 10^{-3}$

Source : Al-Masri et collab., 2010

Étant donné que la principale voie d'entrée du polonium est le dépôt foliaire chez les plantes terrestres, les concentrations les plus élevées sont habituellement retrouvées dans les feuilles (tableau 5.). Dans une étude menée sur un plant d'épinard, Kannan et ses collaborateurs (2001) rapportent que près de 75 % du polonium absorbé était retrouvé dans les feuilles, comparativement à 22 % dans les racines et 3 % dans les tiges. Plusieurs autres études rapportent des résultats semblables chez différentes espèces végétales (Avadhani et collab., 2001; Bhat et collab., 2005; Bunzl et Kracke, 1984; Karunakara et collab., 2000; Mitchell et collab., 2013; Sivakumar, 2014). Il existe une relation significative entre la surface foliaire et la concentration mesurée dans les feuilles (Karunakara et collab., 2000). De plus, le niveau de polonium mesuré dans les feuilles est influencé par la croissance de la plante. Par exemple, Bunzl et Kracke (1984) ont montré que les concentrations les plus élevées sont celles retrouvées dans

les feuilles les plus anciennes, qui contiennent en moyenne trois fois plus de  $^{210}\text{Po}$  que les jeunes feuilles. Ce constat est également en accord avec les observations faites par Holtzman (1966) et s'explique par des retombées atmosphériques constantes sur la surface foliaire. Étant donné l'absence de translocation, lorsque la plante est directement en contact avec le polonium présent dans les sols, ce radionucléide demeure concentré dans les racines (Rayno, 1983). Pour ce qui est des branches et de l'écorce, l'activité apparaît nettement plus faible et sensiblement la même quelque soit l'espèce (Karunakara et collab., 2000). De faibles accumulations se retrouvent également dans les fleurs, ce qui semble être relié au fait que les fleurs poussent relativement rapidement pendant une courte période de temps, tandis que les feuilles et la tige se développent plus lentement de sorte qu'il y a un contact avec les retombées atmosphériques sur une plus longue période (Bunzl et Kracke, 1984).

**Tableau 5.** Activités en  $^{210}\text{Po}$  dans différents tissus végétaux

Nom latin	Nom commun	Activité (Bq/kg)	Partie échantillonnée	Référence
<i>Alstonia actinophylla</i>	–	4,1 ± 0,3	Feuilles	Medley et collab., 2017
<i>Betula sp.</i>	Bouleau	19	Feuilles	Solatie et collab., 2006
<i>Calycopteris floribunda</i>	–	54,2 ± 1,1	Feuilles	Karunakara et collab., 2000
		11,9 ± 0,2	Branches	
<i>Carallia brachiata</i>	–	2,7 ± 0,5	Feuilles	Medley et collab., 2017
<i>Careya arborea</i>	Kumbha	58,3 ± 0,8	Feuilles	Karunakara et collab., 2000
		14,8 ± 0,3	Branches	
		11,6 ± 0,3	Écorce	
<i>Clerodendrum viscosum</i>	Clerodendrum visqueux	82,4 ± 1,8	Feuilles	Karunakara et collab., 2000
		4,5 ± 0,1	Branches	
<i>Dillenia pentagyna</i>	Karmal	124,9 ± 2,0	Feuilles	Karunakara et collab., 2000
<i>Erica sp.</i>	Bruyère	64 ± 20	Feuilles	Bunzl et Kracke, 1984
		25 ± 5	Fleurs	
		59 ± 13	Tige	
		50	Racines	
<i>Eucalyptus sp.</i>	Eucalyptus	6,8 à 122,4	Écorce	Galhardi et collab., 2017b
		17,9 à 26,8	Feuilles	
<i>Genesta sp.</i>	Genêt	21,0 ± 0,3	Pousse	Bunzl et Kracke, 1984
<i>Glycine max</i>	Soja	24,8 à 59,2	Feuilles	Galhardi et collab., 2017b
		3,0 à 4,0	Grains	
<i>Gramineae sp.</i>	Graminées	29 à 60	Vieilles feuilles	Bunzl et Kracke, 1984
		114 ± 29	Nouvelles feuilles	
<i>Juniperus sp.</i>	Génévrier	30 ± 9	Pousse	Bunzl et Kracke, 1984

Nom latin	Nom commun	Activité (Ba/ka)	Partie échantillonnée	Référence
<i>Lophostemon grandiflorus</i>	–	5,2 ± 0,4	Feuilles	Medley et collab., 2017
<i>Mangifera indica</i>	Manguier	68,9 ± 1,2	Feuilles	Karunakara et collab., 2000
		10,2 ± 0,2	Branches	
		12,1 ± 0,2	Écorce	
		18,0 ± 0,5	Fleur	
<i>Microcos paniculata</i>	Microcos	66,8 ± 1,8	Feuilles	Karunakara et collab., 2000
		12,3 ± 0,3	Branches	
		14,8 ± 0,3	Tige	
<i>Pinus caribaea</i>	Pin caraïbe	23,4 à 47	Écorce	Galhardi et collab., 2017b
		31,2 à 139	Feuilles	
<i>Pistacia lentiscus</i>	Pistachier lentisque	33 à 420	Feuilles	Ugur et collab., 2017
<i>Quercus coccifera</i>	Chêne des garrigues	160 à 1 206	Feuilles	Ugur et collab., 2017
<i>Tamarindus indica</i>	Tamarinier	18,3 ± 0,2	Feuilles	Karunakara et collab., 2000
		16,4 ± 0,2	Branches	
		12,3 ± 0,1	Écorce	
<i>Tectona grandis</i>	Teck	90,3 ± 1,0	Feuilles	Karunakara et collab., 2000
		12,7 ± 0,2	Branches	
		13,1 ± 0,2	Écorce	
<i>Terminalia paniculata</i>	Kindal	65,7 ± 1,4	Feuilles	Karunakara et collab., 2000
		9,0 ± 0,2	Branches	
		15,3 ± 0,3	Écorce	
<i>Triticum</i> sp.	Blé	24,8 à 245	Feuilles	Galhardi et collab., 2017b
		7,4 à 9,4	Grains	
<i>Urtica dioica</i>	Grande ortie	1,2 à 69,1	Racines	Olszewski et collab., 2016
		5,7 à 34,8	Parties aériennes	
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Myrtillier	8,1	Feuilles	Bunzl et Kracke, 1984
		30	Tiges	

Puisque les concentrations sont habituellement supérieures dans les feuilles, il n'est pas étonnant que l'accumulation en  $^{210}\text{Po}$  dans les légumes-feuilles soit supérieure à celle dans les grains ou dans les fruits (

**tableau 6.** activités ). Mentionnons que les données disponibles dans le

**tableau 6.** activités sont fournies à titre indicatif, car elles ont été obtenues, pour la plupart, à partir de végétaux qui ont été recueillis dans des marchés locaux par les équipes de recherche. Il n'est donc pas possible de connaître la manière dont ils ont été cultivés (en serre ou au champ) ni leur origine.

Les teneurs retrouvées dans les légumes racines, qui dépendent principalement d'une absorption racinaire, sont similaires à celles mesurées dans les céréales (Avadhani et collab., 2001; Kannan et collab., 2001; Lee et collab., 2009; Din, 2011). Cette similitude peut s'expliquer par le fait que la partie comestible des légumes racines, tout comme les graines, est protégée du dépôt atmosphérique. Pour ce qui est des fruits, ceux qui contiennent de fortes teneurs en eau accumulent très peu de polonium. Ces conclusions transparaissent également dans les quelques facteurs de bioconcentration recensés dans la littérature. Al-Masri et ses collaborateurs (2008) rapportent des facteurs de transfert variant entre  $3 \times 10^{-1}$  et 1 chez les légumes-feuilles, comparativement à  $1 \times 10^{-2}$  chez les fruits et les graines. Ces valeurs sont légèrement supérieures, quoique comparables, à celles de Staven et ses collaborateurs (2003), qui s'établissaient à  $1 \times 10^{-3}$  chez les légumes, à  $1 \times 10^{-3}$  chez les fruits et  $2 \times 10^{-3}$  chez les grains.

Dans tous les cas, les FBC rapportés pour les plantes terrestres correspondent à un faible potentiel de bioaccumulation. Les teneurs accumulées dans les tissus des végétaux provenant principalement du dépôt atmosphérique de polonium, il était donc attendu que les FBC<sub>sol-plantes</sub> soient faibles. Les FBC sont plus élevés dans des sols à texture grossière et plus faibles dans des sols à texture fine et les sols organiques en raison de l'affinité du polonium pour la matière organique (Thomas 1995). Ces facteurs sont également plus élevés dans des sols de pH variant entre 2 et 4, suggérant une plus grande disponibilité du polonium pour les plantes dans des conditions acides (Mortvedt, 1994). Les FBC pour le polonium sont comparables à ceux du thorium et environ dix fois inférieurs à ceux de l'uranium, du radium et du plomb (Vandenhove et collab., 2009).

**Tableau 6.** Activités en  $^{210}\text{Po}$  dans des grains, des légumineuses, des légumes racine, des légumes-feuilles et des fruits\*

Catégorie	Nom commun	Provenance	Activité (Bq/kg)	Référence
Grain	Riz	Corée du Sud	$0,14 \pm 0,003$	Lee et collab., 2009
	Orge		$0,15 \pm 0,04$	
	Soya		$0,21 \pm 0,01$	
	Blé	Inde	$0,04 \pm 0,01$	Kannan et collab., 2001
	Riz		$0,49 \pm 0,12$	
			$0,21 \pm 0,04$	Macklin Rani et collab., 2014
			$0,2 \text{ à } 11,7$	Giri et collab., 2012
			$0,50 \pm 0,06$	Sivakumar, 2014
		$0,13 \text{ à } 0,49$	Avadhani et collab., 2001	
	Riz	Égypte	$\leq 0,01$	Din, 2011
	Blé		$0,07 \pm 0,01$	
	Orge		$0,14 \pm 0,03$	

Catégorie	Nom commun	Provenance	Activité (Bq/kg)	Référence
Grain	Avoine	Afrique du Sud	1,4 à 5,6	Louw et collab., 2009
	Orge		$0,38 \pm 0,11$	
	Seigle		$9,55 \pm 0,93$	
	Orge	Angleterre et Pays de Galles	0,09 à 0,63	McDonald et collab., 1999
	Avoine		0,14	
	Blé		0,01 à 0,27	
	Blé	Russie	$0,10 \pm 0,02$	Ladinska.La et collab., 1973
	Orge		$0,19 \pm 0,02$	
	Riz	Pologne	0,03 à 0,13	Strumińska-Parulska et Olszewski, 2018
	Millet		0,05 à 0,07	
	Sarrasin		0,01 à 0,03	
Légumineuse	Pois chiche	Égypte	$\leq 0,01$	Din, 2011
	Pois		$\leq 0,01$	
	Haricots		$\leq 0,01$	
	Dolique à oeil noir		$0,35 \pm 0,03$	
	Lentille		$\leq 0,01$	
	Pois cajan	Inde	$0,06 \pm 0,02$	Kannan et collab., 2001
	Haricot mungo		$0,15 \pm 0,07$	
	Haricot noir		$0,07 \pm 0,03$	
	Pois chiche		$0,07 \pm 0,02$	
	Lentille	Inde	7,3 à 26,7	Giri et collab., 2012
	Pois d'Angole		5,6 à 34,3	
	Soya noir		34,3	
	Ambérique		5,6 à 15,2	
	Lentille rose	Inde	$0,07 \pm 0,02$	Sivakumar, 2014
	Haricot noir		$0,17 \pm 0,04$	
Haricot mungo	$0,08 \pm 0,02$			
Lentille rouge	Pologne	0,01	Strumińska-Parulska et Olszewski, 2018	

Catégorie	Nom commun	Provenance	Activité (Bq/kg)	Référence
Légume-feuille	Laitue chinoise	Corée du Sud	0,02 ± 0,01	Lee et collab., 2009
	Laitue		0,36 ± 0,01	
	Épinard		0,24 ± 0,05	
	Épinard	Inde	0,34 ± 0,16	Kannan et collab., 2001
	Chou		0,09 ± 0,04	
	Épinard		0,09 à 0,37	Avadhani et collab., 2001
	Laitue	Angleterre et Pays de Galles	0,14	McDonald et collab., 1999
	Chou		0,004 à 0,13	
	Brocoli		0,03	
	Menthe	Égypte	1,60 ± 0,12	Din, 2011
	Épinard		3,0 ± 0,2	
	Laitue		1,2 ± 0,1	
	Chou		0,05 ± 0,02	
	Coriandre		0,62 ± 0,08	
	Chou	Afrique du Sud	0,05 ± 0,02	Louw et collab., 2009
	Épinard		0,44 à 1,96	
	Chou	Pologne	0,0045 – 0,0054	Strumińska-Parulska et Olszewski, 2018
	Céleri	Pologne	0,04 ± 0,02	PietrzakFlis et collab., 1997
	Poireau		0,08 ± 0,01	
	Persil		0,05 ± 0,01	
	Laitue		0,07 ± 0,004	
	Chou		0,04 ± 0,02	
	Chou-fleur		0,08 ± 0,01	
	Chou		Turquie	
	Pourpier	9,40 ± 0,75		
	Laitue	0,27 à 4,42		
	Chou de Savoie	0,36 à 2,61		
	Chou-fleur	0,45 à 1,82		
Laitue	Portugal	0,03 à 0,20	Carvalho et collab., 2016	
Cresson		2,86 ± 0,06		

Catégorie	Nom commun	Provenance	Activité (Bq/kg)	Référence
Légume racine	Pomme de terre	Turquie	1,18 ± 0,02	Ekdal et collab., 2006
	Betterave		0,69 ± 0,02	
	Radis		0,15 ± 0,01	
	Radis	Corée du Sud	0,16 ± 0,01	Lee et collab., 2009
	Manioc	Inde	0,07 ± 0,03	Macklin Rani et collab., 2014
	Gingembre		0,65 ± 0,08	Sivakumar, 2014
	Radis		0,52 ± 0,09	
	Betterave	Inde	0,12 ± 0,05	Kannan et collab., 2001
	Carotte		0,05 ± 0,02	
	Pomme de terre		0,03 ± 0,004	
	Radis		0,01 ± 0,01	
	Oignon		0,02 ± 0,01	
	Pomme de terre	Russie	0,12 ± 0,02	Ladinskaya et collab., 1973
	Betterave		0,05 ± 0,01	
	Carotte		0,07 ± 0,01	
	Oignon		0,07 ± 0,01	
	Pomme de terre	Égypte	≤ 0,01	Din, 2011
	Oignon		0,20 ± 0,01	
	Carotte		0,23 ± 0,05	
	Oignon	Afrique du Sud	0,6 ± 0,1	Louw et collab., 2009
	Navet		≤ 0,14	
	Betterave		0,26 à 0,28	
	Carotte		2,78 ± 0,31	
	Pomme de terre	Pologne	0,03 ± 0,003	PietrzakFlis et collab., 1997
	Carotte		0,03 ± 0,01	
	Betterave		0,05 ± 0,02	
	Oignon		0,03 ± 0,01	
	Patate douce	Pologne	0,01 à 0,02	Strumińska-Parulska et Olszewski, 2018
	Carotte		0,03 ± 0,001	
	Betterave		0,010	
Pomme de terre	0,02			



Catégorie	Nom commun	Provenance	Activité (Bq/kg)	Référence
Légume racine	Pomme de terre	Angleterre et Pays de Galles	0,002 à 0,01	McDonald et collab., 1999
	Navet		0,003 à 0,01	
	Carotte	Portugal	0,37 ± 0,01	Carvahlo et collab., 2016
	Oignon		0,02 ± 0,002	
Fruit	Concombre	Corée du Sud	0,04 ± 0,01	Lee et collab., 2009
	Pomme		0,08 ± 0,04	
	Tomate	Russie	0,03 ± 0,004	Ladinskaya et collab., 1973
	Citron	Afrique du Sud	0,14 ± 0,04	Louw et collab., 2009
	Tomate	Égypte	0,46 ± 0,03	Din, 2011
	Okra		0,32 ± 0,02	
	Aubergine		0,14 ± 0,04	
	Zucchini		0,19 ± 0,04	
	Piment		0,26 ± 0,05	
	Concombre		0,22 ± 0,04	
	Pomme		0,20 ± 0,04	
	Orange		0,36 ± 0,05	
	Abricot		0,34 ± 0,05	
	Banane		0,25 ± 0,05	
	Cantaloup		0,17 ± 0,04	
	Dattes		0,14 ± 0,04	
	Fraise		0,53 ± 0,05	
	Figue	0,26 ± 0,03		
	Mûre	Angleterre et Pays de Galles	0,02 à 0,43	McDonald et collab., 1999
	Pomme		0,03 à 0,07	
	Poire		0,06	
	Citrouille		0,001	
	Airelle rouge	Finlande	2,2	Solatie et collab., 2006
Tomate	Portugal	0,003 à 0,005	Carvahlo et collab., 2016	
Pomme		0,06 à 0,09		
Poire		0,11 ± 0,01		

Catégorie	Nom commun	Provenance	Activité (Bq/kg)	Référence
Fruit	Concombre	Pologne	0,06 ± 0,01	PietrzakFlis et collab., 1997
	Tomate		0,03 ± 0,003	
	Pomme		0,06 ± 0,01	
	Fraise		0,05 ± 0,01	
	Cassis		0,21 ± 0,01	
	Concombre		0,007 à 0,05	Strumińska-Parulska et Olszewski, 2018
	Courgette		0,01	
	Tomate		0,004 à 0,01	
	Pomme		0,03 à 0,08	
	Poire		0,05 à 0,05	
	Groseille		0,11 à 0,25	
	Myrtille	Norvège	0,43 à 0,95	Gwynn et collab., 2013
	Airelle rouge		0,36 à 1,68	
	Camarine noire		1,36 à 4,00	
	Chicouté		0,28 à 1,18	
	Cournouiller		0,93 à 2,06	
	Génévrier		1,28 à 5,22	
	Banane	Inde	0,04 ± 0,01	Macklin Rani et collab., 2014
	Goyave		0,05 ± 0,02	
	Margose		0,07 ± 0,02	
	Calebasse		0,05 ± 0,02	
	Tomate		0,06 ± 0,02	
	Piment		0,18 ± 0,06	
	Papaye		0,04 ± 0,01	
	Mangue		0,37	Giri et collab., 2012
	Papaye		0,49	
	Goyave		1,03	
	Citron		1,1 à 4,2	
Tomate	0,52 à 0,76			
Courge	0,2 à 0,4			
Aubergine	1,61 à 3,24			
Banane	0,38			

Catégorie	Nom commun	Provenance	Activité (Bq/kg)	Référence
Fruit	Tomate	Inde	0,16 ± 0,06	Sivakumar, 2014
	Banane		0,38 ± 0,08	
	Aubergine		0,48 ± 0,07	
	Papaye		0,42 ± 0,10	
	Concombre		0,05 ± 0,01	Kannan et collab., 2001
	Citrouille		0,02 ± 0,01	
	Tomate		0,02 ± 0,004	

\* Ces données sont fournies à titre indicatif, puisqu'elles ont été obtenues, pour la plupart, à partir de végétaux ayant été recueillis au marché local. Il n'est donc pas possible de connaître la manière dont ils ont été cultivés (en serre ou au champ) ni leur origine.

Il existe peu d'information concernant le transport du  $^{210}\text{Po}$  de résidus miniers uranifères vers la végétation. Son potentiel de bioaccumulation serait faible, des FBC de 0,014 à 4,0 ayant été obtenus avec des échantillons de sols et différentes espèces végétales (aiguilles d'épinette noire, aiguilles de pin gris, thé du Labrador et bleuets) qui poussent dans une zone uranifère au nord de la Saskatchewan, au Canada (Thomas, 2000b). Holtzman (1966) rapporte des activités entre 104 et 152 Bq/kg dans les tiges d'herbacées prélevées directement sur une pile de résidus, par rapport à 26 Bq/kg pour un site témoin. Les concentrations mesurées dans les sols ne sont cependant pas précisées, ce qui ne permet pas d'établir de facteurs de bioconcentration. Thomas (2000a) a mesuré les teneurs en  $^{210}\text{Po}$  dans la région de Key Lake, en Saskatchewan, où une mine y a débuté ses activités en 1983. Des échantillons ont été prélevés à trois sites différents, soit sur des résidus miniers, à proximité de l'usine et à un site témoin. Les activités mesurées dans les végétaux prélevés aux trois sites variaient de façon significative. Les accumulations les plus élevées sont celles provenant de la pile de résidus miniers. Les résultats sont résumés au tableau 7.

**Tableau 7.** Activités en  $^{210}\text{Po}$  dans des végétaux prélevés sur un site minier uranifère

Type de végétation	Lieu de prélèvement	Activités dans les plantes (Bq/kg)	Activités dans les sols (Bq/kg)	FBC <sub>plantes-sols</sub>
Jeunes aiguilles d'épinette noire	Site témoin	17	150	0,11
	Résidus miniers	84	11 000 (surface) 170 (profondeur)	7,6 x 10 <sup>-3</sup> à 0,5
	Usine	16	700 (surface) 91 (profondeur)	0,02 à 0,18
Vieilles aiguilles d'épinette noire	Site témoin	82	150	0,55
	Résidus miniers	220	11 000 (surface) 170 (profondeur)	0,02 à 1,29
	Usine	65	700 (surface) 91 (profondeur)	0,09 à 0,71

Type de végétation	Lieu de prélèvement	Activités dans les plantes (Bq/kg)	Activités dans les sols (Bq/kg)	FBC <sub>plantes-sols</sub>
Jeunes pousses d'épinette noire	Site témoin	93	150	0,61
	Résidus miniers	540	11 000 (surface) 170 (profondeur)	0,05 à 3,18
	Usine	91	700 (surface) 91 (profondeur)	0,13 à 1,0
Vieilles pousses d'épinette noire	Site témoin	180	150	1,2
	Résidus miniers	580	11 000 (surface) 170 (profondeur)	0,05 à 3,41
	Usine	250	700 (surface) 91 (profondeur)	0,36 à 2,75
Litière prélevée en tourbière	Site témoin	230	150	1,5
	Résidus miniers	22 000	11 000 (surface) 170 (profondeur)	2 à 129
	Usine	490	700 (surface) 91 (profondeur)	0,7 à 5,4
Aiguilles de pins gris	Site témoin	30	220 (surface) 28 à 34 (profondeur)	0,14 à 1,07
	Résidus miniers	190	11 000 (surface) 28 à 63 (profondeur)	0,02 à 6,79
	Usine	24	330 (surface) 44 à 59 (profondeur)	0,07 à 0,55
Pousses de pins gris	Site témoin	23	220 (surface) 28 à 34 (profondeur)	0,10 à 0,82
	Résidus miniers	110	11 000 (surface) 28 à 63 (profondeur)	0,01 à 3,93
	Usine	77	330 (surface) 44 à 59 (profondeur)	0,23 à 1,75

Source : Thomas, 2000a

### 3.4. Mousses et lichens

Plusieurs études ont porté sur la bioaccumulation du polonium dans les mousses et les lichens. En raison de l'absence de système racinaire, les mousses et les lichens dépendent en grande partie des dépôts atmosphériques pour leur approvisionnement en éléments nutritifs. Ils ont donc une grande capacité à capter les éléments retrouvés dans l'air, incluant les radionucléides. Cette particularité en fait d'excellents bio-indicateurs, d'autant plus qu'ils ont une répartition géographique large et sont présents dans l'environnement toute l'année.

La prise en charge du polonium par les mousses et les lichens est influencée par la morphologie de chacune des espèces, en particulier par leur surface d'accumulation (Borylo et collab., 2012). Chez les

lichens, la capacité de bioaccumulation du  $^{210}\text{Po}$  est supérieure dans les organismes construits à partir de thalle crustacé<sup>2</sup> (p. ex., *Lepraria incana* et *L. carpineae*; Borylo et collab., 2017; Galhardi et collab., 2017a). Elle est plus faible dans les lichens fructiculeux<sup>3</sup> (p. ex., *Evernia prunastri* et *Pseudevernia furfuracea*) ou les lichens foliacés<sup>4</sup> (p. ex., *Plastimatia glauca*).

Les teneurs accumulées dans les mousses et les lichens dépendent également de la distance de la source de contamination, des vents, des précipitations, de leur localisation sur leur hôte et de leur degré de protection aux dépôts atmosphériques (Ugur et collab., 2003; Sert et collab., 2011). De façon générale, les espèces de lichens et de mousses accumulent les polluants présents dans l'air tout au long de l'année, la capacité d'accumulation la plus élevée étant observée en automne, et la plus faible, au printemps (Borylo et collab., 2017). Les concentrations accumulées sont directement corrélées avec les niveaux mesurés dans l'environnement. Le tableau 8. activités en  $^{210}\text{Po}$  montre les activités en  $^{210}\text{Po}$  mesurées dans des mousses et des lichens dans différentes études, en fonction de leur localisation. La détection de polonium dans ces organismes suggère que cet élément pourrait être un bon bio-indicateur de la pollution atmosphérique au pourtour de sites potentiellement impactés, telles des installations nucléaires des mines d'uranium ou près d'activités générant des NORM ou des TENORM.

**Tableau 8.** Activités en  $^{210}\text{Po}$  mesurées dans différentes espèces de lichens et de mousses

Espèce	Type	Lieu de prélèvement	Activités (Bq/kg)	Référence
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Mousse	À proximité d'une centrale au charbon en Turquie	188 à 777	Kılıç et collab., 2019
<i>Hypnum cupressiforme</i>			151 à 550	Belivermiş et collab., 2016
<i>Homalothecium sericeum</i>			144 à 660	Sert et collab., 2011
<i>Hypnum lacunosum</i>			193 à 518	
<i>Hypnum cupressiforme</i>			230 à 342	
<i>Tortella tortuosa</i>			310 à 785	
<i>Didymodon acutus</i>			194 à 630	
<i>Syntrichia ruralis</i>			316 à 414	
<i>Syntrichia intermedia</i>			370 à 1 125	
<i>Pterogonium graciale</i>			124 à 732	
<i>Isothecium alopecuroides</i>			201 à 540	
<i>Pleurochatae squarrosa</i>			245 à 259	
<i>Hypnum cupressiforme</i>			256 à 372	Ugur et collab., 2003
<i>Pterobryopsis tumida</i>		Près d'une centrale nucléaire en Inde	2 724 ± 13	Karunakara et collab., 2000

<sup>2</sup> Ressemblant à une croûte, adhérant fermement à un substrat.

<sup>3</sup> Poussant comme une touffe, se multipliant en mini arbustes sans feuilles ou pendant en brins ou en tas.

<sup>4</sup> Lobes plats, semblables à des feuilles, qui se soulèvent de la surface.

Espèce	Type	Lieu de prélèvement	Activités (Bq/kg)	Référence			
<i>Orthodontium imfractum</i>	Mousse	À proximité d'une centrale au charbon en Malaisie	102 – 105	Abu Bakar et collab., 2013			
<i>Campylopus serratus</i>			160 ± 7				
<i>Leucobryum aduncum</i>			127 à 174				
<i>Pleurozium schreberi</i>		Près d'un lieu d'entreposage de phosphogypse en Pologne		218 à 427	Borylo et collab., 2012		
<i>Dicranum scoparium</i>				133 à 168			
<i>Pleurozium schreberi</i>				218 à 501	Borylo et collab., 2017		
<i>Dicranum scoparium</i>				133 à 211			
<i>Pleurozium schreberi</i>				69,8 à 91,6			
<i>Polytrichum commune</i>		Syrie		144 à 154	Dlugosz-Lisiecka et Wrobel, 2014		
<i>Lycopodium cernuum</i>				1 322			
<i>Funaria hygrometrica</i>				2 392			
<i>Cylindrocolea rhizantha</i>				Zone adjacente à une mine de charbon à Figueira, au Brésil		257 à 721	Galhardi et collab., 2017a
<i>Sematophyllum galipense</i>						107 à 150	
<i>Cladonia convoluta</i>	Lichen	À proximité d'une centrale au charbon en Turquie	151 à 593	Sert et collab., 2011			
<i>Cladonia foliacea</i>			169 à 206				
<i>Rhizoplaca melanophthalma</i>			337 à 481	Ugur et collab., 2003			
<i>Cladonia convoluta</i>			276 à 569				
<i>Cladonia pyxidata</i>			117 ± 4				
<i>Grimmia pulvinata</i>			600 à 1 228				
<i>Cladonia rangiformis</i>			98,4 à 213,9	Belivermiş et collab., 2016			
<i>Cladonia sp.</i>		Finlande	300	Solatie et collab., 2006			
<i>Cladonia alpestris</i>		Suède	250	Persson et Holm, 2011			
<i>Cladonia arbuscula</i>		Site nordique témoin en Norvège	138 ± 50	Brown et collab., 2011			
<i>Cladonia stellaris</i>			39 ± 14				
<i>Hypogymnia physodes</i>		Près d'un lieu d'entreposage de phosphogypse en Pologne		205 à 273	Dlugosz-Lisiecka et Wrobel, 2014		
<i>Cladina rangiferina</i>				164 ± 8			
<i>Lepraria incana</i>	301 à 499			Borylo et collab., 2012			
<i>Lecanora carpinea</i>	267 à 334						
<i>Evernia prunastri</i>	191 à 300						
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	120 à 189						
<i>Platismatia glauca</i>	104 à 169						

Espèce	Type	Lieu de prélèvement	Activités (Bq/kg)	Référence
<i>Parmotrema</i> sp.	Lichen	Zone adjacente à une mine de charbon à Figueira, au Brésil	351 ± 33	Galhardi et collab., 2017a
<i>Ramalina peruviana</i>			166,4 ± 5,5	
<i>Usnea</i> sp.			145 ± 11	
<i>Parmotrema tinctorum</i>			304 à 617	
<i>Parmotrema sancti-angeli</i>			307	
<i>Parmotrema</i> cf. <i>praesorediosum</i>			182,8 ± 4,9	
<i>Heterodermia pseudospeciosa</i>			120 ± 4	
<i>Canoparmelia crozalsiana</i>			135 à 358	
<i>Canoparmelia texana</i>		Zone adjacente à une mine de charbon à Figueira, au Brésil	303,5 ± 3,1	Galhardi et collab., 2017a
<i>Cladonia stellaris</i>		Mine d'uranium en Saskatchewan, Canada	80 à 450	Thomas et Gates, 1999
<i>Cladonia mitis</i>			70 à 350	

### 3.5. Champignons

Les champignons ont un rôle majeur dans l'altération du sol et la décomposition du substrat organique, en plus d'être une source de nourriture pour différents organismes. Étant donné ce rôle important dans l'écosystème terrestre, des études portant sur l'absorption du polonium ont été menées chez différentes espèces (tableau 9). Le  $^{210}\text{Po}$  présent dans le sol peut être pris en charge par absorption directe par le mycélium, suivi d'une translocation vers le champignon. Le  $^{210}\text{Po}$  peut aussi être absorbé par les champignons après dépôt atmosphérique à leur surface. De plus, certaines espèces sont mycorrhiziennes, c'est-à-dire qu'elles forment des symbioses avec des arbres, qui peuvent leur fournir un réservoir supplémentaire en  $^{210}\text{Po}$ . Il convient de noter que, comme pour tout contaminant, le transfert de polonium vers les champignons est influencé par les propriétés physicochimiques du sol, notamment sa teneur en matière organique et son pH (Skwarzec et Jakusik, 2003).

Les concentrations sont plus élevées dans le chapeau que dans le pied, ce qui peut entre autres s'expliquer par la surface de contact plus élevée avec l'air (tableau 9). Des  $\text{FBC}_{\text{sol-champignons}}$  entre 0,01 et 1,21 ont été répertoriés dans la littérature consultée, ce qui correspond à un faible potentiel de bioaccumulation à partir du sol. Ces données semblent indiquer que le dépôt atmosphérique joue un rôle plus important dans la prise en charge du polonium chez les champignons.

**Tableau 9.** Activités en  $^{210}\text{Po}$  dans différentes espèces de champignons

Nom latin	Nom commun	Activité en $^{210}\text{Po}$ (Bq/kg)		Référence
		Chapeau	Pied	
<i>Albatrellus ovinus</i>	Polypore des brebis	22,0 ± 3,8		Vaaramaa et collab., 2009
<i>Amanita muscaria</i>	Amanite tue-mouches	10,2 ± 0,2	8,0 ± 0,2	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Amanita rubescens</i>	Amanite rougissante	3,3 ± 0,2	3,2 ± 0,2	
<i>Amanita citrina</i>	Amanite citrine	5,1 ± 0,3	4,3 ± 0,2	
<i>Agaricus silvicola</i>	Agaric des bois	22,2 ± 0,8	12,6 ± 0,5	
<i>Baorangia bicolor</i>	Bolet bicolore	238 ± 2	84,2 ± 1,2	Strumińska-Parulska et collab., 2020a
<i>Boletus bainiugan</i>	–	1,7 à 52,9		Strumińska-Parulska et collab., 2020b
<i>Boletus calopus</i>	Bolet à beau pied	345 ± 7	162 ± 5	Strumińska-Parulska et collab., 2020a
<i>Boletus edulis</i>	Cèpe de Bordeaux	20,1 à 76,5	9,9 à 47,9	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Boletus flammans</i>	Bolet flamboyant	47,4 ± 2,1	66,6 ± 1,4	Strumińska-Parulska et collab., 2020a
<i>Boletus obsclereumbrinus</i>	–	70,2 ± 2,0	23,6 ± 0,5	
<i>Butyriboletus roseoflavus</i>	–	286 ± 5	135 ± 2	
<i>Calvatia excipuliformis</i>	Lycoperdon en forme de vase	31,5 ± 0,6		Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Cantharellus cibarius</i>	Girolle	4,4 ± 0,2	3,4 ± 0,3	
<i>Cortinarius armillatus</i>	Cortinaire à bracelets	11,7 à 20,6	18,4 à 25,7	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Hydnum repandum</i>	Pied-de-mouton	5,6 ± 0,3	4,3 ± 0,2	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Hygrophorus camarophyllus</i>	Hygrophore à lames arquées	9,0 ± 1,3	11,9 ± 2,2	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Imleria badia</i>	Bolet bai	0,59 à 0,89	1,78 ± 0,07	Szymańska et Strumińska-Parulska, 2020
<i>Lactarius rufus</i>	Lactaire roux	22,3 à 40,6	20,8 à 32,1	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Lactarius scrobiculatus</i>	Lactaire à fossettes	13,9 à 27,9		
<i>Lactarius torminosus</i>	Lactaire toisonné	6,6 ± 0,2	5,3 ± 0,2	
		110 ± 11		
<i>Lactarius utilis</i>	Lactaire utile	56,6 ± 6,1	29,3 ± 3,2	
<i>Leccinum aurantiacum</i>	Bolet orangé	0,7 à 5,8	0,8 à 5,2	Strumińska-Parulska et collab., 2016
		0,8 à 1,9	0,9 à 1,7	Szymańska et collab., 2018
<i>Leccinum duriusculum</i>	Bolet des peupliers	1,6 à 3,2	1,0 à 1,5	Szymańska et collab., 2018
<i>Leccinum pseudoscabrum</i>	Bolet des charmes	0,7 à 8,6	0,8 à 8,2	Szymańska et collab., 2019



Nom latin	Nom commun	Activité en $^{210}\text{Po}$ (Bq/kg)		Référence
		Chapeau	Pied	
<i>Leccinum scabrum</i>	Bolet rude	94 ± 3		Gwynn et collab., 2013
		23,2 à 63,1	13,5 à 38,2	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Leccinum variicolor</i>	Bolet ramoneur	576 ± 92	258 ± 42	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Leccinum versipelle</i>	Bolet roux	198 ± 2		Gwynn et collab., 2013
		34,6 ± 0,3	26,6 ± 0,3	Skwarzec et Jakusik, 2003
		111 à 475	52 à 417	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Leccinum vulpinum</i>	Bolet renard	174 à 2 192	73 à 308	Vaaramaa et collab., 2009
		1,5 à 2,9	1,2 à 2,4	Szymańska et collab., 2018
<i>Macrolepiota procera</i>	Coulemelle	21,7 ± 0,3	11,8 ± 0,5	Skwarzec et Jakusik, 2003
		3,4 à 16,7	–	Strumińska-Parulska et collab., 2017
<i>Marasmius oreades</i>	Marasme des Oréades	0,9 à 3,2	0,69 ± 0,05	Szymańska et Strumińska-Parulska, 2020
<i>Rozites caperatus</i>	Pholiote ridée	70,2 ± 7,4	54,2 ± 5,7	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Rubroboletus sinicus</i>	–	42,9 ± 2,0	38,3 ± 2,0	Strumińska-Parulska et collab., 2020a
<i>Rugiboletus extremiorientale</i>	–	227 ± 6	119 ± 1	
<i>Russula aeruginea</i>	Russule vert-de-gris	19,3 ± 3,1		Vaaramaa et collab., 2009
<i>Russula cyanoxantha</i>	Russule charbonnière	3,7 ± 0,3	3,6 ± 0,3	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Russula decolorans</i>	Russule décolorée	7,4 ± 1,1		Gwynn et collab., 2013
		27,9 à 52,4	20,9 à 55,6	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Russula mairei</i>	Russule noble	6,0 ± 0,2	4,8 ± 0,3	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Russula paludosa</i>	Russule des marais	4,7 ± 1,4		Gwynn et collab., 2013
		15,1 à 23,9	13,0 à 13,8	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Russula solaris</i>	Russule solaire	5,0 ± 0,4	3,3 ± 0,2	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Russula vinosa</i>	Russule vineuse	20,1 ± 3,5	23,9 ± 2,7	Vaaramaa et collab., 2009
<i>Russula xerampelina</i>	Russule xérampéline	12,8 ± 1,6		Vaaramaa et collab., 2009
<i>Scleroderma citrinum</i>	Scléroderme vulgaire	0,18 à 0,61	0,34 ± 0,02	Szymańska et Strumińska-Parulska, 2020
<i>Strobilomyces floccopus</i>	Bolet pomme de pin	4,2 ± 0,4	2,4 ± 0,2	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Suillus bovinus</i>	Bolet des bouviers	18,2 ± 0,6	17,9 ± 0,4	Skwarzec et Jakusik, 2003

Nom latin	Nom commun	Activité en $^{210}\text{Po}$ (Bq/kg)		Référence
		Chapeau	Pied	
<i>Suillus luteus</i>	Bolet jaune	248 ± 27		Vaaramaa et collab., 2009
		100 à 140		Solatie et collab., 2006
		0,63 à 0,79	1,17 ± 0,07	Szymańska et Strumińska-Parulska, 2020
<i>Tylopilus felleus</i>	Bolet amer	3,03 ± 0,07	2,45 ± 0,21	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Xerocomus badius</i>	Bolet bai	2,2 à 3,9	2,1 à 2,9	Skwarzec et Jakusik, 2003
<i>Xerocomus subtomentosus</i>	Bolet subtomenteux	4,3 ± 0,3	2,1 ± 0,1	

### 3.6. Invertébrés terrestres

Il existe très peu d'information sur la bioaccumulation du  $^{210}\text{Po}$  chez les invertébrés terrestres. Les quelques données disponibles sont présentées dans les paragraphes suivants.

Les activités de  $^{210}\text{Po}$  mesurées chez deux espèces de vers de terre prélevés en Scandinavie, dans un écosystème nordique, se situent entre 48,6 et 57,2 Bq/kg (Brown et collab., 2011; tableau 10. activités en  $^{210}\text{Po}$ ). Des activités d'un ordre de grandeur moindre (1,4 à 3,2 Bq/kg) ont été mesurées chez une espèce de fourmi échantillonnée à proximité d'une mine uranifère en Australie (Medley et collab., 2017). Dans les deux cas, ces activités peuvent être surestimées puisque le tractus gastro-intestinal des organismes prélevés n'a pas été évacué avant les analyses, ce qui signifie qu'il pouvait contenir du sol riche en  $^{210}\text{Po}$ .

**Tableau 10.** Activités en  $^{210}\text{Po}$  chez des invertébrés terrestres

Nom latin	Nom commun	Activité dans les invertébrés (Bq/kg)	Activité dans les sols, en fonction de la profondeur (Bq/kg)	Référence
<i>Lumbricus rubellus</i>	Ver rouge du marécage	48,6 ± 28,7	10,5 ± 15 (0 à 3 cm) 26,9 ± 29,7 (3 à 6 cm)	Brown et collab., 2011
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	Ver de terre	57,2 ± 42,3	10,5 ± 15 (0 à 3 cm) 26,9 ± 29,7 (3 à 6 cm)	
<i>Oecophylla smaragdina</i>	Fourmi tisserande	1,4 à 3,2	57 à 80 (0 à 10 cm)	Medley et collab., 2017

Une revue de littérature estimant le transfert des radionucléides vers les organismes vivants rapporte un faible potentiel de bioaccumulation pour les invertébrés terrestres, avec un facteur de bioconcentration du sol vers les annélides de  $1,0 \times 10^{-1}$  pour le polonium (Howard et collab., 2013). L'outil ERICA utilise un FBC deux ordres de grandeur inférieurs pour ces organismes ( $2,8 \times 10^{-3}$ ). Aucune autre étude sur la prise en charge du polonium par les invertébrés terrestres n'a été répertoriée dans la littérature consultée.

### 3.7. Invertébrés aquatiques

De nombreuses études ont été réalisées afin d'étudier le potentiel de bioaccumulation du polonium chez les invertébrés aquatiques. Les données recensées démontrent que la bioaccumulation de ce radionucléide peut être très importante pour cette catégorie d'organismes. Les facteurs de bioconcentration répertoriés dans la littérature consultée étaient supérieurs à 5 000, ce qui correspond à un potentiel de bioaccumulation élevé (MELCC, 2022).

Précisons que les résultats d'études sur la bioaccumulation du polonium chez des espèces vivant dans des événements hydrothermaux et dans des zones abyssales sont également disponibles (Cherry et collab., 1992; Carvalho, 2011). Toutefois, ces études n'ont pas été résumées dans la présente revue de littérature, car cet environnement unique n'est pas représentatif des écosystèmes québécois.

#### 3.7.1. Influence de l'habitat

Les activités de  $^{210}\text{Po}$  chez les invertébrés aquatiques diffèrent au sein d'une même espèce selon leur lieu de prélèvement. À titre d'exemple, chez la moule méditerranéenne *Mytilus galloprovincialis*, des activités de  $132 \pm 5$  Bq/kg ont été mesurées le long de la côte portugaise (Carvalho, 2011), de 22,1 à 207 Bq/kg sur la côte adriatique croate (Rožmarić et collab., 2012) et de 53 à 1 960 Bq/kg sur la côte turque (Ugur et collab., 2011). Chez la moule de roche sudaméricaine *Perna perna*, les activités variaient de 78 à 320 Bq/kg en Inde (Macklin Rani et collab., 2014) et de  $1\,995 \pm 363$  Bq/kg au Brésil (Gouvea et collab., 1992). L'activité mesurée est généralement supérieure à proximité d'une source de rejet reconnue ainsi que dans les systèmes fermés (Akozcan et Ugur, 2013; Khan et collab., 2014; Mirzoeva et collab., 2020).

Une corrélation a été rapportée entre les concentrations mesurées dans les organismes aquatiques et la géologie de la zone d'étude, certains types de roches ayant une teneur de fond en  $^{210}\text{Po}$  plus élevée, comme les roches phosphatées et le schiste noir (Carvalho et collab., 2017). Les accumulations sont également dépendantes des conditions météorologiques locales, des précipitations plus abondantes donnant lieu à un dépôt atmosphérique et un ruissellement plus importants (Aközcan et Ugur, 2013; Tateda et collab., 2003; Wildgust et collab., 1998).

Les activités mesurées sont plus élevées en milieu marin océanique qu'en milieu côtier ou estuarien (tableau 11. activité). Elles augmentent chez les espèces benthiques, dont le régime alimentaire comprend plus de particules en suspension et de pelotes fécales (Cherry et Heyraud, 1981; Pillai et collab., 2018) que chez les espèces pélagiques. Ainsi, à titre d'exemple, la moule brune indienne (*Perna indica*) et l'escargot turban nain (*Turbo brunneus*), tous deux retrouvés dans des habitats intertidaux, accumulent des concentrations en  $^{210}\text{Po}$  supérieures à celles des céphalopodes retrouvés en milieu pélagique, comme la seiche des pharaons (*Sepia pharaonis*) (Khan et Wesley, 2012b; Khan et Wesley, 2011a). Les teneurs plus élevées en  $^{210}\text{Po}$  chez certains bivalves pourraient donc être attribuées à leur mode de vie benthique, le contact constant avec les sédiments riches ou contaminés en  $^{210}\text{Po}$  pouvant influencer l'accumulation de ce radionucléide par ces organismes (Shaheed et collab., 1997; Suriyanarayanan et collab., 2008; Alam et Mohamed, 2011).

**Tableau 11.** Activité totale en  $^{210}\text{Po}$  chez des crevettes, selon leur habitat

Habitat	Étendue	Moyenne
	Activité (Bq/kg)	
Côtier	20 à 300	200
Pélagique	50 à 900	300
Benthique	500 à 1 700	1 400

Source : Cherry et Heyraud, 1981

### 3.7.2. Influence de l'espèce

Selon les espèces, la bioaccumulation de polonium peut être différente. Ainsi, la grande majorité des études portant sur l'accumulation du polonium dans les invertébrés aquatiques démontre que celle-ci est plus élevée dans les mollusques que dans les crustacés. Par exemple, près de Kudankulam, en Inde, un des principaux pays qui utilisent les centrales nucléaires comme source d'énergie, l'activité maximale en  $^{210}\text{Po}$  retrouvée dans les mollusques était de  $248 \pm 8$  Bq/kg chez l'escargot turban nain (*Turbo bruneus*), et pour les crustacés, elle était de l'ordre de  $96,2 \pm 1,2$  Bq/kg chez la crevette royale blanche (*Fenneropenaeus indicus*) (Khan et Wesley, 2011c). Toujours en Inde, Musthafa et Krishnamoorthy (2012) ont rapporté des activités de  $113,3 \pm 7,1$  Bq/kg chez la moule verte (*Perna viridis*) et de  $61,3 \pm 4,3$  Bq/kg chez la crevette blanche des Indes (*Panaeus indicus*). Ces études ont mis en évidence que l'accumulation chez les mollusques est plus importante dans les bivalves, comparativement aux gastéropodes et aux céphalopodes. Par exemple, en mer Égée, les activités moyennes de  $^{210}\text{Po}$  chez les bivalves, les céphalopodes et les gastéropodes étaient respectivement de  $818 \pm 434$  Bq/kg,  $126 \pm 178$  Bq/kg et  $117 \pm 81$  Bq/kg (Belivermis et collab., 2019). Précisons que, dans la totalité des études consultées, l'accumulation en  $^{210}\text{Po}$  dans les invertébrés aquatiques était supérieure à celle en  $^{210}\text{Pb}$ .

### 3.7.3. Influence de la biomasse et de la taille des organismes

Différents aspects biologiques influencent la bioaccumulation du  $^{210}\text{Po}$  chez les invertébrés aquatiques.

Les mollusques de plus petite taille semblent bioaccumuler de plus fortes teneurs en polonium que ceux de plus grandes tailles (Bustamante et collab., 2002; Jia et collab., 2003; Khan et Wesley, 2012b). Theng et ses collaborateurs (2004) ont noté une relation allométrique entre les teneurs en  $^{210}\text{Po}$  et la longueur de la coque des moules. Chez l'espèce *Anadara granosa*, les activités moyennes étaient de  $298,8 \pm 6,6$ ,  $273,0 \pm 6,3$ ,  $243,6 \pm 4,7$  et  $166,8 \pm 5,5$  Bq/g pour des longueurs de coque de 2,5 cm, 3,0 cm, 3,5 cm et 4,0 cm respectivement. Cette tendance a été observée par Carvalho et ses collaborateurs (2010) qui rapportent une activité dans les tissus mous de la moule méditerranéenne *Mytilus galloprovincialis* de 1 065 Bq/kg pour les organismes de 2,5 cm de longueur et de 540 Bq/kg pour les organismes de 5,0 cm de longueur. Une forte corrélation entre la longueur de la coque et l'accumulation totale en  $^{210}\text{Po}$  ( $R^2=0,98$ ) a également été observée par Ryan et ses collaborateurs (1999) chez la moule bleue *Mytilus edulis*. Dans cette étude, des moules dont la longueur de la coque était de 2,7 cm ont présenté des activités de  $468 \pm 32$  Bq/kg, tandis que des moules dont la longueur de la coque était de 7,4 cm, échantillonnées à la même date, au même endroit, avaient une activité moyenne de  $169 \pm 13$  Bq/kg de  $^{210}\text{Po}$ . Des observations similaires ont été obtenues chez plusieurs autres espèces de mollusques (*Perna viridis*, *Perna indica*, *Trochus radiatus*, *Turbo brunneus*, *Cellana radiata*, *Littorina undulata* et *Chlamys varia*) (Bustamante et collab., 2002; Khan et Wesley, 2012b).

Une accumulation plus marquée a également été observée chez les plus petits crustacés, telle la gamba élégante *Gennadas elegans* (700 Bq/kg), une crevette dont les activités médianes étaient trois à quatre fois plus élevées que chez de plus grands crustacés, telle la crevette blanche *Palaemon longirostris* (200 Bq/kg) (Cherry et Heyraud, 1981). Les auteurs attribuent cette différence à la taille des organismes,

les individus plus petits accumulant de plus fortes teneurs. Heyraud et ses collaborateurs (1976) rapportent des activités environ trois fois plus élevées chez le krill atlantique (*Meganyctiphanes norvegica*) de 20 mg comparativement aux individus de 77 mg (41 Bq/kg par rapport à 16 Bq/kg). Étant donné les faibles activités mesurées dans l'exosquelette et le phénomène de mue, Fowler (2011) élimine la possibilité que ces accumulations supérieures dans les organismes de petite taille soient reliées aux différences dans les rapports surface/volume. Les différences dans les taux d'ingestion de nourriture ainsi que dans les taux métaboliques pourraient expliquer cette relation (Deiaa et collab., 2020).

#### 3.7.4. Voies d'exposition

Plusieurs études ont démontré que l'accumulation en  $^{210}\text{Po}$  se produit principalement par ingestion (Heyraud et Cherry, 1979; Carvalho et Fowler, 1993 et 1994). Carvalho et Fowler (1994) ont étudié l'importance relative de l'eau et de la nourriture (*Artemia* sp.) comme source de polonium chez la crevette bouquet (*Palaemon serratus*). Un double traceur a été utilisé pour différencier la bioaccumulation provenant directement de l'eau ( $^{210}\text{Po}$ ) de celle provenant de l'alimentation ( $^{208}\text{Po}$ ). L'étude démontre que le  $^{210}\text{Po}$  retrouvé dans l'eau s'adsorbe principalement à l'exosquelette et qu'une faible proportion atteint les organes internes par osmorégulation. Le polonium dissous dans l'eau n'est cependant pas la principale source de ce radionucléide dans les tissus internes des crustacés, le  $^{208}\text{Po}$  dans les aliments marqués étant facilement absorbé et accumulé à l'intérieur des organismes. Une étude semblable réalisée chez la crevette benthique (*Lysmata seticaudata*) en vient aux mêmes conclusions (Carvalho et Fowler, 1993). L'étude de Mirzoeva et ses collaborateurs (2020), qui rapporte des activités significativement supérieures chez des artémies adultes (FBC =  $10^4$ ) comparativement à leurs kystes (FBC =  $10^2$ ), appuie également le fait que l'absorption du polonium dans les invertébrés aquatiques se fait principalement par la nourriture.

#### 3.7.5. Influence de l'état physiologique

Des variations saisonnières dans l'accumulation en  $^{210}\text{Po}$  ont été observées chez certaines espèces marines. Ainsi, l'accumulation chez les moules, les huîtres et les ormeaux était maximale pendant la saison hivernale et minimale pendant la saison estivale (Connan et collab., 2007; Kristan et collab., 2015; Rožmarić et collab., 2013; Ugur et collab., 2011). L'hiver correspond généralement, pour les moules, à la période de gamétogenèse. La période de reproduction ayant généralement lieu au printemps et à l'été, il est donc possible qu'il existe un lien entre l'accumulation de  $^{210}\text{Po}$  en hiver et la variation physiologique associée aux cycles sexuels et biochimiques, comme cela a été rapporté pour d'autres métaux. L'apparente fluctuation dans les concentrations de radionucléides peut aussi résulter d'un changement dans leur état physiologique, le poids des moules variant en raison du stockage des graisses dans les tissus mous (Carvalho et collab., 2011a; Wildgust et collab., 1998). La variation temporelle du  $^{210}\text{Po}$  peut aussi découler des efflorescences algales, mieux connues sous le nom de *bloom*, entraînant une augmentation du piégeage du  $^{210}\text{Po}$  soluble en raison de la teneur plus élevée en matière organique dans l'eau et, conséquemment, une augmentation de l'absorption par les organismes marins (Wildgust et collab., 1998). Les variations saisonnières, particulièrement au printemps, peuvent finalement s'expliquer par une forte augmentation de la biomasse de zooplancton, coïncidant avec des valeurs faibles de  $^{210}\text{Po}$  dans le zooplancton et des valeurs élevées dans la phase dissoute de l'eau de mer, ce qui suggère un possible mécanisme de « dilution biologique » dans le zooplancton (Farber-Lorda et collab., 2017 et 2013). La quantité de nourriture disponible et la variation des paramètres physicochimiques de l'eau (température, salinité, pH) sont d'autres facteurs qui peuvent avoir une influence sur la bioaccumulation du  $^{210}\text{Po}$  (Wildgust et collab., 1998).

#### 3.7.6. Distribution dans l'organisme

Le polonium est distribué de façon non uniforme dans les invertébrés aquatiques (Skwarzec et Falkowski, 1988; Skwarzec, 1997; Khan et Wesley, 2011a).

Généralement, les activités dans les tissus mous sont significativement supérieures à celles mesurées dans la coquille ou l'exosquelette (Skwarzec et Falkowski, 1988; Hameed et collab., 1997; Mishra et

collab., 2009), et ce, par des facteurs pouvant aller jusqu'à 130 (Fowler, 2011). L'exosquelette des crustacés accumule des teneurs en  $^{210}\text{Po}$  plus élevées que la coquille des mollusques (Shaheed et collab., 1997). Ceci peut être attribué au fait que les coquilles des mollusques sont composées en grande partie de substances inorganiques, telles que le carbonate de calcium, tandis que l'exosquelette des crevettes est fait de substances organiques telles que la chitine. Rappelons que le polonium a une affinité plus élevée pour la matière organique (Cherry et Heyraud, 1981; Banobre et collab., 2020).

Les études consultées démontrent des teneurs particulièrement élevées dans les organes du système digestif, principalement au niveau de l'hépatopancréas qui assure à la fois des fonctions digestives et des fonctions de stockage (Fowler, 2011). Bien que cet organe ne représente qu'environ 4 % du poids total des invertébrés, Heyraud et ses collaborateurs (1976) ont démontré que 52 % du  $^{210}\text{Po}$  accumulé dans le krill (*Meganyctiphanes norvegica*) se retrouve dans l'hépatopancréas. Ce pourcentage est de 32,3 % chez l'isopode *Saduria entomon* (Skwarzec et Falkowski, 1988), de 15 à 36 % chez la moule bleue *Mytilus edulis* (Wildgust et collab., 1998) et de 27 % chez la mye commune *Mya arenaria* (Skwarzec et Falkowski, 1988). De ce pourcentage, de 22 à 60 % se retrouvaient dans le cytosol des cellules de glandes digestives (Heyraud et collab., 1987; Stepnowski et Skwarzec, 2000a; Bustamante et collab., 2002). Chez l'isopode *Saduria entomon*, les autres fractions sont caractérisées par une distribution uniforme du  $^{210}\text{Po}$  dans les mitochondries, les microsomes et les noyaux (14, 7 et 18 % respectivement; Bustamante et collab., 2002). Ces pourcentages concordent avec le taux de protéines mesuré dans chacune des parties de la cellule. Chez les invertébrés marins, l'hépatopancréas est connu pour jouer un rôle important dans l'accumulation d'éléments stables (p. ex., l'argent, le cadmium, le cuivre et le zinc), où ils s'associent aux protéines contenant du soufre, comme la métallothionéine (Stepnowski et Skwarzec, 2000a). Il en serait de même pour le polonium, pour lequel l'accumulation préférentielle dans le foie serait reliée à une affinité aux protéines comme la ferritine et la métallothionéine (Durand et collab., 1999; Kim et collab., 2005). Le  $^{210}\text{Po}$  aurait d'ailleurs une affinité avec les protéines de poids moléculaire supérieur à 70 000 kDa, et il ne semble pas y avoir de preuve de la liaison du  $^{210}\text{Po}$  aux protéines de faible poids moléculaire (Finger et Smith, 1987).

Les concentrations accumulées dans l'hépatopancréas sont habituellement d'un à deux ordres de grandeur supérieurs à celles accumulées dans les muscles (Musthafa et Krishnamoorthy, 2012). Les FBC dans l'hépatopancréas peuvent atteindre de  $10^5$  à  $10^6$ , ce qui montre un potentiel de bioaccumulation très élevé dans cet organe (Cherry et Heyraud, 1981). Les FBC varient selon le taux métabolique des espèces (Khan et Wesley, 2011a). Il en est de même dans l'ensemble du système digestif. Par exemple, les activités de  $^{210}\text{Po}$  mesurées dans la langoustine à raies rouges (*Metanephrops thomsoni*) étaient de  $2,8 \pm 0,2$  Bq/kg dans les muscles, de  $46 \pm 10$  Bq/kg dans l'exosquelette et de  $906 \pm 226$  Bq/kg dans les viscères, ce qui représente des pourcentages relatifs dans l'organisme entier de 0,6, 12,2 et 87,2 % respectivement (Kim et collab., 2017). L'accumulation dans les muscles est relativement faible, tout comme celle dans les gonades. L'importante accumulation au niveau des organes du système digestif renforce l'hypothèse démontrée dans les paragraphes précédents voulant que la principale porte d'entrée du polonium dans l'organisme soit l'ingestion de nourriture contaminée.

Des niveaux relativement élevés de  $^{210}\text{Po}$  peuvent être observés dans les branchies de certaines espèces, notamment le toutenon japonais (*Todarodes pacificus*) et l'ormeau *Haliotis tuberculata*, ce qui pourrait indiquer une absorption et une assimilation directe du polonium retrouvé dans l'eau à la surface de cet organe (Bustamante et collab., 2002; Connan et collab., 2007; Waska et collab., 2008; Khan et collab., 2011b). L'absorption au niveau des branchies peut également être causée par une contamination de ce tissu par des résidus d'hémolymphe, qui peut agir comme un site de liaison efficace du  $^{210}\text{Po}$  (Durand et collab., 2002). Une fois absorbé par les branchies, le polonium est redistribué dans tout l'organisme à partir du système sanguin (Waska et collab., 2008).

Le tableau 12. activités en  $^{210}\text{Po}$  dans différents organes d'invertébrés aquatiques, telle que répertoriée dans la littérature

nom commun	nom latin	activité (Bq/kg)							référence
		musc les	viscè res	tissus mous	gona des	branc hies	hépat pancré as	exosq uelett e	
<b>crustacé</b>									
isopode	<i>saduria entomon</i>	17,8 ± 0,7	66,0 ± 2,3	–	5,8 ± 0,7	–	234 ± 4	0,14 ± 0,01	stepnowski et skwarzec, 1999
		4,1 ± 0,5	12,1 ± 3,0	–	7,4 ± 0,6	9,3 ± 0,7	187 ± 3	–	skwarzec et falkowski, 1988
		52,4 ± 2,0	354 ± 13	–	12,1 ± 1,4	–	544 ± 10	0,6 ± 0,1	stepnowski et skwarzec, 2000a
krill antarctique	<i>euphausia superba</i>	–	159 à 311	–	–	–	244 à 318	–	boyd et collab., 1984
		–	200 à 4 218	–	–	–	466 à 4 366	–	cherry et collab., 1987
krill atlantique	<i>meganyctipha nes norvegica</i>	9,25 à 10	–	–	–	–	137 à 962	–	heyraud et cherry, 1979
		1,9 ± 0,1	90 ± 10	–	–	–	250 ± 19	9 ± 0,6	heyraud et collab., 1976
<b>crevettes</b>									
bouquet géant	<i>macrobrachiu m malcolmsonii</i>	12,1 à 19,1	–	–	–	–	–	8,6 à 11,2	shaheed et collab., 1997
		20,4 ± 2,3	–	–	–	–	–	16,6 ± 3,1	hameed et collab., 1997
crevette	<i>sergestes</i> sp.	7,4 ± 1,5	–	–	–	–	8 325 ± 333	–	heyraud et cherry, 1979
crevette arctique	<i>sergestes arcticus</i>	25,9 ± 1,1	–	–	–	–	5 994 à 6 290	–	heyraud et cherry, 1979
crevette banane	<i>penaeus merguiensis</i>	8,7 à 44,5	–	–	–	–	–	–	lubna et collab., 2011
crevette blanche des indes	<i>penaeus indicus</i>	119 ± 6	–	–	–	–	–	77 ± 4	suriyanarayana n et collab., 2010
		3,4 à 19	–	–	–	–	–	–	pillai et collab., 2018
crevette bouquet	<i>palaemon serratus</i>	11,1 ± 0,7	–	–	–	–	3 404 ± 111	–	heyraud et cherry, 1979
		1 ± 0,4	18 ± 6	–	–	–	53 ± 13	3 ± 1,5	carvalho et fowler, 1994
		181 ± 7	–	–	–	–	–	89 ± 5	suriyanarayana n et collab., 2008

nom commun	nom latin	activité (Bq/kg)							référence
		musc les	viscè res	tissus mous	gona des	branc hies	hépat o pancré as	exosq uelett e	
<b>crevettes</b>									
crevette géante tigrée	<i>penaeus monodon</i>	8,6 à 24,3	–	–	–	–	–	–	pillai et collab., 2018
		0,9 à 31,1	–	–	–	–	–	–	hemalatha et collab., 2014
crevette grise	<i>crangon crangon</i>	0,4 à 4,1	–	–	–	–	177 à 1 426	–	swift et collab., 1994
crevette-mante	<i>squlla mantis</i>	26,4 ± 2,6	–	–	–	–	–	–	roselli et collab., 2017
crevette monégasque	<i>lysmata seticaudata</i>	4,0 ± 0,7	–	–	–	–	2 664 ± 74	–	heyraud et cherry, 1979
crevette rouge	<i>aristeus antennatus</i>	12 ± 0,8	–	–	–	–	–	–	deiaa et collab., 2020
crevette royale blanche	<i>fenneropenaeus indicus</i>	54,0 ± 3,7	–	–	–	–	–	–	macklin rani et collab., 2014
crevette tigrée verte	<i>penaeus semisulcatus</i>	6,7 à 17	–	–	–	–	–	–	pillai et collab., 2018
sivade blanc	<i>pasiphaea sivado</i>	4,8 à 5,2	–	–	–	–	444 à 1 776	–	heyraud et cherry, 1979
<b>crabes</b>									
crabe bleu	<i>portunus pelagicus</i>	265 ± 9	–	–	–	–	–	55 ± 2	suriyanarayana n et collab., 2010
		4,8 à 17	–	–	–	–	–	–	pillai et collab., 2018
		14 ± 5	178 ± 4	–	–	81 ± 7	927 ± 16	18 ± 3	khan et collab., 2011b
crabe fantôme	<i>ocypode sp.</i>	324 ± 12	–	–	–	–	–	90 ± 1	suriyanarayana n et collab., 2010
crabe nageur à trois points	<i>portunus sanguinolentus</i>	17,1 à 54,7	177 ± 3	–	–	93 ± 6	1046 ± 16	30 ± 8	khan et wesley, 2011a; khan et collab, 2011b
		150 ± 5	–	–	–	–	–	49 ± 3	suriyanarayana n et collab., 2008
		300 ± 4	–	–	–	–	–	96 ± 2	suriyanarayana n et collab., 2010



nom commun	nom latin	activité (Bq/kg)							référence
		musc les	viscè res	tissus mous	gona des	branc hies	hépat o pancré as	exosq uelett e	
		5,4 à 28	–	–	–	–	–	–	pillai et collab., 2018
		40,1 ± 4,4	–	–	–	–	–	–	macklin rani et collab., 2014
<b>crabes</b>									
crabe des palétuviers	<i>scylla serrata</i>	11,3 à 39,3	–	–	–	–	–	–	pillai et collab., 2018
		0,1 à 12,0	–	–	–	–	–	–	hemalatha et collab., 2014
crabe portunidé	<i>charybdis natator</i>	21,6 à 68,6	172 ± 6	–	–	100 ± 10	896 ± 10	31 ± 9	khan et wesley, 2011a; khan et collab., 2011b
crabe de rivage de la méditerranée	<i>carcinus aestuarii</i>	55,7 ± 5,6	–	–	–	–	–	–	roselli et collab., 2017
crabe vert	<i>carcinus maenas</i>	22,2 ± 3,3	–	–	–	–	703 ± 37	–	heyraud et cherry, 1979
–	<i>charybdis annulata</i>	14,2 ± 2,9	132 ± 8	–	–	76 ± 20	982 ± 10	24,2 ± 11,4	khan et collab., 2011b
–	<i>charybdis lucifera</i>	18,9 à 60,4	189 ± 3	–	–	74 ± 6	1877 ± 12	20,1 ± 4,9	khan et wesley, 2011a; khan et collab., 2011b
–	<i>charybdis feriatus</i>	16,5 ± 5,2	176 ± 7	–	–	67 ± 6	746 ± 16	24,6 ± 3,7	khan et collab., 2011b
–	<i>calappa lophos</i>	9,9 ± 1,9	99 ± 7	–	–	66 ± 10	82 ± 7	14,2 ± 1,4	
–	<i>uca annulipes</i>	7,5 ± 1,7	41 ± 4	–	–	23 ± 3	96 ± 6	9,9 ± 2,4	
–	<i>atergatis integerrimus</i>	36,8 ± 2,9	132 ± 8	–	–	76 ± 20	982 ± 10	24,3 ± 11,4	khan et wesley, 2011a
		12,6 ± 4,1	192 ± 3	–	–	80 ± 7	59 ± 20	20,5 ± 3,2	khan et collab., 2011b
–	<i>matuta lunaris</i>	10,2 ± 6,2	113 ± 5	–	–	73 ± 6	326 ± 11	14,6 ± 1,7	khan et collab., 2011b
–	<i>barytelphusa jaguemontii</i>	13,1 ± 1,4	–	–	–	–	–	11,5 ± 1,1	hameed et collab., 1997
<b>mollusques</b>									
langouste du sud	<i>jasus edwardsii</i>	–	–	0,11 à 2,09	–	–	–	–	pearson et collab., 2016

nom commun	nom latin	activité (Bq/kg)							référence
		musc les	viscè res	tissus mous	gona des	branc hies	hépat o pancré as	exosq uelett e	
langoustine à raies rouges	<i>metanephrops thomsoni</i>	2,8 ± 0,2	906 ± 226	–	–	–	–	46 ± 10	kim et collab., 2017
<b>bivalves</b>									
anodonte des cygnes	<i>anodonta cygnea</i>	6,0 ± 0,2	–	19,3 ± 1,6	–	7,0 ± 0,5	62 ± 2	0,1 ± 0,004	stepnowski et skwarzec, 2000b
arche inéquivalve	<i>scapharca inaequivalvis</i>	225 ± 12	–	–	–	–	–	4 ± 1	suriyanarayana n et collab., 2010
		–	–	305 ± 10	–	–	–	3,9 ± 0,4	suriyanarayana n et collab., 2008
astarte boréal	<i>astarte borealis</i>	–	–	13,7 ± 1,0	–	–	–	6,1 ± 0,5	skwarzec et falkowski, 1988
circe mouchetée	<i>gafrarium dispar</i>	415 ± 23	–	–	–	–	–	3 ± 1	suriyanarayana n et collab., 2010
coque commune	<i>cerastoderma edule</i>	–	–	5,8 ± 0,3	–	–	–	–	carvahlo, 2011
coque de nouvelle- zélande	<i>austrovenus stutchburyi</i>	–	–	21,9 ± 1,6	–	–	–	–	pearson et collab., 2016
coque glauque	<i>cardium glaucum</i>	–	–	23,7 ± 1,0	–	–	–	3,5 ± 0,2	skwarzec et falkowski, 1988
couteau commun	<i>ensis siliqua</i>	–	–	45 ± 10	–	–	–	–	carvahlo, 2011
grande nacre	<i>pinna nobilis</i>	–	–	670 ± 8	–	–	–	–	belivermis et collab., 2019
huître creuse	<i>crassostrea gigas</i>	68,5 à 52,8	–	–	48,6 à 49,4	267 à 386	732 à 978	2,2 à 4,2	connan et collab., 2007
huître dragueuse	<i>tiostraea chilensis</i>	–	–	71,8 à 98,3	–	–	–	–	pearson et collab., 2016
huître portugaise	<i>crassostrea angulata</i>	–	–	10 ± 1	–	–	–	–	carvahlo, 2011
moule bleue	<i>mytilus edulis</i>	–	–	10,6 à 11,7	–	–	–	4,1 à 4,7	skwarzec et falkowski, 1988
		124 ± 2	596 ± 8	279 ± 4	–	307 ± 5	–	–	mcdonald et collab., 1986

nom commun	nom latin	activité (Bq/kg)							référence
		musc les	viscè res	tissus mous	gona des	branc hies	hépat pancré as	exosq uelett e	
		-	-	204 à 366	-	-	-	-	follonosa et collab., 2015
		-	-	92 à 356	-	-	-	-	connan et collab., 2007
		-	-	149 ± 82	-	-	-	-	dahlggaard, 1996
<b>bivalves</b>									
moule brune indienne	<i>perna indica</i>	54,7 ± 4,7	177 ± 3	-	63 ± 6	33 ± 6	1 066 ± 16	62 ± 8	khan et wesley, 2012b
		-	-	156 à 928	-	-	-	-	khan et collab., 2014
moule d'eau douce indienne	<i>lamellidens marginalis</i>	-	-	57,4 à 105,8	-	-	-	4,09 à 4,50	shaheed et collab., 1997
		-	-	53,3 ± 6,4	-	-	-	1,2 ± 0,2	hameed et collab., 1997
moule méditerranéen ne	<i>mytilus galloprovincial is</i>	-	-	25,3 ± 2,5	-	-	-	-	roselli et collab., 2017
		-	-	14 à 300	-	-	-	-	baumann et collab., 2013
		-	-	182 ± 5	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
		-	-	890 ± 13	-	-	-	-	belivermis et collab., 2019
		-	-	132 ± 5	-	-	-	-	carvahlo, 2011
		-	-	22,1 à 207	-	-	-	-	rozmaric et collab., 2012
		-	-	-	-	7,7 à 49,6	32,0 à 93,6	-	aslan et collab., 2018
		-	-	53 à 1 960	-	-	-	-	ugur et collab., 2011
		-	-	3,8 à 367	-	-	-	-	planisek et collab., 2013
		-	-	201 à 459	-	-	-	-	mcdonald et collab., 1986
	<i>perna perna</i>	-	-	1 995 ± 363	-	-	-	3,1 ± 1,5	gouvea et collab., 1992

nom commun	nom latin	activité (Bq/kg)							référence
		musc les	viscè res	tissus mous	gona des	branc hies	hépat pancré as	exosq uelett e	
moûle de roche sudaméricaine		–	–	78 à 320	–	–	–	–	macklin rani et collab., 2014
moûle verte	<i>perna viridis</i>	–	–	183 à 1 063	–	–	–	–	khan et collab., 2014
		–	–	137,4 ± 25,5	–	–	–	–	makmur et collab., 2020
		–	–	45,7 à 96,4	–	–	–	–	lubna et collab., 2011
<b>bivalves</b>									
moûle verte de nouvelle- zélânde	<i>perna canaliculus</i>	–	–	11,3 ± 1,2	–	–	–	–	pearson et collab., 2016
mye commune	<i>mya arenaria</i>	4,9 ± 0,3	–	–	–	29,2 ± 4,1	87,0 ± 17,0	0,4 ± 0,1	stepnowski et skwarzec, 2000b
		3,3 ± 0,8	17,3 ± 2,4	10,0 ± 0,7	4,0 ± 0,6	12,9 ± 0,9	33,2 ± 1,2	1,6 ± 0,4	skwarzec et falkowski, 1988
palourde commune	<i>ruditapes decussatus</i>	–	–	877 ± 15	–	–	–	–	belivermis et collab., 2019
		–	–	152 ± 19	–	–	–	–	carvahlo, 2011
palaroude	<i>venerupis decussata</i>	–	–	19,0 ± 1,9	–	–	–	–	roselli et collab., 2017
pétoncle d'islande	<i>chlamys islandicus</i>	89 ± 7	–	83 ± 7	–	118 ± 14	22,7 ± 1,7	nd	stepnowski et skwarzec, 2000b
pétoncle japonais	<i>patinopecten yessoensis</i>	3,5 ± 0,2	–	–	16,9 ± 1,4	14,6 ± 0,9	479 ± 27	–	yamamoto et collab., 1994
pholade commune	<i>pholas dactylus</i>	–	–	407 ± 9	–	–	–	–	belivermis et collab., 2019
telline de la baltique	<i>macoma balthica</i>	–	–	23,3 à 50	–	–	–	9,7 à 17,8	skwarzec et falkowski, 1988
–	<i>anadara gibbosa</i>	–	–	1 789 ± 11	–	–	–	–	belivermis et collab., 2019
–	<i>anadara granosa</i>	–	–	55,6 à 161,7	–	–	–	–	lubna et collab., 2011
–	<i>crassostrea madrasensis</i>	–	–	45,2 à 58,6	–	–	–	–	pillai et collab., 2018

nom commun	nom latin	activité (Bq/kg)							référence
		musc les	viscè res	tissus mous	gona des	branc hies	hépat o pancré as	exosq uelett e	
-	<i>donax trunculus</i>	-	-	760 ± 11	-	-	-	-	belivermis et collab., 2019
-	<i>meretrix casta</i>	-	-	597 ± 23	-	-	-	4,2 ± 0,6	suriyanarayana n et collab., 2008
		-	-	23,7 à 34,3	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
-	<i>mytilus trossulus</i>	2,5 ± 0,4	-	-	-	13,8 ± 0,6	133 ± 14	0,8 ± 0,1	stepnowski et skwarzec, 1999
		56,5 ± 8,4	-	-	-	232 ± 10	1 026 ± 107	0,9 ± 0,1	stepnowski et skwarzec, 2000b
-	<i>ostrea stentina</i>	-	-	748 ± 239	-	-	-	-	belivermis et collab., 2019
<b>bivalves</b>									
-	<i>pecten jacobaeus</i>	-	-	405 ± 6	-	-	-	-	belivermis et collab., 2019
-	<i>thais haemastoma</i>	-	-	1 007 ± 170	-	-	-	6,2 ± 1,8	gouvea et collab., 1992
-	<i>velesunio angasi</i>	-	-	257 à 416	-	-	-	-	ryan et collab., 2008
-	<i>zygochlamys delicatula</i>	-	-	284 ± 16	-	-	-	-	pearson et collab., 2016
<b>gastéropodes</b>									
bigorneau	<i>littorina littorea</i>	-	-	283 ± 10	-	-	-	-	carvahlo, 2011
coquille supérieure plate	<i>gibbula umbilicalis</i>	-	-	53 ± 2	-	-	-	-	carvahlo, 2011
escargot turban nain	<i>turbo bruneus</i>	36,6 ± 8,1	172 ± 6	-	-	29,8 ± 2,6	562 ± 10	30,6 ± 9,2	khan et wesley, 2012b
gibbule commune	<i>osilinus turbinatus</i>	-	-	221,2 ± 4,8	-	-	-	-	belivermis et collab., 2019
ormeau	<i>haliotis tuberculata</i>	2,3 à 3,5	-	-	109 à 155	112 à 117	121 à 196	7,2 à 7,3	connan et collab., 2007
	<i>nordotis discus</i>	2,9 ± 0,9	1 500 ± 484	-	-	-	-	-	kim et collab., 2017
ormeau arc-	<i>haliotis iris</i>	-	-	2,7 ±	-	-	-	-	pearson et

nom commun	nom latin	activité (Bq/kg)							référence
		muscles	viscères	tissus mous	gonades	branchies	hépatopancréas	exosquelette	
en-ciel				0,5					collab., 2016
patelle à rayons	<i>cellana radiata</i>	22,3 ± 5,2	176 ± 7	–	–	16,9 ± 1,5	755 ± 19	14,6 ± 3,7	khan et wesley, 2012b
patelle méditerranéenne	<i>patella caerulea</i>	–	–	120 ± 3	–	–	–	–	belivermis et collab., 2019
patelle rustique	<i>patella rustica</i>	–	–	32,9 ± 2,7	–	–	–	–	belivermis et collab., 2019
rocher fascié	<i>hexaplex trunculus</i>	–	–	20,7 ± 1,5	–	–	–	–	belivermis et collab., 2019
strombe isabelle	<i>strombus canarium</i>	11 ± 2	–	–	–	–	–	3 ± 1	suriyanarayana et collab., 2010
tonne tachetée	<i>tonna dolium</i>	132 ± 16	–	–	–	–	–	4 ± 1	
troque	<i>batillus cornutus</i>	32,8 ± 2,6	220 ± 18	–	–	–	–	–	yamamoto et collab., 1994
gastéropodes									
triton géant	<i>monoplex parthenopeus</i>	–	–	226 ± 4	–	–	–	–	belivermis et collab., 2019
–	<i>buccinum striatissimum</i>	0,5 ± 0,1	13,4 ± 1,4	–	–	–	–	–	yamamoto et collab., 1994
–	<i>cerithium vulgatum</i>	–	–	108 ± 3	–	–	–	–	belivermis et collab., 2019
–	<i>haliotis rubra</i>	–	–	–	–	7,6 ± 2,2	34,2 ± 6,7	–	hyne et collab., 1992
–	<i>littorina undulata</i>	16,8 ± 2,9	131,8 ± 7,7	–	–	15,6 ± 2,1	482 ± 9,6	14,2 ± 11,4	khan et wesley, 2012b
–	<i>neptunea polycostata</i>	18,9 ± 1,4	65,5 ± 5,2	–	–	–	–	–	yamamoto et collab., 1994
–	<i>patella aspera</i>	–	–	11,6 ± 0,3	–	–	–	–	carvahlo, 2011
–	<i>pila virens</i>	–	–	32,5 à 46,2	–	–	–	3,89 à 3,95	shaheed et collab., 1997
–	<i>pomacea bridgesii</i>	–	–	164 ± 37	–	–	–	–	follonosa et collab., 2015
–	<i>stramonita haemastoma</i>	–	–	92,5 ± 2,0	–	–	–	–	belivermis et collab., 2019
–	<i>tegula viridula</i>	–	–	1 050	–	–	–	6,5 ±	gouvea et

nom commun	nom latin	activité (Bq/kg)							référence
		musc les	viscè res	tissus mous	gona des	branc hies	hépat o pancré as	exosq uelett e	
				± 166				2,1	collab., 1992
-	<i>trochus radiatus</i>	28,4 ± 4,2	189 ± 3	-	-	24,1 ± 3,1	877 ± 12	20,1 ± 4,9	khan et wesley, 2012b
<b>céphalopodes</b>									
calmar commun	<i>loligo vulgaris</i>	1,9 à 24,4	-	-	-	-	137 à 3 367	-	heyraud et cherry, 1979
calmar indien	<i>loligo duvauceli</i>	-	56,2 ± 4,2	8,6 ± 2,3	6,9 à 7,8	24,2 ± 3,4	201 ± 167	3,6 ± 0,9	khan et wesley, 2011b
		10,5 ± 2,3	96,2 ± 4,2	-	7,9 à 14,8	47,2 ± 3,4	439 ± 17	31,2 ± 5,6	khan et wesley, 2011a
		12,8 à 15,6	-	-	-	-	-	-	-
calmar de nouvelle-zélande	<i>nototodarus sp.</i>	-	-	1,33 à 2,30	-	-	-	-	pearson et collab., 2016
élédone commune	<i>eledone aldrovandii</i>	7,8 ± 0,7	-	-	-	-	481 ± 37	-	heyraud et cherry, 1979
<b>céphalopodes</b>									
élédone musquée	<i>eledone moschata</i>	161 ± 10	-	-	-	-	-	-	belivermis et collab., 2019
pieuvre blanche	<i>eledone cirrhosa</i>	11,7 ± 1,3	-	-	-	-	-	-	belivermis et collab., 2019
pieuvre commune	<i>octopus vulgaris</i>	4,1 à 8,5	-	-	-	-	814 à 851	-	heyraud et cherry, 1979
		17,9 ± 1,7	-	-	-	-	-	-	belivermis et collab., 2019
seiche commune	<i>sepia officinalis</i>	2,2 à 4,8	-	-	-	-	1 628 à 2 331	-	heyraud et cherry, 1979
		0,5 à 4,7	-	-	-	-	-	-	hemalatha et collab., 2014
		103 ± 4	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
seiche dorée	<i>sepia elliptica</i>	45 ± 2	-	-	-	-	-	31 ± 2	suriyanarayana n et collab., 2010
sépia inerme	<i>sepiella inermis</i>	-	26,3 ± 1,6	2,2 ± 0,45	3,2 à 4,2	56 ± 5	182 ± 13	2,4 ± 0,9	khan et wesley, 2011b
seiche des	<i>sepia</i>	1,2 ±	11,3	-	3,8 à	86 ± 9	301 ±	2,6 ±	khan et wesley,

nom commun	nom latin	activité (Bq/kg)							référence
		muscles	viscères	tissus mous	gonades	branchies	hépatopancréas	exosquelette	
pharaons	<i>pharaonis</i>	0,4	± 1,6		5,2		12	0,8	2011a
seiche rose	<i>sepia orbignyana</i>	425 ± 10	–	–	–	–	–	–	belivermis et collab., 2019
toutenon japonais	<i>todarodes pacificus</i>	8,6 ± 2,0	1 940 ± 93	–	–	–	–	–	kim et collab., 2017
		5,7 ± 1,3	–	–	–	208 ± 70	1 208 ± 269	–	waska et collab., 2008
		0,7 à 2,5	–	–	–	40 à 208	604 à 1267	–	waska et collab., 2013
–	<i>illex coindetii</i>	13,3 à 16,6	–	–	–	–	–	–	belivermis et collab., 2019

résume les études comparant l'accumulation du polonium dans différents organes des invertébrés aquatiques. On y voit que les concentrations sont largement supérieures dans l'hépatopancréas et dans les viscères, comparativement aux muscles, aux gonades et à l'exosquelette.



**Tableau 12.** Activités en  $^{210}\text{Po}$  dans différents organes d'invertébrés aquatiques, telle que répertoriée dans la littérature

Nom commun	Nom latin	Activité (Bq/kg)							Référence
		Muscles	Viscères	Tissus mous	Gonades	Branchies	Hépatopancréas	Exosquelette	
<b>Crustacé</b>									
Isopode	<i>Saduria entomon</i>	17,8 ± 0,7	66,0 ± 2,3	–	5,8 ± 0,7	–	234 ± 4	0,14 ± 0,01	Stepnowski et Skwarzec, 1999
		4,1 ± 0,5	12,1 ± 3,0	–	7,4 ± 0,6	9,3 ± 0,7	187 ± 3	–	Skwarzec et Falkowski, 1988
		52,4 ± 2,0	354 ± 13	–	12,1 ± 1,4	–	544 ± 10	0,6 ± 0,1	Stepnowski et Skwarzec, 2000a
Krill antarctique	<i>Euphausia superba</i>	–	159 à 311	–	–	–	244 à 318	–	Boyd et collab., 1984
		–	200 à 4 218	–	–	–	466 à 4 366	–	Cherry et collab., 1987
Krill atlantique	<i>Meganyctiphanes norvegica</i>	9,25 à 10	–	–	–	–	137 à 962	–	Heyraud et Cherry, 1979
		1,9 ± 0,1	90 ± 10	–	–	–	250 ± 19	9 ± 0,6	Heyraud et collab., 1976
<b>Crevettes</b>									
Bouquet géant	<i>Macrobrachium malcolmsonii</i>	12,1 à 19,1	–	–	–	–	–	8,6 à 11,2	Shaheed et collab., 1997
		20,4 ± 2,3	–	–	–	–	–	16,6 ± 3,1	Hameed et collab., 1997
Crevette	<i>Sergestes</i> sp.	7,4 ± 1,5	–	–	–	–	8 325 ± 333	–	Heyraud et Cherry, 1979
Crevette arctique	<i>Sergestes arcticus</i>	25,9 ± 1,1	–	–	–	–	5 994 à 6 290	–	Heyraud et Cherry, 1979
Crevette banane	<i>Penaeus merguensis</i>	8,7 à 44,5	–	–	–	–	–	–	Lubna et collab., 2011
Crevette blanche des Indes	<i>Penaeus indicus</i>	119 ± 6	–	–	–	–	–	77 ± 4	Suriyanarayanan et collab., 2010
		3,4 à 19	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
Crevette bouquet	<i>Palaemon serratus</i>	11,1 ± 0,7	–	–	–	–	3 404 ± 111	–	Heyraud et Cherry, 1979
		1 ± 0,4	18 ± 6	–	–	–	53 ± 13	3 ± 1,5	Carvalho et Fowler, 1994
		181 ± 7	–	–	–	–	–	89 ± 5	Suriyanarayanan et collab., 2008

Nom commun	Nom latin	Activité (Bq/kg)							Référence
		Muscles	Viscères	Tissus mous	Gonades	Branchies	Hépatopancréas	Exosquelette	
<b>Crevettes</b>									
Crevette géante tigrée	<i>Penaeus monodon</i>	8,6 à 24,3	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
		0,9 à 31,1	–	–	–	–	–	–	Hemalatha et collab., 2014
Crevette grise	<i>Crangon crangon</i>	0,4 à 4,1	–	–	–	–	177 à 1 426	–	Swift et collab., 1994
Crevette-mante	<i>Squilla mantis</i>	26,4 ± 2,6	–	–	–	–	–	–	Roselli et collab., 2017
Crevette monégasque	<i>Lysmata seticaudata</i>	4,0 ± 0,7	–	–	–	–	2 664 ± 74	–	Heyraud et Cherry, 1979
Crevette rouge	<i>Aristeus antennatus</i>	12 ± 0,8	–	–	–	–	–	–	Deiaa et collab., 2020
Crevette royale blanche	<i>Fenneropenaeus indicus</i>	54,0 ± 3,7	–	–	–	–	–	–	Macklin Rani et collab., 2014
Crevette tigrée verte	<i>Penaeus semisulcatus</i>	6,7 à 17	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
Sivade blanc	<i>Pasiphaea sivado</i>	4,8 à 5,2	–	–	–	–	444 à 1 776	–	Heyraud et Cherry, 1979
<b>Crabes</b>									
Crabe bleu	<i>Portunus pelagicus</i>	265 ± 9	–	–	–	–	–	55 ± 2	Suriyanarayanan et collab., 2010
		4,8 à 17	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
		14 ± 5	178 ± 4	–	–	81 ± 7	927 ± 16	18 ± 3	Khan et collab., 2011b
Crabe fantôme	<i>Ocypode</i> sp.	324 ± 12	–	–	–	–	–	90 ± 1	Suriyanarayanan et collab., 2010
Crabe nageur à trois points	<i>Portunus sanguinolentus</i>	17,1 à 54,7	177 ± 3	–	–	93 ± 6	1046 ± 16	30 ± 8	Khan et Wesley, 2011a; Khan et collab, 2011b
		150 ± 5	–	–	–	–	–	49 ± 3	Suriyanarayanan et collab., 2008
		300 ± 4	–	–	–	–	–	96 ± 2	Suriyanarayanan et collab., 2010
		5,4 à 28	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
		40,1 ± 4,4	–	–	–	–	–	–	–

Nom commun	Nom latin	Activité (Bq/kg)							Référence
		Muscles	Viscères	Tissus mous	Gonades	Branchies	Hépatopancréas	Exosquelette	
<b>Crabes</b>									
Crabe des palétuviers	<i>Scylla serrata</i>	11,3 à 39,3	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
		0,1 à 12,0	–	–	–	–	–	–	Hemalatha et collab., 2014
Crabe portunidé	<i>Charybdis natator</i>	21,6 à 68,6	172 ± 6	–	–	100 ± 10	896 ± 10	31 ± 9	Khan et Wesley, 2011a; Khan et collab., 2011b
Crabe de rivage de la Méditerranée	<i>Carcinus aestuarii</i>	55,7 ± 5,6	–	–	–	–	–	–	Roselli et collab., 2017
Crabe vert	<i>Carcinus maenas</i>	22,2 ± 3,3	–	–	–	–	703 ± 37	–	Heyraud et Cherry, 1979
–	<i>Charybdis annulata</i>	14,2 ± 2,9	132 ± 8	–	–	76 ± 20	982 ± 10	24,2 ± 11,4	Khan et collab., 2011b
–	<i>Charybdis lucifera</i>	18,9 à 60,4	189 ± 3	–	–	74 ± 6	1877 ± 12	20,1 ± 4,9	Khan et Wesley, 2011a; Khan et collab., 2011b
–	<i>Charybdis feriatus</i>	16,5 ± 5,2	176 ± 7	–	–	67 ± 6	746 ± 16	24,6 ± 3,7	Khan et collab., 2011b
–	<i>Calappa lophos</i>	9,9 ± 1,9	99 ± 7	–	–	66 ± 10	82 ± 7	14,2 ± 1,4	
–	<i>Uca annulipes</i>	7,5 ± 1,7	41 ± 4	–	–	23 ± 3	96 ± 6	9,9 ± 2,4	
–	<i>Atergatis integerrimus</i>	36,8 ± 2,9	132 ± 8	–	–	76 ± 20	982 ± 10	24,3 ± 11,4	Khan et Wesley, 2011a
		12,6 ± 4,1	192 ± 3	–	–	80 ± 7	59 ± 20	20,5 ± 3,2	Khan et collab., 2011b
–	<i>Matuta lunaris</i>	10,2 ± 6,2	113 ± 5	–	–	73 ± 6	326 ± 11	14,6 ± 1,7	Khan et collab., 2011b
–	<i>Barytelphusa jaguemontii</i>	13,1 ± 1,4	–	–	–	–	–	11,5 ± 1,1	Hameed et collab., 1997
<b>Mollusques</b>									
Langouste du Sud	<i>Jasus edwardsii</i>	–	–	0,11 à 2,09	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016
Langoustine à raies rouges	<i>Metanephrops thomsoni</i>	2,8 ± 0,2	906 ± 226	–	–	–	–	46 ± 10	Kim et collab., 2017

Nom commun	Nom latin	Activité (Bq/kg)							Référence
		Muscles	Viscères	Tissus mous	Gonades	Branchies	Hépatopancréas	Exosquelette	
<b>Bivalves</b>									
Anodonte des cygnes	<i>Anodonta cygnea</i>	6,0 ± 0,2	–	19,3 ± 1,6	–	7,0 ± 0,5	62 ± 2	0,1 ± 0,004	Stepnowski et Skwarzec, 2000b
Arche inéquivalve	<i>Scapharca inaequivalvis</i>	225 ± 12	–	–	–	–	–	4 ± 1	Suriyanarayanan et collab., 2010
		–	–	305 ± 10	–	–	–	3,9 ± 0,4	Suriyanarayanan et collab., 2008
Astarte boréal	<i>Astarte borealis</i>	–	–	13,7 ± 1,0	–	–	–	6,1 ± 0,5	Skwarzec et Falkowski, 1988
Circe mouchetée	<i>Gafrarium dispar</i>	415 ± 23	–	–	–	–	–	3 ± 1	Suriyanarayanan et collab., 2010
Coque commune	<i>Cerastoderma edule</i>	–	–	5,8 ± 0,3	–	–	–	–	Carvahlo, 2011
Coque de Nouvelle-Zélande	<i>Austrovenus stutchburyi</i>	–	–	21,9 ± 1,6	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016
Coque glauque	<i>Cardium glaucum</i>	–	–	23,7 ± 1,0	–	–	–	3,5 ± 0,2	Skwarzec et Falkowski, 1988
Couteau commun	<i>Ensis siliqua</i>	–	–	45 ± 10	–	–	–	–	Carvahlo, 2011
Grande nacre	<i>Pinna nobilis</i>	–	–	670 ± 8	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
Huître creuse	<i>Crassostrea gigas</i>	68,5 à 52,8	–	–	48,6 à 49,4	267 à 386	732 à 978	2,2 à 4,2	Connan et collab., 2007
Huître dragueuse	<i>Tiostrea chilensis</i>	–	–	71,8 à 98,3	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016
Huître portugaise	<i>Crassostrea angulata</i>	–	–	10 ± 1	–	–	–	–	Carvahlo, 2011
Moule bleue	<i>Mytilus edulis</i>	–	–	10,6 à 11,7	–	–	–	4,1 à 4,7	Skwarzec et Falkowski, 1988
		124 ± 2	596 ± 8	279 ± 4	–	307 ± 5	–	–	McDonald et collab., 1986
		–	–	204 à 366	–	–	–	–	Follonosa et collab., 2015
		–	–	92 à 356	–	–	–	–	Connan et collab., 2007
		–	–	149 ± 82	–	–	–	–	–

Nom commun	Nom latin	Activité (Bq/kg)							Référence
		Muscles	Viscères	Tissus mous	Gonades	Branchies	Hépatopancréas	Exosquelette	
<b>Bivalves</b>									
Moule brune indienne	<i>Perna indica</i>	54,7 ± 4,7	177 ± 3	–	63 ± 6	33 ± 6	1 066 ± 16	62 ± 8	Khan et Wesley, 2012b
		–	–	156 à 928	–	–	–	–	Khan et collab., 2014
Moule d'eau douce indienne	<i>Lamellidens marginalis</i>	–	–	57,4 à 105,8	–	–	–	4,09 à 4,50	Shaheed et collab., 1997
		–	–	53,3 ± 6,4	–	–	–	1,2 ± 0,2	Hameed et collab., 1997
Moule méditerranéenne	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	–	–	25,3 ± 2,5	–	–	–	–	Roselli et collab., 2017
		–	–	14 à 300	–	–	–	–	Baumann et collab., 2013
		–	–	182 ± 5	–	–	–	–	Deiaa et collab., 2020
		–	–	890 ± 13	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
		–	–	132 ± 5	–	–	–	–	Carvahlo, 2011
		–	–	22,1 à 207	–	–	–	–	Rozmaric et collab., 2012
		–	–	–	–	7,7 à 49,6	32,0 à 93,6	–	Aslan et collab., 2018
		–	–	53 à 1 960	–	–	–	–	Ugur et collab., 2011
		–	–	3,8 à 367	–	–	–	–	Planisek et collab., 2013
		–	–	201 à 459	–	–	–	–	McDonald et collab., 1986
Moule de roche sudaméricaine	<i>Perna perna</i>	–	–	1 995 ± 363	–	–	–	3,1 ± 1,5	Gouvea et collab., 1992
		–	–	78 à 320	–	–	–	–	Macklin Rani et collab., 2014
Moule verte	<i>Perna viridis</i>	–	–	183 à 1 063	–	–	–	–	Khan et collab., 2014
		–	–	137,4 ± 25,5	–	–	–	–	Makmur et collab., 2020
		–	–	45,7 à 96,4	–	–	–	–	Lubna et collab., 2011

Nom commun	Nom latin	Activité (Bq/kg)							Référence
		Muscles	Viscères	Tissus mous	Gonades	Branchies	Hépatopancréas	Exosquelette	
<b>Bivalves</b>									
Moule verte de Nouvelle-Zélande	<i>Perna canaliculus</i>	–	–	11,3 ± 1,2	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016
Mye commune	<i>Mya arenaria</i>	4,9 ± 0,3	–	–	–	29,2 ± 4,1	87,0 ± 17,0	0,4 ± 0,1	Stepnowski et Skwarzec, 2000b
		3,3 ± 0,8	17,3 ± 2,4	10,0 ± 0,7	4,0 ± 0,6	12,9 ± 0,9	33,2 ± 1,2	1,6 ± 0,4	Skwarzec et Falkowski, 1988
Palourde commune	<i>Ruditapes decussatus</i>	–	–	877 ± 15	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
		–	–	152 ± 19	–	–	–	–	Carvahlo, 2011
Palaroude	<i>Venerupis decussata</i>	–	–	19,0 ± 1,9	–	–	–	–	Roselli et collab., 2017
Pétoncle d'Islande	<i>Chlamys islandicus</i>	89 ± 7	–	83 ± 7	–	118 ± 14	22,7 ± 1,7	Nd	Stepnowski et Skwarzec, 2000b
Pétoncle japonais	<i>Patinopecten yessoensis</i>	3,5 ± 0,2	–	–	16,9 ± 1,4	14,6 ± 0,9	479 ± 27	–	Yamamoto et collab., 1994
Pholade commune	<i>Pholas dactylus</i>	–	–	407 ± 9	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
Telline de la Baltique	<i>Macoma balthica</i>	–	–	23,3 à 50	–	–	–	9,7 à 17,8	Skwarzec et Falkowski, 1988
–	<i>Anadara gibbosa</i>	–	–	1 789 ± 11	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
–	<i>Anadara granosa</i>	–	–	55,6 à 161,7	–	–	–	–	Lubna et collab., 2011
–	<i>Crassostrea madrasensis</i>	–	–	45,2 à 58,6	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
–	<i>Donax trunculus</i>	–	–	760 ± 11	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
–	<i>Meretrix casta</i>	–	–	597 ± 23	–	–	–	4,2 ± 0,6	Suriyanarayanan et collab., 2008
		–	–	23,7 à 34,3	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
–	<i>Mytilus trossulus</i>	2,5 ± 0,4	–	–	–	13,8 ± 0,6	133 ± 14	0,8 ± 0,1	Stepnowski et Skwarzec, 1999
		56,5 ± 8,4	–	–	–	232 ± 10	1 026 ± 107	0,9 ± 0,1	Stepnowski et Skwarzec, 2000b
–	<i>Ostrea stentina</i>	–	–	748 ± 239	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019

Nom commun	Nom latin	Activité (Bq/kg)							Référence
		Muscles	Viscères	Tissus mous	Gonades	Branchies	Hépatopancréas	Exosquelette	
<b>Bivalves</b>									
–	<i>Pecten jacobaeus</i>	–	–	405 ± 6	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
–	<i>Thais haernastorna</i>	–	–	1 007 ± 170	–	–	–	6,2 ± 1,8	Gouvea et collab., 1992
–	<i>Velesunio angasi</i>	–	–	257 à 416	–	–	–	–	Ryan et collab., 2008
–	<i>Zygochlamys delicatula</i>	–	–	284 ± 16	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016
<b>Gastéropodes</b>									
Bigorneau	<i>Littorina littorea</i>	–	–	283 ± 10	–	–	–	–	Carvahlo, 2011
Coquille supérieure plate	<i>Gibbula umbilicalis</i>	–	–	53 ± 2	–	–	–	–	Carvahlo, 2011
Escargot turban nain	<i>Turbo bruneus</i>	36,6 ± 8,1	172 ± 6	–	–	29,8 ± 2,6	562 ± 10	30,6 ± 9,2	Khan et Wesley, 2012b
Gibbule commune	<i>Osilinus turbinatus</i>	–	–	221,2 ± 4,8	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
Ormeau	<i>Haliotis tuberculata</i>	2,3 à 3,5	–	–	109 à 155	112 à 117	121 à 196	7,2 à 7,3	Connan et collab., 2007
	<i>Nordotis discus</i>	2,9 ± 0,9	1 500 ± 484	–	–	–	–	–	Kim et collab., 2017
Ormeau arc-en-ciel	<i>Haliotis iris</i>	–	–	2,7 ± 0,5	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016
Patelle à rayons	<i>Cellana radiata</i>	22,3 ± 5,2	176 ± 7	–	–	16,9 ± 1,5	755 ± 19	14,6 ± 3,7	Khan et Wesley, 2012b
Patelle méditerranéenne	<i>Patella caerulea</i>	–	–	120 ± 3	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
Patelle rustique	<i>Patella rustica</i>	–	–	32,9 ± 2,7	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
Rocher fascié	<i>Hexaplex trunculus</i>	–	–	20,7 ± 1,5	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
Strombe isabelle	<i>Strombus canarium</i>	11 ± 2	–	–	–	–	–	3 ± 1	Suriyanarayanan et collab., 2010
Tonne tachetée	<i>Tonna dolium</i>	132 ± 16	–	–	–	–	–	4 ± 1	
Troque	<i>Batillus cornutus</i>	32,8 ± 2,6	220 ± 18	–	–	–	–	–	Yamamoto et collab., 1994

Nom commun	Nom latin	Activité (Bq/kg)							Référence
		Muscles	Viscères	Tissus mous	Gonades	Branchies	Hépatopancréas	Exosquelette	
<b>Gastéropodes</b>									
Triton géant	<i>Monoplex parthenopeus</i>	–	–	226 ± 4	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
–	<i>Buccinum striatissimum</i>	0,5 ± 0,1	13,4 ± 1,4	–	–	–	–	–	Yamamoto et collab., 1994
–	<i>Cerithium vulgatum</i>	–	–	108 ± 3	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
–	<i>Haliotis rubra</i>	–	–	–	–	7,6 ± 2,2	34,2 ± 6,7	–	Hyne et collab., 1992
–	<i>Littorina undulata</i>	16,8 ± 2,9	131,8 ± 7,7	–	–	15,6 ± 2,1	482 ± 9,6	14,2 ± 11,4	Khan et Wesley, 2012b
–	<i>Neptunea polycostata</i>	18,9 ± 1,4	65,5 ± 5,2	–	–	–	–	–	Yamamoto et collab., 1994
–	<i>Patella aspera</i>	–	–	11,6 ± 0,3	–	–	–	–	Carvahlo, 2011
–	<i>Pila virens</i>	–	–	32,5 à 46,2	–	–	–	3,89 à 3,95	Shaheed et collab., 1997
–	<i>Pomacea bridgesii</i>	–	–	164 ± 37	–	–	–	–	Follonosa et collab., 2015
–	<i>Stramonita haemastoma</i>	–	–	92,5 ± 2,0	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
–	<i>Tegula viridula</i>	–	–	1 050 ± 166	–	–	–	6,5 ± 2,1	Gouvea et collab., 1992
–	<i>Trochus radiatus</i>	28,4 ± 4,2	189 ± 3	–	–	24,1 ± 3,1	877 ± 12	20,1 ± 4,9	Khan et Wesley, 2012b
<b>Céphalopodes</b>									
Calmar commun	<i>Loligo vulgaris</i>	1,9 à 24,4	–	–	–	–	137 à 3 367	–	Heyraud et Cherry, 1979
Calmar indien	<i>Loligo duvauceli</i>	–	56,2 ± 4,2	8,6 ± 2,3	6,9 à 7,8	24,2 ± 3,4	201 ± 167	3,6 ± 0,9	Khan et Wesley, 2011b
		10,5 ± 2,3	96,2 ± 4,2	–	7,9 à 14,8	47,2 ± 3,4	439 ± 17	31,2 ± 5,6	Khan et Wesley, 2011a
		12,8 à 15,6	–	–	–	–	–	–	–
Calmar de Nouvelle-Zélande	<i>Nototodarus</i> sp.	–	–	1,33 à 2,30	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016
Élédone commune	<i>Eledone aldrovandii</i>	7,8 ± 0,7	–	–	–	–	481 ± 37	–	Heyraud et Cherry, 1979



Nom commun	Nom latin	Activité (Bq/kg)							Référence
		Muscles	Viscères	Tissus mous	Gonades	Branchies	Hépatopancréas	Exosquelette	
<b>Céphalopodes</b>									
Élédone musquée	<i>Eledone moschata</i>	161 ± 10	–	–	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
Pieuvre blanche	<i>Eledone cirrhosa</i>	11,7 ± 1,3	–	–	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
Pieuvre commune	<i>Octopus vulgaris</i>	4,1 à 8,5	–	–	–	–	814 à 851	–	Heyraud et Cherry, 1979
		17,9 ± 1,7	–	–	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
Seiche commune	<i>Sepia officinalis</i>	2,2 à 4,8	–	–	–	–	1 628 à 2 331	–	Heyraud et Cherry, 1979
		0,5 à 4,7	–	–	–	–	–	–	Hemalatha et collab., 2014
		103 ± 4	–	–	–	–	–	–	Deiaa et collab., 2020
Seiche dorée	<i>Sepia elliptica</i>	45 ± 2	–	–	–	–	–	31 ± 2	Suriyanarayanan et collab., 2010
Sépia inerme	<i>Sepiella inermis</i>	–	26,3 ± 1,6	2,2 ± 0,45	3,2 à 4,2	56 ± 5	182 ± 13	2,4 ± 0,9	Khan et Wesley, 2011b
Seiche des pharaons	<i>Sepia pharaonis</i>	1,2 ± 0,4	11,3 ± 1,6	–	3,8 à 5,2	86 ± 9	301 ± 12	2,6 ± 0,8	Khan et Wesley, 2011a
Seiche rose	<i>Sepia orbignyana</i>	425 ± 10	–	–	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019
Toutenon japonais	<i>Todarodes pacificus</i>	8,6 ± 2,0	1 940 ± 93	–	–	–	–	–	Kim et collab., 2017
		5,7 ± 1,3	–	–	–	208 ± 70	1 208 ± 269	–	Waska et collab., 2008
		0,7 à 2,5	–	–	–	40 à 208	604 à 1267	–	Waska et collab., 2013
–	<i>Illex coindetii</i>	13,3 à 16,6	–	–	–	–	–	–	Belivermis et collab., 2019

### 3.7.7. Facteurs de bioconcentration

Les facteurs de bioconcentration du  $^{210}\text{Po}$  répertoriés chez différentes espèces ou différents groupes d'organismes mettent en évidence le potentiel d'accumulation élevé du polonium par les invertébrés aquatiques, les FBC répertoriés variant entre  $2 \times 10^3$  et  $1,0 \times 10^6$  (tableau 13.).

**Tableau 13.** Facteurs de bioconcentration (FBC) du  $^{210}\text{Po}$  recueillis dans la littérature pour différentes espèces d'invertébrés aquatiques

Espèce	FBC	Référence
Copépode <i>Anomalocera patersoni</i>	$(2 \text{ à } 17) \times 10^4$	Heyraud et Cherry, 1983
Copépode <i>Calanus sinicus</i>	$2 \times 10^4$	Suh et collab., 1995
Copépode <i>Paracalanus indicus</i>	$4 \times 10^4$	
Copépode <i>Labidocera bipinnata</i>	$2,4 \times 10^5$	
Zooplancton	$7 \times 10^4$	Hosseini et collab., 2012
	$2,7 \times 10^4$	Meli et collab., 2013b
	$3,2 \times 10^4$	Skwarzec et collab., 2012
	$1,3 \text{ à } 3,5 \times 10^4$	Al-Masri et collab., 2019
	$1,2 \text{ à } 3,3 \times 10^5$	Jeffree et collab., 2004
	$5 \times 10^4$	Heyraud et Cherry, 1979
	$6,6 \times 10^4$	Färber-Lorda et collab., 2013
Macrozooplancton	$1,8 \times 10^4$	Skwarzec et Bojanowski, 1988
Mésozooplancton	$4,2 \times 10^4$	
Mésozooplancton	$1,1 \times 10^4$	Faganeli et collab., 2017
Krill atlantique ( <i>Meganocyttiphanes norvegica</i> )	$8 \times 10^3$	Heyraud et Cherry, 1979
Crevette <i>Sergestes</i> sp.	$1,5 \times 10^5$	
Sivade blanc ( <i>Pasiphaea sivado</i> )	$1 \times 10^4$	
Crevette monégasque ( <i>Lysmata seticaudata</i> )	$7 \times 10^4$	
Crevette bouquet ( <i>Palaemon serratus</i> )	$5 \times 10^4$	
Calmar commun ( <i>Loligo vulgaris</i> )	$3 \times 10^4$	
Pieuvre commune ( <i>Octopus vulgaris</i> )	$9 \times 10^3$	

Espèce	FBC	Référence
Pieuvre blanche ( <i>Eledone aldrovandi</i> )	1 x 10 <sup>4</sup>	Heyraud et Cherry, 1979
Seiche commune ( <i>Sepia officinalis</i> )	3 x 10 <sup>4</sup>	
Crabe vert ( <i>Carcinus maenas</i> )	2 x 10 <sup>4</sup>	
Crustacés	5 x 10 <sup>4</sup>	IAEA, 1994
	2 x 10 <sup>4</sup>	Fesenko et collab., 2010
Crustacés benthiques	5 x 10 <sup>3</sup>	Skwarzec et Falkowski, 1988
Mollusques et crustacés	2 x 10 <sup>4</sup>	Thompson et collab., 1972
Mollusques	6 x 10 <sup>4</sup>	Fesenko et collab., 2010
	1 x 10 <sup>4</sup>	IAEA, 1994
Moule méditerranéenne ( <i>Mytilus galloprovincialis</i> )	1,1 à 2,3 x 10 <sup>4</sup>	Kristan et collab., 2015
Bivalve <i>Anadara granosa</i>	9,5 x 10 <sup>4</sup>	Lubna et collab., 2011
Moule verte ( <i>Perna viridis</i> )	2,7 x 10 <sup>4</sup>	
Crustacé <i>Penaeus merguensis</i>	1,4 x 10 <sup>4</sup>	
Bivalve <i>Mytilus coruscus</i>	5,9 x 10 <sup>4</sup>	Kim et collab., 2017
Bivalve <i>Crassostrea gigas</i>	5,7 x 10 <sup>4</sup>	
Bivalve <i>Diplodon</i> sp.	0,6 à 2,1 x 10 <sup>5</sup>	Banobre et collab., 2020
Gastéropode <i>Pomacea</i> sp.	0,04 à 1,0 x 10 <sup>6</sup>	
Gastéropode <i>Stomatella auricular</i>	4,8 à 7,2 x 10 <sup>3</sup>	Uddin et Bebhehani, 2014
Gastéropode <i>Cerithium scabridum</i>	1,5 à 2,3 x 10 <sup>4</sup>	
Bivalve <i>Marica marmorata</i>	7,7 à 11,5 x 10 <sup>4</sup>	
Bivalve <i>Circe intermedia</i>	2,2 à 2,4 x 10 <sup>4</sup>	
Bivalve <i>Marcia opima</i>	1,5 à 1,6 x 10 <sup>4</sup>	
Bivalve <i>Fulvia fragile</i>	1,6 à 1,8 x 10 <sup>4</sup>	
Bivalve <i>Velesunio angasi</i>	2,5 à 6,5 x 10 <sup>3</sup>	Ryan et collab., 2008
	1 x 10 <sup>4</sup>	Johnson et collab., 1987
Bivalve <i>Cerastoderma edule</i>	2,4 x 10 <sup>5</sup>	Mirzoeva et collab., 2020
Amphipodes	0,9 à 2 x 10 <sup>4</sup>	

Espèce	FBC	Référence
Bivalves	3 x 10 <sup>3</sup>	Skwarzec et Falkowski, 1988
Bivalves (tissus mous)	7 x 10 <sup>3</sup>	
Bivalves (coquille)	2 x 10 <sup>3</sup>	
Polychètes	7 x 10 <sup>3</sup>	
Priapulides	7,5 x 10 <sup>3</sup>	

### 3.7.8. Transfert trophique

Chez les mollusques, les espèces qui filtrent l'eau et s'alimentent de phytoplancton et de matières en suspension accumulent davantage de polonium que les espèces herbivores non filtreuses (Germain et collab., 1995; Carvalho et Oliveira, 2008; Alam et Mohamed, 2011; Carvalho, 2011; Desideri et collab., 2011; Khan et Wesley, 2012b). C'est le cas des moules et des palourdes, qui présentent des activités en <sup>210</sup>Po supérieures à celles de la patelle (*Patella aspera*), un mollusque herbivore qui broute les algues retrouvées à la surface des roches (Carvalho, 2011). Ceci s'explique, entre autres, par le fait que le <sup>210</sup>Po est incorporé dans le cytoplasme des cellules phytoplanctoniques et lié aux protéines, ce qui facilite son assimilation. Le crabe *Charybdis lucifera*, un carnivore s'alimentant d'invertébrés et de petits poissons, accumule davantage de <sup>210</sup>Po comparativement à l'espèce *Uca annulipes*, qui se nourrit d'algues et de matières en décomposition (Khan et collab., 2011b). Les petits céphalopodes, qui se nourrissent principalement de krill, accumulent des teneurs moindres dans leur organisme comparativement aux plus grands céphalopodes, qui ingèrent principalement des poissons (Khan et Wesley, 2011a). Enfin, la crevette royale blanche (*Fenneropenaeus indicus*), une espèce charognarde, démontre des activités plus élevées en polonium comparativement à d'autres crustacés (Khan et collab., 2011a).

Shannon et ses collaborateurs (1970) ont analysé le <sup>210</sup>Po dans une série d'échantillons de phytoplancton et de zooplancton collectés au large du cap de Bonne-Espérance, en Afrique du Sud. Les activités moyennes dans le zooplancton (222 Bq/kg) étaient significativement plus élevées que celles dans le phytoplancton (59 Bq/kg) duquel il s'alimentait. Heyraud et Cherry (1979) ont observé la même tendance chez cinq échantillons de microzooplancton (moyenne = 483 Bq/kg) prélevés dans la mer Méditerranée comparativement à un échantillon de phytoplancton prélevé dans les eaux péruviennes (237 Bq/kg). Dans les eaux côtières coréennes, l'activité en <sup>210</sup>Po mesurée dans le muscle de l'ormeau *Nordotis discus* (2,9 ± 0,9 Bq/kg) était de deux à trois fois plus élevée que celle des macroalgues qui forment son régime alimentaire (activité maximale de 1,4 ± 0,2 Bq/kg) (Kim et collab., 2017). Ces observations suggèrent une bioamplification du <sup>210</sup>Po entre le premier et le second niveau trophique.

Afin d'en apprendre davantage sur ce phénomène, Mathews et Fisher (2008) ont étudié, en laboratoire, le transfert du <sup>210</sup>Po de deux espèces phytoplanctoniques (*Chlamydomonas reinhardtii* et *Cyclotella meneghiniana*) vers une espèce zooplanctonique (*Daphnia pulex*). *Daphnia pulex* semble assimiler plus efficacement le polonium retrouvé dans l'espèce *C. reinhardtii* comparativement à l'espèce *C. meneghiniana*. En effet, le pourcentage d'assimilation du <sup>210</sup>Po était de 83 ± 8 % lorsque nourri avec la première espèce, comparativement à 69 ± 5 % lorsque nourri avec la seconde espèce. Ce pourcentage d'assimilation est légèrement plus élevé que celui rapporté pour le copépode marin *Acartia tonsa* se nourrissant de différentes espèces phytoplanctoniques (Stewart et Fisher, 2003a). L'efficacité d'assimilation variait dans ce dernier cas de 19 à 55 % (tableau 14.) et était directement corrélée aux distributions cytoplasmiques du <sup>210</sup>Po mesurées dans les cellules algales. Ces forts pourcentages d'assimilation, reliés au faible flux de sortie du polonium, expliqueraient la bioamplification observée entre ces niveaux trophiques.

**Tableau 14.** Assimilation du  $^{210}\text{Po}$  par le copépode *Acartia tonsa* alimenté par différentes espèces phytoplanctoniques

Espèce ingérée	Type de phytoplancton	Activité dans les cellules algales (kBq/l)	Pourcentage accumulé dans le cytosol	Pourcentage d'assimilation
Billes de verres	–	1,4 ± 0,1	0	2,4 ± 3,6
<i>Chlorella autotrophica</i>	Chlorophyte	1,7 ± 0,3	58 ± 2,1	51,8 ± 2,3
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	Chlorophyte	3,0 ± 0,3	52 ± 0,6	55,2 ± 15,6
<i>Emiliana huxleyi</i>	Coccolithophore	1,4 ± 0,1	28 ± 1,7	27,2 ± 4,8
<i>Heterocapsa triquetra</i>	Dinoflagellé	1,7 ± 0,1	35 ± 2,2	28,4 ± 8,5
<i>Isochrysis galbana</i>	Prymnésiophyte	2,3 ± 0,2	43 ± 2,1	27,2 ± 4,8
<i>Rhodomonas salina</i>	Cryptophyte	2,4 ± 0,2	31 ± 1,5	18,7 ± 3,5
<i>Tetraselmis levis</i>	Prasinophyte	2,6 ± 0,1	45 ± 1,3	42,0 ± 10,7
<i>Thalassiosira pseudonana</i>	Diatomée	1,8 ± 0,1	39 ± 0,8	38,4 ± 5,1

Source : Stewart et Fisher, 2003a

La bioamplification observée en milieu aquatique entre les producteurs primaires et les herbivores ne semble pas se poursuivre chez les carnivores se nourrissant d'espèces zooplanctoniques herbivores. Un échantillon de microzooplancton collecté dans les eaux de la mer Méditerranée présentait une activité moyenne en  $^{210}\text{Po}$  de  $278 \pm 52$  Bq/kg, ce qui est un ordre de grandeur plus élevé que celle mesurée dans le krill qui les ingère ( $28,2 \pm 3,0$  Bq/kg) (Heyraud et collab., 1976). Des résultats similaires ont été observés dans des échantillons de microzooplancton ( $687 \pm 70$  Bq/kg) et d'euphasides ( $55,6 \pm 4,0$  Bq/kg) prélevés simultanément dans les eaux de la mer Méditerranée (Heyraud et Cherry, 1979).

### 3.8. Poissons

Tout comme dans le cas des invertébrés aquatiques, la bioaccumulation du polonium dans les poissons varie en fonction de l'espèce, de son métabolisme, de sa taille, de son habitat et de ses habitudes alimentaires (Kılıç et collab., 2018; Mishra et collab., 2009; Luna-Porres et collab., 2012).

Les poissons de niveaux trophiques supérieurs ont tendance à accumuler des teneurs en polonium moindres comparativement aux espèces de niveaux trophiques inférieurs (Carvalho et Oliveira, 2008; Suriyanarayanan et collab., 2010; Akozcan et Ugur, 2013; Meli et collab., 2013b). En effet, les poissons planctivores accumulent davantage que les poissons herbivores, omnivores ou détritivores (Lazorenko et collab., 2002; Carvalho et collab., 2011c; Catal et collab., 2012; Deiaa et collab., 2020). Par exemple, chez des poissons pêchés près de la centrale nucléaire de Kudankulam, en Inde, des activités en  $^{210}\text{Po}$  de  $16,4 \pm 1,5$  à  $92,3 \pm 5,6$  Bq/kg ont été mesurées chez des planctivores, de  $4,8 \pm 0,12$  Bq/kg chez des herbivores, de  $1,2 \pm 0,4$  à  $11,6 \pm 2,4$  Bq/kg chez des carnivores pélagiques et de  $12,9 \pm 1,2$  à  $36,1 \pm 1,9$  Bq/kg chez des carnivores benthiques (Khan et Wesley, 2011c). Les teneurs plus élevées dans les poissons planctivores peuvent s'expliquer par les concentrations plus élevées dans l'eau de surface, qui est habituellement l'habitat des planctivores, et dans les organismes qu'ils ingèrent (cf. section 3.1).

En plus de son mode d'alimentation et de son habitat, la taille des poissons influence la prise en charge du polonium (Cherry et collab., 1994; Dahlgaard, 1996; Akozcan et Ugur, 2013; Renaud, 2015). Plus le

poisson est gros, plus les teneurs accumulées en polonium sont faibles. Cela serait dû au métabolisme plus lent des poissons de plus grandes tailles (Strok et Smodis, 2011). Par exemple, à proximité d'un secteur industriel en Turquie, Akozcan et Ugur (2013) ont mesuré de fortes activités dans les muscles de la sardine *Sardina plichardus* (91,3 Bq/kg) et du rouget *Mullus barbatus* (60 Bq/kg), des poissons de petite taille, comparativement à d'autres espèces de plus grandes tailles comme la dorade royale *Sparus aurata* (teneur non détectée dans le muscle).

La physiologie des poissons influence également l'accumulation en polonium. Lorsque l'on compare les teneurs accumulées dans les téléostéens (poissons osseux) avec celles des élasmobranches (poissons cartilagineux) de différents régimes alimentaires et profondeurs océaniques, les concentrations en  $^{210}\text{Po}$  dans les tissus des élasmobranches sont généralement inférieures à celles des téléostéens (Fowler, 2011). Pentreath et ses collaborateurs (1979) rapportent d'ailleurs des teneurs en polonium environ dix fois moins élevées dans les téléostéens par rapport aux élasmobranches. Cherry et ses collaborateurs (1994) proposent que la concentration en  $^{210}\text{Po}$  accumulée dans les poissons est dépendante de leur teneur en muscles rouges. Les muscles de poissons à fortes teneurs en myéline et en hémoglobine (p. ex., des nageurs rapides tels que le maquereau et le thon) présentent d'ailleurs des concentrations en  $^{210}\text{Po}$  plus élevées que les tissus musculaires des nageurs lents (p. ex., la vieille (*Labrus* sp.) ou baudroie (*Lophius* sp.)) (Kılıç et collab., 2018).

Le polonium est distribué de manière non uniforme à l'intérieur du poisson. Le  $^{210}\text{Po}$  s'accumule à un degré élevé dans certains organes du système digestif (foie, cæcum pylorique, intestin et estomac), alors que les concentrations retrouvées dans les muscles et les os sont généralement faibles (Carvalho, 1988; Skwarzec, 1997; Connan et collab., 2007; Pereira et collab., 2008; Fowler, 2011; Musthafa et Krishnamoorthy, 2012; Skwarzec et collab., 2012). En effet, bien que les muscles représentent la plus grande fraction du poids corporel chez les poissons, l'activité du  $^{210}\text{Po}$  dans ce tissu est inférieure à celle mesurée dans les autres organes. Par exemple, les activités moyennes dans des sardines pêchées le long de la côte portugaise étaient de 28 000 Bq/kg dans l'intestin, 2 150 Bq/kg dans le foie, de 275 Bq/kg dans les gonades et 66 Bq/kg dans les muscles (Carvalho, 2011). Il en est de même chez 15 espèces de poissons pêchés près de l'île Imbros, une île turque située au nord de la mer Égée, chez qui l'accumulation est supérieure dans le foie ( $99 \pm 14$  Bq/kg), comparativement aux branchies ( $21,3 \pm 3,0$  Bq/kg) et aux muscles ( $11,7 \pm 2,6$  Bq/kg) (Kılıç et collab., 2018). Bien qu'inférieures à celles des organes du système digestif, des accumulations significatives peuvent également être observées dans les branchies, ce qui pourrait indiquer une absorption et une assimilation directes du polonium présent dans l'eau par cet organe (Skwarzec, 1988, Hameed et collab., 2004).

Comme pour les invertébrés aquatiques, l'accumulation supérieure dans les organes du système digestif indique l'importance de l'alimentation dans l'accumulation du polonium à l'intérieur des organismes aquatiques (Cherry et collab., 1989; Skwarzec, 1997; Raja et Hameed, 2010). Carvalho et Fowler (1994) l'ont aussi démontré en étudiant l'accumulation du polonium chez la perche de mer (*Serranus scriba*) à l'aide d'un double traceur pour différencier la bioaccumulation provenant de l'eau de mer ( $^{210}\text{Po}$ ) de celle provenant de la nourriture ( $^{208}\text{Po}$ ). Dans cette étude, le  $^{210}\text{Po}$  dissous dans l'eau de mer n'a pas directement contribué à l'accumulation en polonium dans les organes internes des poissons exposés. Presque tout le polonium retrouvé à l'intérieur des organismes provenait de l'assimilation de la nourriture marquée au  $^{208}\text{Po}$ . Carvalho et Fowler (1994) rapportent un pourcentage d'assimilation de 5 % chez la perche de mer, et Mathews et Fisher (2008), pour leur part, rapportent un pourcentage de 25 à 41 % chez le choquemort (*Fundulus heteroclitus*), une espèce planctivore, et de 9 à 21 % chez le bar rayé (*Morone saxatilis*), une espèce carnivore.

Afin de déterminer le comportement du polonium une fois dans l'organisme, Durand et ses collaborateurs (1999) ont étudié la distribution subcellulaire du  $^{210}\text{Po}$  dans le foie du maquereau commun (*Scomber scombrus*). Environ 80 % du  $^{210}\text{Po}$  était localisé dans la fraction cytosolique soluble. De cette fraction, 30 % était lié à la ferritine et 28 %, à la métallothionéine de bas poids moléculaire. De plus, le  $^{210}\text{Pb}$ , le précurseur radioactif du  $^{210}\text{Po}$ , était pratiquement absent du cytosol, ce qui suggère que la plupart du  $^{210}\text{Po}$  accumulé avait été pris en charge. Ceci explique également les ratios très élevés  $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$  mesurés dans les différents organes des poissons. Par exemple, Garcia-Orellana et ses collaborateurs (2016) rapportent, chez trois espèces de poissons, des ratios variant de 11 à 120 pour

l'intestin, de 3 à 90 pour les reins, de 5 à 97 pour le foie, de 1 à 83 pour les muscles et de 4 à 120 pour les gonades, confirmant une accumulation préférentielle du  $^{210}\text{Po}$  par rapport au  $^{210}\text{Pb}$ .

Le tableau 15. activités du  $^{210}\text{po}$  dans différents organes de poissons, telle que répertoriée dans la littérature

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
abadèche	<i>genypterus brasiliensis</i>	carnivore benthique	2,0 ± 0,9	-	249 ± 127	147 ± 72	24,4 ± 12,0	-	-	-	marsico et collab., 2014
abadèche rose	<i>genypterus blacodes</i>		0,03 ± 0,01	-	-	-	-	-	-	-	colangelo et collab., 1994
			0,17 à 0,38	-	-	-	-	-	-	-	pearson et collab., 2016
acoupa blanc	<i>cynoscion leiarchus</i>		3,01	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003
acoupa doré	<i>cynoscion microlepodotus</i>		1,56	-	-	-	-	-	-	-	
acoupa rouge	<i>cynoscion acoupa</i>		6,0 ± 4,1	-	5 540 ± 833	373 ± 225	106 ± 111	-	-	-	marsico et collab., 2014
		2,15	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003	
aiguillat	<i>squalus fernandinus</i>	carnivore pélagique	0,10 ± 0,02	-	-	-	-	-	-	-	colangelo et collab., 1994
aiguille crocodile	<i>tylosurus crocodilus crocodilus</i>	carnivore pélagique	7,6 ± 0,4	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
aileron argenté	<i>pampus argenteus</i>	carnivore benthique	0,089 ± 0,005	-	-	-	-	-	-	-	uddin et collab., 2012
			10,0 ± 1,4	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
			2,0 ± 0,2	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018
albula	<i>albula vulpes</i>	planctivore pélagique	28 ± 5	-	-	-	-	-	-	alonso-hernandez et collab., 2002	
alépocéphale de baird	<i>alepocephalus bairdii</i>	carnivore bathypélagique	2,6 ± 0,2	66 ± 3	-	90 ± 14	-	-	109 ± 8	-	carvalho, 2011

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
alice taches d'or	<i>coilia dussumieri</i>	planctivore pélagique	1,7 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	-	mishra et collab., 2009
allache	<i>sardinella aurita</i>	planctivore pélagique	10 ± 1	-	-	-	-	-	-	-	alonso-hernandez et collab., 2002
alose	<i>alosa fallax</i>		45,2 ± 6,1	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
		46,7 ± 1,0	-	-	-	-	-	-	-	akozcan et ugur, 2013	
alose hilsa	<i>tenualosa ilisha</i>	planctivore pélagique	16,4 ± 1,5	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
			32,5 ± 6,6	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
alose-écaille indienne	<i>pellona ditchela</i>	carnivore pélagique	1,5 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
			45,6 ± 7,2	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
ambache du large	<i>ambassis commersoni</i>	omnivore benthique	12,0 ± 1,5	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
anabas	<i>anabas testudineus</i>	planctivore pélagique	0,36 à 0,80	-	-	-	-	-	-	-	giri et collab., 2012
anchois commun	<i>engraulis encrasicolus</i>		27,5 ± 11,7	-	-	-	-	-	-	-	-
		35,0 ± 1,4	-	-	-	-	-	-	-	-	strok et smodis, 2011
		15,4 ± 1,5	-	-	-	-	-	-	-	-	roselli et collab., 2017
		54 ± 3	-	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
		19,4 ± 2,0	-	-	44 ± 3	6,3 ± 0,7	-	-	-	-	kılıç et collab., 2018
		249 ± 8	-	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
		147 à 281	-	-	-	-	-	-	-	-	-



nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
			106	-	-	2 035	-	-	2 235	-	strady et collab., 2015
anchois gras	<i>anchoviella lepidentostole</i>		2,73	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003
anchois indien	<i>stolephorus indicus</i>		46,8 ± 4,5	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
			1,0 à 3,2	-	-	-	-	-	-	-	hemalatha et collab., 2020
			5,9 à 9,0	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
anchois de l'afrique australe	<i>engraulis capensis</i>		110 à 203	-	-	-	-	-	-	cherry et collab., 1994	
anchois-moustache sardelle	<i>thyssa mystax</i>		92,3 ± 5,6	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
anguille d'europe	<i>anguilla anguilla</i>		1,03 ± 0,03	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000
anguille égorgée de gray	<i>synaphobranchus kaupii</i>	carnivore benthique	0,47 ± 0,02	5,3 ± 0,3	-	4,5 ± 0,7	-	-	2,5 ± 0,1	-	carvalho, 2011
anguille plate	<i>ablennes hians</i>		8,9 ± 3,3	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
anoli tumbil	<i>saurida tumbil</i>		36,1 ± 1,9	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
arengue	<i>opisthonema ogunum</i>	planctivore pélagique	11 ± 2	-	-	-	-	-	-	-	alonso-hernandez et collab., 2002
			7,76	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003
arnoglosse de méditerranée	<i>arnoglossus latera</i>	carnivore benthique	1,2 ± 0,7	-	-	-	-	-	-	-	desideri et collab., 2011
athérine du cap	<i>atherina breviceps</i>	planctivore pélagique	7,5 ± 1,7	-	-	-	-	-	-	-	cherry et collab., 1994

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
bacciulose	<i>coryphoblennius galerita</i>	omnivore benthique	2,8 ± 0,1	16,7 ± 0,5	64 ± 2	91 ± 3	-	-	51 ± 1	-	carvalho, 2011
badèche peigne	<i>mycteroperca rubra</i>	carnivore benthique	0,15	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003
bagre jaune	<i>mystus vittatus</i>	omnivore benthique	2,8 à 4,2	2,2 à 3,6	-	-	-	-	-	-	shaheed et collab., 1997
balai japonais	<i>hippoglossoides dubius</i>	omnivore benthique	5,8 à 14,4	-	-	-	-	-	-	-	yamamoto et collab., 1994
bar commun	<i>dicentrarchus labrax</i>	carnivore benthique	0,10 ± 0,02	-	-	-	-	-	-	-	strok et smodis, 2011
			7,0 ± 0,8	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
			1,5 ± 0,2	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
			3,0 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	akozcan et ugur, 2013
barbeau commun	<i>barbus barbus</i>	omnivore benthopélagique	0,10 ± 0,01	-	-	-	-	-	-	strok et smodis, 2011	
barbillon blanc	<i>galeichthys feliceps</i>	carnivore benthique	3,5 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	cherry et collab., 1994	
barbillon des marais	<i>puntius chola</i>	omnivore benthopélagique	1,86 à 3,12	1,38 à 1,89	-	-	-	-	-	shaheed et collab., 1997	
barbotte	<i>ictalurid sp.</i>	planctivore benthique	0,96 ± 0,01	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000
barbue de rivière	<i>ictalurid punctatus</i>	omnivore benthique	0,2 à 12,5	-	-	-	-	-	-	-	hemalatha et collab., 2014

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
barbure à quatre doigts	<i>eleutheronema tetradactylum</i>	carnivore pélagique	116 ± 7	62 ± 4	-	-	-	-	-	-	suriyanarayanan et collab., 2010
barbure à tâche noire	<i>polydactylus sextarius</i>	omnivore benthique	3,40 ± 0,11	-	-	-	-	-	-	-	mishra et collab., 2009
barracuda	<i>sphyraena barracuda</i>	carnivore pélagique	44 ± 1	40 ± 3	-	-	-	-	-	-	suriyanarayanan et collab., 2010
			0,05 à 0,07	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000
			2,0 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
			2,9 ± 1,4	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
barramundi	<i>lates calcarifer</i>	carnivore pélagique	15,2 ± 3,3	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
			1,35 à 6,20	-	-	-	-	-	-	-	zakaria et collab., 2013
baudroie commune	<i>lophius budegassa</i>	carnivore benthique	2,9 ± 0,4	-	-	30,2 ± 3,7	8,1 ± 0,7	-	-	-	kılıç et collab., 2018
bec de cane à long museau	<i>lethrinus olivaceus</i>	carnivore pélagique	3,9 ± 1,8	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
bec de cane bleuté	<i>lethrinus nebulosus</i>		1,04 ± 0,09	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018
bécune	<i>sphyraena viridensis</i>		43,3 ± 7,2	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
bécune guachanche	<i>sphyraena guaguancho</i>	carnivore pélagique	5 ± 1	-	-	-	-	-	-	-	alonso-hernandez et collab., 2002
			2,54	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003
blanche cendrée	<i>gerres cinereus</i>	planctivore pélagique	6 ± 1	-	-	-	-	-	-	-	alonso-hernandez et collab., 2002
blanche gros yaya	<i>diapterus rhombeus</i>	omnivore	4,26	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence	
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins		
blennie trigloïde	<i>blennius trigloides</i>	benthique	1,5 ± 0,1	5,9 ± 0,2	61 ± 2	36 ± 1	-	-	35,4 ± 1,7	-	carvalho, 2011	
bogue	<i>boops boops</i>		2,3 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	desideri et collab., 2011	
			41,2 ± 3,0	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012	
			27,2 ± 3,0	-	-	96 ± 7	27 ± 2	-	-	-	kılıç et collab., 2018	
			12,5 ± 1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	akozcan et ugur, 2013
bogueravalle	<i>pagellus bogaraveo</i>	omnivore benthopélagique	2,4 ± 0,1	18,2 ± 1	9,9 ± 0,3	255 ± 9	-	-	-	-	carvalho, 2011	
			19,4 ± 1,1	-	-	170 ± 16	17,2 ± 1,5	-	-	-	-	kılıç et collab., 2018
bonite à ventre rayé	<i>katsuwonus pelamis</i>	carnivore pélagique	1,76	-	-	-	-	-	-	-	-	ruelas-inzunza et collab., 2012
			82,5 ± 10,3	-	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2016
			32,8 ± 2,3	-	-	-	-	-	-	-	-	pearson et collab., 2016
bonitou	<i>auxis rochei</i>		56,6 ± 6,5	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2016	
bourrugue de crique	<i>menticirrhus americanus</i>	omnivore benthique	3,68	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003	
brème de mer	<i>vimba vimba</i>	planctivore benthopélagique	1,8 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	-	desideri et collab., 2011	
brochet	<i>pike sp.</i>		0,28	-	-	-	-	-	-	-	holtzman, 1969	
brochet de mer	<i>sphyraena jello</i>	carnivore pélagique	1,8 ± 0,2	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018	
caloueri	<i>priacanthus blochii</i>		6,3 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
		17,9 ± 5,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
capelan de méditerranée	<i>trisopterus minutus</i>	carnivore benthopélagique	1,6 ± 0,7	-	-	-	-	-	-	-	desideri et collab., 2011	

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
carangue	<i>caranx</i> sp.	carnivore pélagique	38 ± 5	-	-	-	-	-	-	-	alonso-hernandez et collab., 2002
			32,26	-	-	-	-	-	-	-	kannan et collab., 2001
carangue à longue queue	<i>carangoides armatus</i>		2,8 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018
			3,0 ± 0,8	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
carangue à plumes	<i>alectis indicus</i>		47,2 ± 2,2	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
			12,8 ± 2,4	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
carangue à slime	<i>chaetodipterus faber</i>		2,45	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003
carangue lentigine	<i>carangoides bajad</i>		2,3	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
carangue monique	<i>carangoides malabaricus</i>		7,6 ± 2,2	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
carangue plate	<i>oligoplites saurus</i>		1,32	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003
carpe argentée	<i>hypophthalmichthys molitrix</i>	3,2 ± 1,2	-	-	-	-	-	-	-	giri et collab., 2010	
carpe commune	<i>cyprinus carpio</i>	planctivore benthopélagique	0,61 à 0,97	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000
			< 2	-	-	-	-	-	-	-	follonosa et collab., 2015
			4,4 à 8,8	34 à 51	205 à 755	56 à 224	37 à 54	-	20 à 251	180 à 676	garcia-orellana et collab., 2016
			-	-	-	0,7 à 1,13	-	-	-	-	-
carpe herbivore	<i>ctenopharyngodon idella</i>	0,41 à 1,63	-	-	-	-	-	-	-	giri et collab., 2012	
catarousse	<i>scyliorhinus canicula</i>	0,94 ± 0,04	6,3 ± 0,30	19 ± 1	5,4 ± 0,4	-	-	4,5 ± 0,2	-	carvalho, 2011	

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence	
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins		
		benthique	0,82 ± 0,02	-	-	-	-	-	-	-	carvalho et collab., 2011c	
chadine	<i>etrumeus teres</i>	carnivore pélagique	29,8 ± 12,5	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a	
chanos	<i>chanos chanos</i>	planctivore benthopélagique	30,5 ± 9,2	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a	
chardin gros nez	<i>nematalosa nasus</i>	planctivore pélagique	7,0 ± 1,1	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018	
chevesne	<i>leuciscus cephalus</i>	omnivore benthopélagique	0,07 à 0,11	-	-	-	-	-	-	-	strok et smodis, 2011	
chimère éléphant	<i>callorhynchus milii</i>	carnivore benthique	-	-	-	60 à 270	-	-	-	-	smith et towler, 1993	
chincharde	<i>trachurus trachurus</i>	carnivore pélagique	36 ± 2	-	-	-	-	-	-	-	cherry et collab., 1994	
			2,36 ± 0,05	-	-	-	-	-	-	-	carvalho et collab., 2011c	
			22,1 ± 3,3	-	-	145 ± 20	31,3 ± 2,7	-	-	-	kılıç et collab., 2018	
			1,8 ± 1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	desideri et collab., 2011
			3,0 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
			30,2 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
			18,6 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	akozcan et ugur, 2013
			20 à 48	-	-	-	-	-	-	-	-	akozcan, 2013
			8,8 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	yamamoto et collab., 1994
chincharde bleu	<i>trachurus picturatus</i>		2,9 ± 0,3	43 ± 5	-	615 ± 58	-	-	56 ± 3	-	carvalho, 2011	

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence	
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins		
chinchard jaune	<i>caranx rhonchus</i>		0,06 à 0,13	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000	
cisque	<i>drepane punctata</i>		3,8 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c	
cohana japonaise	<i>nemipterus japonicus</i>		5,8 ± 3,3	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a	
			4,0 à 8,0	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018	
comète maquereau	<i>decapterus macarellus</i>		3,2 ± 0,2	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c	
compère corotuche	<i>sphoeroides testudineus</i>	planctivore pélagique	1,85	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003	
corb	<i>sciaena umbra</i>	carnivore benthique	8,5 ± 0,6	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020	
courbine grise	<i>pennahia anea</i>	omnivore benthopélagique	11,5 ± 5,8	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a	
courbine kathala	<i>kathala axillaris</i>		8,0 ± 1,3	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018	
corbine longnez	<i>johnius macrorhynchus</i>		0,18 ± 0,02	-	-	-	-	-	-	-	mishra et collab., 2009	
crossie chucumite	<i>centropomus parallelus</i>		0,87	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003	
daurade	<i>sparus</i> sp.	carnivore benthique	3,1 ± 0,6	7,5 ± 1,0	125 ± 8	102 ± 7	15,1 ± 1,6	7,2 ± 0,9	-	-	connan et collab., 2007	
daurade royale	<i>sparus aurata</i>			0,13 ± 0,04	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000
				0,14 à 0,44	-	-	0,8 à 2,5	-	-	-	-	luna-porres et collab., 2012
			10,0 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012	

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
			nd à 8	-	-	-	-	-	-	-	akozcan, 2013
			0,1 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018
			0,2 à 21,5	-	-	-	-	-	-	-	el samad et collab., 2010
daurade delagoa	<i>nemipterus bipunctatus</i>		1,6 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018
demi-bec	<i>hemiramphus brasiliensis</i>	omnivore pélagique	1,56	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003
denté du maroc	<i>dentex maroccanus</i>	carnivore pélagique	0,40 ± 0,01	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000
diagramme gris	<i>plectorhynchus mediterraneus</i>	carnivore benthique	13,0 ± 0,8	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
dorade	<i>chrysophrys auratus</i>	omnivore benthopélagique	0,31 ± 0,16	-	-	-	-	-	-	-	pearson et collab., 2016
dorade grise	<i>spondyliosoma cantharus</i>		12,4 ± 6,3	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
émissole d'arabie	<i>mustelus mosis</i>	carnivore benthique	0,6 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018
empereur gros yeux	<i>monotaxis grandoculis</i>		0,6	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
empereur lentille	<i>lethrinus lentjan</i>	carnivore pélagique	3,42 ± 0,4	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
			1,20 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	macklin rani et collab., 2014
			11,5 ± 1,1	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
			3,6 ± 0,9	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
empereur mashena	<i>lethrinus mahsena</i>		0,71	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008	
espadon	<i>xiphias gladius</i>		5,9 ± 5,2	-	-	-	-	-	-	desideri et collab., 2011	



nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
			8,2 ± 1,9	-	-	165 ± 6	7,4 ± 0,7	-	-	-	kılıç et collab., 2018
			0,8 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
ethmalose	<i>ethmalosa fimbriata</i>	planctivore pélagique	32,1 ± 2,4	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
étincelle	<i>electrona rissoi</i>	planctivore bathypélagique	63 ± 2	895 ± 34	2 418 ± 87	-	-	-	-	-	carvalho, 2011
exocet coromandel	<i>hirundichthys coromandele nesis</i>	planctivore pélagique	5,0 ± 1,2	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
fiatole	<i>stromateus fiatola</i>	carnivore bathypélagique	12 ± 1,5	-	-	-	-	-	-	-	cherry et collab., 1994
flet commun	<i>pleuronectes flesus</i>	omnivore benthique	3 ± 1	-	16 ± 2	13 ± 1	9 ± 2	-	3 ± 1	-	skwarzec, 1988
flet à ventre jaune	<i>rhombosolea leporina</i>	omnivore benthique	6,0 ± 0,8	-	-	-	-	-	-	-	pearson et collab., 2016
flétan noir	<i>reinhardtius hippoglossoides</i>	carnivore bathypélagique	0,13 à 0,41	-	-	-	-	-	-	-	carvalho et collab., 2011c
galjoin franc	<i>coracinus capensis</i>	omnivore pélagique	17,5 ± 1,2	-	-	-	-	-	-	-	cherry et collab., 1994
gaterin à points noirs	<i>plectorhinchus gaterinus</i>	omnivore pélagique	2,2	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
gonostome étincelé	<i>gonostoma bathyphyllum</i>	planctivore bathypélagique	1,9 ± 0,2	8,8 ± 0,5	36 ± 1	102 ± 4	-	-	393 ± 16	-	carvalho, 2011
gorette marchand	<i>haemulon parra</i>	carnivore pélagique	6 ± 1	-	-	-	-	-	-	-	alonso-hernandez et collab., 2002
grandgousier-pélican	<i>eurypharynx pelecyanoides</i>	omnivore bathypélagique	1,28 ± 0,04	1,71 ± 0,10	14,3 ± 0,6	1,7 ± 0,1	-	-	-	-	carvalho, 2011

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence	
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins		
grande castagnole	<i>brama brama</i>	carnivore benthopélagique	9,9 ± 3,5	-	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
grande verrue tigre	<i>otolithes ruber</i>	carnivore benthique	0,69 ± 0,15	-	-	-	-	-	-	-	-	uddin et collab., 2012
grande vive	<i>trachinus draco</i>		2,0 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
grenadier abyssal	<i>nematonurus armatus</i>		0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	carvalho et oliveira, 2008
grenadier bleu	<i>macruronus novaezelandiae</i>		0,31 ± 0,28	3,3 ± 2,0	-	3,6 ± 2,3	-	1,9 ± 0,7	-	-	-	carvalho et collab., 2011c
grenadier de roche	<i>coryphaenoides rupestris</i>		0,77 à 1,91	-	-	-	-	-	-	-	-	pearson et collab., 2016
grondeur croco	<i>pomadasys croco</i>		0,23 ± 0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	carvalho et collab., 2011c
grondeur javelot	<i>pomadasys kakaan</i>		1,96	-	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003
grondeur moucheté	<i>pomadasys opercularis</i>		1,45 ± 0,26	-	-	-	-	-	-	-	-	uddin et collab., 2012
grondin	<i>pomadays sp.</i>		1,9 ± 0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018
grondin sombre	<i>trigla lucerna</i>		0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
hache d'argent à épines	<i>argyropelecus aculeatus</i>		0,7 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	desideri et collab., 2011
hareng	<i>clupea harengus</i>		30,89	-	-	-	-	-	-	-	-	kannan et collab., 2001
		21 ± 3	-	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012	
		335 ± 11	-	4 443 ± 149	8 607 ± 349	-	-	7 908 ± 349	-	-	carvalho, 2011	
		5 ± 1	-	48 ± 2	9 ± 1	21 ± 2	-	12 ± 1	-	-	skwarzec, 1988	
		0,63 ± 0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	strok et smodis, 2011	

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
			0,41 à 3,08	-	-	-	-	-	-	-	pollard et collab., 1998
harengule camomille	<i>harengula humeralis</i>	planctivore pélagique	10 ± 1	-	-	-	-	-	-	-	alonso-hernandez et collab., 2002
harengule écailleux	<i>harengula clupeola</i>		4,90	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003
hoplostète orange	<i>hoplostethus atlanticus</i>	omnivore bathypélagique	0,05 ± 0,07	-	-	-	-	-	-	-	pearson et collab., 2016
koï	<i>carassius carpio</i>	planctivore benthopélagique	3 à 11	4 à 23	-	80 à 284	-	-	-	-	skipperud et collab., 2013
labéo roho	<i>labeo rohita</i>	herbivore benthopélagique	0,61 à 1,96	-	-	-	-	-	-	-	giri et collab., 2012
lampe-de-plongée des caraïbes	<i>lobianchia gemellarii</i>	planctivore bathypélagique	8,2 ± 0,2	72 ± 3	296 ± 16	143 ± 5	-	-	518 ± 16	-	carvalho, 2011
langue malabar	<i>cynoglossus macrostomus</i>	carnivore benthique	19,1 ± 1,2	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
lieu noir	<i>pollachius virens</i>	omnivore benthique	0,38 ± 0,04	-	-	-	-	-	-	-	strok et smodis, 2011
loche rouge	<i>epinephelus fasciatus</i>	carnivore pélagique	6,4 ± 1,3	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
loche moucheté	<i>epinephelus tauvina</i>		2,55 ± 0,16	-	-	-	-	-	-	-	mishra et collab., 2009
luneur	<i>mene maculata</i>	omnivore benthopélagique	6,0 ± 0,9	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
mâchoiron aile noire	<i>tachysurus jella</i>	carnivore	44 ± 2	21 ± 2	-	-	-	-	-	-	suriyanarayanan et collab., 2010

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
		pélagique	137,7 ± 3,5	3,9 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	suriyanarayanan et collab., 2008
mâchoiron guri	<i>genidens genidens</i>	carnivore pélagique	2,54	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003
mâchoiron pointes noires	<i>plicofollis dussumieri</i>		5,34 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
mâchoiron sagon	<i>hexanematic thys sagor</i>		0,82 ± 0,07	-	-	-	-	-	-	-	mishra et collab., 2009
mâchoiron tacheté	<i>arius maculatus</i>		4,1 à 7,5	-	-	-	-	-	-	-	lubna et collab., 2011
			6,5 ± 0,7	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
maigre d'arnoy	<i>argyrosomus amoyensis</i>	carnivore benthique	16 ± 1	8 ± 1	-	-	-	-	-	-	suriyanarayanan et collab., 2010
		2,0 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
makaire bleu	<i>makaira nigricans</i>	carnivore pélagique	0,4	-	-	-	-	-	-	-	carvalho et oliveira, 2008
maquereau commun	<i>scomber scombrus</i>		3,5 ± 0,2	-	803 ± 41	203 ± 9	-	-	-	-	carvalho, 2011
			1,4 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	-	strok et smodis, 2011
			12,5 ± 0,8	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
			26,3 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
maquereau des indes	<i>rastrelliger kanagurta</i>	23,2 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	akozcan et ugur, 2013	
		19,6 ± 0,9	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c	
		36,5 ± 6,8	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a	
		2,8 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018	
		2,0 à 8,8	-	-	-	-	-	-	-	hemalatha et collab., 2014	
			17,6 à 23,0	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018	

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence	
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins		
			5,15 ± 0,16	-	-	-	-	-	-	-	mishra et collab., 2009	
maquereau espagnol	<i>scomber japonicus</i>	carnivore pélagique	19 ± 1	42 ± 3	-	1 035 ± 90	-	-	183 ± 17	-	carvalho, 2011	
			19,2 ± 4,0	-	-	112 ± 9	26,6 ± 2,2	-	-	-	kılıç et collab., 2018	
			25,8 ± 1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	yamamoto et collab., 1994
marbré	<i>tithognathus mormyrus</i>	carnivore benthopélagique	17,2 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012	
marbré du cap	<i>lithognathus lithognathus</i>		4,3 à 5,2	-	-	-	-	-	-	-	cherry et collab., 1994	
masca laboureur	<i>callorhynchus callorhynchus</i>	omnivore benthique	0,03 ± 0,01	-	-	-	-	-	-	-	colangelo et collab., 1994	
mendole	<i>spicara maena</i>	planctivore pélagique	12,7 ± 2,3	-	-	107 ± 6	32 ± 11	-	-	-	kılıç et collab., 2018	
merlan	<i>merlangius merlangus</i>	carnivore benthique	0,36 ± 0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	strok et smodis, 2011
			31,0 ± 6,2	-	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
			14,0 ± 0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
			0,2 à 2,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-
merlan bleu	<i>micromesistius australis</i>		0,96 ± 0,35	-	-	-	-	-	-	-	pearson et collab., 2016	
merlu argentin	<i>merluccius hubbsi</i>		0,17 à 0,55	-	-	-	-	-	-	-	colangelo et collab., 1994	
merlu commun	<i>merluccius merluccius</i>		6,4 ± 0,3	7,8 ± 0,5	-	10,8 ± 0,4	-	-	52 ± 2	-	carvalho, 2011	
			17,0 ± 5,7	-	-	101 ± 13	38 ± 9	-	-	-	-	kılıç et collab., 2018

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
			0,05 à 0,09	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000
merluche écureuil	<i>urophycis chuss</i>	omnivore benthique	4,5 ± 0,2	-	-	-	-	-	-	-	carvalho et collab., 2011c
mérou à bandes	<i>epinephelus latifasciatus</i>	carnivore pélagique	4,4 ± 1,7	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
mérou à bouche rouge	<i>aethaloperca rogae</i>		1,6 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018
			0,91	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
mérou queue carrée	<i>plectropomus truncatus</i>		2,8	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
mérou à taches orange	<i>epinephelus coioides</i>		2,4 ± 0,04	-	-	-	-	-	-	-	uddin et collab., 2012
		0,35 ± 0,09	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018	
mérou camouflagé	<i>epinephelus microdon</i>	carnivore pélagique	1,3	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
mérou céleste	<i>cephalopholis argus</i>		1,5	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
mérou dossard	<i>epinephelus melanostigma</i>		5,2 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
mérou pintade	<i>epinephelus chlorostigma</i>		1,3	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
mérou rouge	<i>vermilion grouper</i>		1,1	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
mordocet	<i>blennius pholis</i>	omnivore benthique	1,5 ± 0,1	9,0 ± 0,4	51 ± 2	14,8 ± 0,6	-	-	6,8 ± 0,2	-	carvalho, 2011
morue	<i>gadus sp.</i>	omnivore benthopélagique	0,37 à 2,01	-	-	-	-	-	-	-	pollard et collab., 1998
morue bleue de Nouvelle-Zélande	<i>parapercis colias</i>		0,5 ± 0,2	-	-	-	-	-	-	-	pearson et collab., 2016

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence	
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins		
morue de l'atlantique	<i>gadus morhua</i>		2 ± 1	-	206 ± 6	138 ± 11	22 ± 2	-	24 ± 4	-	skwarzec, 1988	
			0,63 ± 0,06	0,41 ± 0,02	-	6,6 ± 0,3	-	-	1,9 ± 0,2	-	carvalho et collab., 2011c	
			0,04 ± 0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	strok et smodis, 2011
morue du pacifique	<i>gadus macrocephalus</i>		0,6 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	-	yamamoto et collab., 1994	
morue rouge	<i>pseudophycis bachus</i>	omnivore benthique	0,21 ± 0,14	-	-	-	-	-	-	-	pearson et collab., 2016	
mulet	<i>mugil platanus</i>		3,12	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003	
mulet cabot	<i>mugil cephalus</i>	herbivore benthique	0,9 à 8,2	-	-	-	-	-	-	-	-	strok et smodis, 2011
			10,1 ± 0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
			3,0 ± 0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	akozcan et ugur, 2013
			7,5 ± 0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
			2,9 ± 0,8	-	-	211 ± 20	20,3 ± 3,7	-	-	-	-	kılıç et collab., 2018
			0,84 à 2,0	-	-	-	-	-	-	-	-	hemalatha et collab., 2020
			6 ± 1	-	-	-	-	-	-	-	-	alonso-hernandez et collab., 2002
			0,66 ± 0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	mishra et collab., 2009
mulet doré	<i>mugil auratus</i>		0,07 à 0,11	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000	

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
mulet dos vert	<i>liza subviridis</i>		2,54 ± 4	-	-	-	-	-	-	-	uddin et collab., 2012
mulet du hornlip	<i>oedalechilus labiosus</i>		5,04	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
mulet lippu	<i>chelon labrosus</i>		5,5 à 10,0	93 à 198	392 à 1 011	195 à 289	81 à 208	-	81 à 102	220 à 386	garcia-orellana et collab., 2016
mulet mopiro	<i>liza vaigiensis</i>		41 ± 2	21 ± 2	-	-	-	-	-	-	suriyanarayanan et collab., 2010
mulet porc	<i>liza ramada</i>	herbivore benthique	12 ± 1	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
musso atlantique	<i>selene setapinnis</i>	carnivore benthopélagique	3,20	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003
musso panache	<i>selene vomer</i>	carnivore benthopélagique	1,98	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003
oblade	<i>oblada melanura</i>	carnivore benthique	19,1 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
orphie	<i>belone belone</i>	carnivore pélagique	21,1 ± 8,2	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
nason à éperons bleus	<i>naso unicornis</i>	omnivore pélagique	0,72	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
pageot acarne	<i>pagellus acarne</i>		27,0 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
pageot d'arabie	<i>pagellus affinis</i>		6,2 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018
pageot commun	<i>pagellus erythrinus</i>		7,9 à 47,8	-	-	-	-	-	-	-	el samad et collab., 2010
		carnivore benthique	1,5 ± 0,2	-	-	113 ± 7	6,8 ± 0,6	-	-	-	kılıç et collab., 2018
			6,5 ± 0,6	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
pagre à nageoires jaunes	<i>acanthopagrus latus</i>		0,67 ± 0,01	-	-	-	-	-	-	-	uddin et collab., 2012
pagre à points bleus	<i>pagrus caeruleostictus</i>		0,07 ± 0,01	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000



nom commun	nom latin	type de poissons	activité (bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
pagre commun	<i>sparus pagrus</i>		0,06 ± 0,04	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000
pagre double bande	<i>acanthopagrus bifasciatus</i>		2,0 ± 0,2	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018
pailona commun	<i>centroscyminus coelolepsis</i>	carnivore bathypélagique	0,29 ± 0,03	9,1 ± 1,0	-	0,28 ± 0,02	-	-	0,20 ± 0,01	-	carvalho, 2011
pastenague léopard	<i>dasyatis uarnak</i>	carnivore pélagique	21,4 ± 1,1	16,0 ± 1,7	-	-	-	-	-	-	suriyanarayanan et collab., 2008
pataclet	<i>diplodus annularis</i>	carnivore benthique	14,1 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
pavillon tacheté	<i>scatophagus argus</i>	omnivore pélagique	16,5 ± 1,3	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
pêche madame	<i>sillago sihama</i>	carnivore pélagique	1,2 ± 0,7	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
			6,9 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	yamamoto et collab., 1994
pélican chanos	<i>lactarius lactarius</i>	carnivore benthique	29,2 ± 2,6	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
			8,8 ± 2,7	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
perce-pierre de l'inde	<i>clinus superciliosus</i>	omnivore benthique	8,2 à 14,7	-	-	-	-	-	-	-	cherry et collab., 1994
perche commune	<i>perca fluviatilis</i>	carnivore benthique	< 2	-	-	-	-	-	-	-	follonosa et collab., 2015
perche-soleil verte	<i>lepomis cyanellus</i>	carnivore benthopélagique	-	-	-	1,16 à 3,26	-	-	-	-	luna-porres et collab., 2014
perroquet bleu	<i>scarus coeruleus</i>	herbivore	8,6 ± 2,3	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence	
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins		
perroquet à museau rayé	<i>scarus rivulatus</i>	pélagique	4,9 ± 1,2	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a	
			4,8 ± 0,12	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c	
picarel	<i>spicara smaris</i>	planctivore pélagique	38,0 ± 4,0	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012	
			14,0 ± 2,5	-	-	-	-	-	-	-	akozcan et ugur, 2013	
pilchard de l'africain australe	<i>sardinops ocellata</i>	planctivore pélagique	15 à 77	-	-	-	-	-	-	-	cherry et collab., 1994	
pilchard de californie	<i>sardinops melanostictus</i>		6,8 à 22,2	-	-	-	-	-	-	-	yamamoto et collab., 1994	
pinjalo	<i>pinjalo</i> sp.	omnivore pélagique	2,7 à 6,2	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018	
plie	<i>pleuronectes</i> sp.	omnivore benthique	1,34 à 6,35	-	-	-	-	-	-	-	pollard et collab., 1998	
plie canadienne	<i>hippoglossoides platessoides</i>		-	1,53 ± 0,06	-	7,7 ± 0,4	-	-	0,39 ± 0,02	-	carvalho et collab., 2011c	
poisson-chat bleu	<i>ictalurus furcatus</i>		-	-	-	0,93 à 1,37	-	-	-	-	luna-porres et collab., 2014	
poisson chauve-souris	<i>ogcocephalus vespertilio</i>	omnivore pélagique	1,53	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003	
poisson-chirurgien noir à queue blanche	<i>acanthurus gahhm</i>	herbivore pélagique	1,52 à 1,64	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008	
poisson-chirurgien zébré	<i>acanthurus sohal</i>	herbivore pélagique	1,7	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008	
poisson-lapin	<i>siganus</i> sp.		0,09 à 0,11	-	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000
	<i>siganus rivulatus</i>		4,37 à 32,23	-	-	-	-	-	-	-	-	el samad et collab., 2010

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
poisson-la-pli	<i>diapterus auratus</i>	omnivore benthique	12 ± 2	–	–	–	–	–	–	–	alonso-hernandez et collab., 2002
poisson-perroquet	<i>scarus sordidus</i>	carnivore pélagique	0,63	–	–	–	–	–	–	–	hassona et collab., 2008
poisson rouge	<i>carassius auratus</i>	planctivore benthopélagique	410 ± 92	700 ± 90	–	3 950 ± 880	–	–	–	–	skipperud et collab., 2013
			21 à 115	39 à 132	83 à 367	264 à 645	119 à 154	–	67 à 391	328 à 591	garcia-orellana et collab., 2016
poisson-sabre	<i>trichiurus lepturus</i>	carnivore benthopélagique	9 ± 3	–	–	–	–	–	–	–	alonso-hernandez et collab., 2002
poisson-sabre cimenterre	<i>lepturacanthus savala</i>		5,3 ± 0,5	–	–	–	–	–	–	–	khan et wesley, 2011c
			22,6 ± 6,2	–	–	–	–	–	–	–	khan et wesley, 2012a
pompane au lune	<i>trachinotus blochii</i>	omnivore benthopélagique	2,2	–	–	–	–	–	–	–	hassona et collab., 2008
pompano	<i>trachinotus</i> sp.		0,14 à 0,18	–	–	–	–	–	–	–	al-masri et collab., 2000
pomfret noir	<i>apolectus niger</i>	carnivore pélagique	24 ± 1	22 ± 2	–	–	–	–	–	–	suriyanarayanan et collab., 2010
poney à rayures dorées	<i>leiognathus daura</i>	omnivore benthique	8,2 ± 0,6	–	–	–	–	–	–	–	pillai et collab., 2018
raconda	<i>raconda russeliana</i>	carnivore pélagique	42,5 ± 8,9	–	–	–	–	–	–	–	khan et wesley, 2012a
raie	<i>trygon</i> sp.	carnivore benthopélagique	1,41	–	–	–	–	–	–	–	kannan et collab., 2001
			0,13 à 1,53	–	–	–	–	–	–	–	pollard et collab., 1998

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
raie aigle	<i>pteryomylaeus bovinus</i>	carnivore benthopélagique	7,2 ± 3,5	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
rascasse rouge	<i>scorpaena scrofa</i>	carnivore benthique	0,06 à 0,10	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000
			10 ± 2	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
requin	<i>carcharias</i> sp.	carnivore pélagique	5,67	-	-	-	-	-	-	-	kannan et collab., 2001
requin bleu	<i>prionace glauca</i>		1,0 ± 0,8	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
requin corail	<i>triaenodon obesus</i>		2,1	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
requin épée	<i>scoliodon sorrakowah</i>		21,8 ± 2,3	11,0 ± 1,1	-	-	-	-	-	-	suriyanarayanan et collab., 2008
requin grande-gueule	<i>megachasma pelagios</i>	zooplanctivore pélagique	4,95	-	-	4,74	-	-	-	-	de moura et collab., 2015
requin hà	<i>galeorhinus australis</i>	carnivore benthopélagique	0,1 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	-	pearson et collab., 2016
requin à joues blanches	<i>carcharhinus dussumieri</i>	carnivore pélagique	0,25 ± 0,07	-	-	-	-	-	-	-	mishra et collab., 2009
requin à pointes noires	<i>carcharhinus melanopterus</i>		0,4 à 4,5	-	-	-	-	-	-	-	hemalatha et collab., 2014
rouget	<i>mullus barbatus</i>	carnivore benthique	75,3 ± 3,0	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
			60,0 ± 3,0	-	-	-	-	-	-	-	akozcan et ugur, 2013
			49 à 91	-	-	-	-	-	-	-	akozcan, 2013
rouget à queue rayée	<i>upeneus vittatus</i>	carnivore benthique	22,6 ± 3,9	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
rouget-barbet indien	<i>parupeneus indicus</i>		31,2 ± 0,9	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
rouget-barbet de roche	<i>mullus surmuletus</i>		3,0 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
			30,6 ± 4,8	-	-	28,9 ± 2,5	30,0 ± 4,4	-	-	-	kılıç et collab., 2018
rouget-souris	<i>upeneus sp.</i>		17,98	-	-	-	-	-	-	-	kannan et collab., 2001
rouget-souris aurore	<i>upeneus sulphureus</i>	carnivore benthique	1,0 ± 0,2	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
rouget-souris à bande sombre	<i>upeneus tragula</i>		6,08 ± 0,18	-	-	-	-	-	-	-	mishra et collab., 2009
rouvet	<i>ruvettus pretiosus</i>		0,72 ± 0,02	4,7 ± 0,3	-	36,1 ± 1,6	-	-	7,9 ± 0,5	-	carvalho, 2011
sabre	<i>chirocentrus dorab</i>	carnivore pélagique	134,5 ± 5,5	19,5 ± 0,9	-	-	-	-	-	-	suriyanarayanan et collab., 2008
			1,5 à 6,0	-	-	-	-	-	-	-	hemalatha et collab., 2020
			5,5 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
			12,5 ± 2,8	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
sabre noir	<i>aphanopus carbo</i>		0,33 ± 0,02	6,2 ± 0,4	-	8,7 ± 0,5	-	-	15,4 ± 0,5	-	carvalho, 2011
			0,3	-	-	-	-	-	-	-	carvalho et oliveira, 2008
sandre doré européen	<i>sander lucioperca</i>		2	8	-	11	-	-	-	-	skipperud et collab., 2013
sapsap	<i>liognathus sp.</i>		29,16	-	-	-	-	-	-	-	kannan et collab., 2001
sapsap rayé	<i>leiognathus fasciatus</i>	carnivore benthopélagique	9,2 ± 0,6	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
			7,9 ± 3,6	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
sapsap voile orange	<i>leiognathus bindus</i>		11,2 ± 1,1	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
sar	<i>diplodus sargus</i>	carnivore benthique	0,52 ± 0,01	25 ± 1	39 ± 1	28 ± 1	-	-	-	-	carvalho, 2011
			2,2 à 8,2	-	-	-	-	-	-	-	cherry et collab., 1994
			12,1 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
			10,15 à 34,51	-	-	-	-	-	-	-	el samad et collab., 2010
sardine	<i>sardina pilchardus</i>	planctivore pélagique	66 ± 2	197 ± 16	28 000 ± 2 000	2 140 ± 60	-	-	275 ± 9	-	carvalho, 2011
			1,07 à 28,1	-	-	-	-	-	-	-	strok et smodis, 2011
			4,6 ± 0,8	-	-	56 ± 10	37,4 ± 7,3	-	-	-	kılıç et collab., 2018
			126 ± 4,0	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
			91,3 ± 3,8	-	-	-	-	-	-	-	akozcan et ugur, 2013
			74 à 150	-	-	-	-	-	-	-	akozcan, 2013
			7 ± 0,4	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
			30	-	-	-	-	-	-	-	carvalho et oliveira, 2008
52	-	-	888	-	-	535	-	strady et collab., 2015			
sardine arc-en-ciel	<i>dussumieria acuta</i>		38,9 ± 6,2	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a	
sardinelle	<i>sardinella</i> sp.		0,14 à 0,38	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000
			5,77	-	-	-	-	-	-	-	kannan et collab., 2001
sardinelle brésilienne	<i>sardinella brasiliensis</i>		3,22	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003	
sardinelle indienne	<i>sardinella longiceps</i>		190 ± 5	153 ± 8	-	-	-	-	-	suriyanarayanan et collab., 2010	

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
			6,2 ± 0,7	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
			27,2 ± 1,9	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
			39,8 ± 8,9	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
sardinelle tambour	<i>sardinella fimbriata</i>		35,6 ± 5,9	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
sargue australe	<i>rhabdosargus globiceps</i>	omnivore bathypélagique	23 ± 2	-	-	-	-	-	-	-	cherry et collab., 1994
saumon	<i>salmo</i> sp.	carnivore pélagique	0,13 à 0,25	-	-	-	-	-	-	-	pollard et collab., 1998
saumon atlantique	<i>salmo salar</i>		0,3 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018
saupe	<i>sarpa salpa</i>	omnivore pélagique	14,0 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
			n.d.	-	-	-	-	-	-	-	akozcan et ugur, 2013
saupe de mer rouge	<i>crenidens crenidens</i>		3,3 ± 0,26	-	-	-	-	-	-	-	uddin et collab., 2012
scopelidé	<i>harpadon nehereus</i>	carnivore bathypélagique	0,9 à 14,5	-	-	-	-	-	-	-	hemalatha et collab., 2014
sébaste du nord	<i>sebastes mentella</i>	omnivore bathypélagique	0,48 ± 0,02	5,7 ± 0,2	-	24,7 ± 1,0	-	-	5,3 ± 0,2	-	carvalho et collab., 2011c
sélar	<i>selar crumenophthalmus</i>	planctivore pélagique	28 ± 4	-	-	-	-	-	-	-	alonso-hernandez et collab., 2002
sélar aile noire	<i>alepes melanoptera</i>		5,7 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018
sélar queue jaune	<i>atule mate</i>		6,2 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	-	-

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (bq/kg)								référence	
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins		
sépiole couronnée	<i>seriola dumerili</i>	carnivore pélagique	0,09 ± 0,005	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000	
serran écriture	<i>serranus scriba</i>	carnivore	1,1 ± 0,5	-	-	48,6 ± 8,0	10,1 ± 1,9	-	-	-	kılıç et collab., 2018	
serran cabrille	<i>serranus cabrilla</i>	benthique	3,00 ± 1,0	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012	
sigan pintade	<i>siganus canaliculatus</i>	herbivore	14,7 ± 0,9	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018	
sigan vermiculé	<i>siganus argenteus</i>	pélagique	3,8	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008	
silure grenouille	<i>clarias batrachus</i>	omnivore benthique	1,54 ± 0,11	-	-	-	-	-	-	-	giri et collab., 2012	
silure glane	<i>silurus glanis</i>		< 2	-	-	-	-	-	-	-	foltonosa et collab., 2015	
soldat courbines	<i>nibea soldado</i>	carnivore pélagique	1,8 ± 0,07	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c	
sole	<i>solea sp.</i>		0,16 ± 0,07	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000	
sole commune	<i>solea solea</i>	carnivore benthique	1,7 ± 0,5	1,9 ± 0,5	96,4 ± 6,7	61,1 ± 4,7	14,3 ± 1,4	7,2 ± 0,9	-	-	connan et collab., 2007	
			-	-	-	72,4 à 247,9	33,4 à 34,6	-	-	-	aslan et collab., 2018	
			0,8 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	desideri et collab., 2011
			3,0 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
			15,0 ± 3,0	-	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
sole de commerson	<i>synaptura commersoniana</i>		38 ± 2	24 ± 2	-	-	-	-	-	-	suriyanarayanan et collab., 2010	
			38,6 ± 1,8	8,4 ± 0,8	-	-	-	-	-	-	suriyanarayanan et collab., 2008	
			8,5 à 15,6	-	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018



nom commun	nom latin	type de poissons	activité (bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
sole-langue	<i>cynoglossus</i> sp.		20,83	-	-	-	-	-	-	-	kannan et collab., 2001
sole pantoufle	<i>trinectes paulistanus</i>		5,61	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003
spare broyeuse	<i>sparodon durbanensis</i>	planctivore benthique	6,8 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	-	cherry et collab., 1994
squale liche	<i>dalatias licha</i>	carnivore benthique	0,03 ± 0,003	-	-	-	-	-	-	-	carvalho et collab., 2011c
tacaud commun	<i>trisopterus luscus</i>	carnivore benthopélagique	2,87 ± 0,06	-	-	-	-	-	-	-	carvalho et collab., 2011c
			12 ± 0,7	-	-	-	-	-	-	-	deiaa et collab., 2020
tambour rayé	<i>micropogonias furnieri</i>	omnivore benthique	6 ± 1	-	-	-	-	-	-	-	alonso-hernandez et collab., 2002
			2,87	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003
tarakahi	<i>nemadactylus macropterus</i>	carnivore pélagique	1,07 à 2,90	-	-	-	-	-	-	-	pearson et collab., 2016
tarpon indo-pacifique	<i>megalops cyprinoides</i>		5,4 ± 0,4	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
			4,0 ± 0,6	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
tassergal	<i>pomatomus saltatrix</i>	carnivore pélagique	25 ± 4	-	-	-	-	-	-	-	cherry et collab., 1994
terpuga	<i>pleurogrammus azonus</i>	planctivore benthique	2,1 à 2,3	-	-	-	-	-	-	-	yamamoto et collab., 1994
thazard barré	<i>scomberomorus cavalla</i>		15,5 ± 7,5	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
			21,3 ± 6,3	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
thazard ponctué	<i>scomberomorus guttatus</i>	carnivore pélagique	2,0 à 3,0	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
			2,3 ± 0,4	-	-	-	-	-	-	-	uddin et collab., 2012

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
thazard rayé	<i>scomberomorus commerson</i>	carnivore benthique	2,1 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018
			6,42	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
thazard tigre	<i>scomberomorus semifasciatus</i>		3,6 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
			23,8 ± 4,6	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
thiof	<i>epinephelus aeneus</i>		0,08 ± 0,01	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000
thon blanc	<i>thunnus alalunga</i>		5	-	-	-	-	-	-	-	carvalho et oliveira, 2008
			1,32 ± 0,37	-	-	-	-	-	-	-	pearson et collab., 2016
thon dents de chien	<i>gymnosarda unicolor</i>		4,65	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
thon frégate	<i>auxis thazard</i>		40,9 ± 5,2	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2016
thon jaune	<i>thunnus albacares</i>		11,6 ± 2,4	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
			19,9 ± 9,1	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
			72,3 ± 9,7	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2016
		2,3 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018	
		0,45	-	-	-	-	-	-	-	ruelas-inzunza et collab., 2012	
thon mignon	<i>thunnus tonggol</i>	48,5 ± 12,3	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2016	
thon obèse	<i>thunnus obesus</i>	3,0 ± 0,1	8,0 ± 0,3	-	268 ± 9	-	-	63 ± 1	-	carvalho, 2011	

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
thon rouge du nord	<i>thunnus thynnus</i>		24,4 à 26,3	-	-	-	-	-	-	-	yamamoto et collab., 1994
thon rouge du sud	<i>thunnus maccoyii</i>		1,11 ± 0,28	-	-	-	-	-	-	-	pearson et collab., 2016
thonine commune	<i>euthynnus alletteratus</i>		0,10 à 0,34	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000
thonine orientale	<i>euthynnus affinis</i>		11,1 ± 1,2	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
			22,5 ± 5,2	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
			92,5 ± 7,9	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2016
			5,0 ± 0,4	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
tilapia	<i>tilapia sp.</i>	omnivore	1,33 ± 0,04	-	-	-	-	-	-	-	al-masri et collab., 2000
tilapia du mozambique	<i>oreochromis mossambicus</i>	benthopélagique	2,21 à 3,67	1,34 à 1,84	-	-	-	-	-	-	shaheed et collab., 1997
			5,4 à 8,6	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018
toroumoque japonais	<i>arctoscopus japonicus</i>	omnivore benthique	4,3 à 6,7	-	-	-	-	-	-	-	yamamoto et collab., 1994
truite arc-en-ciel	<i>oncorhynchus mykiss</i>	omnivore benthopélagique	0,06 à 0,18	-	-	-	-	-	-	-	strok et smodis, 2011
truite brune	<i>salmo trutta</i>		0,06 à 0,12	-	-	-	-	-	-	-	strok et smodis, 2011
veirade	<i>diplodus vulgaris</i>	carnivore benthique	14,1 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	catal et collab., 2012
verrue titête	<i>larimus breviceps</i>	planctivore benthique	6,94	-	-	-	-	-	-	-	saito et collab., 2003

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence	
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins		
vieille commune	<i>labrus bergylta</i>	carnivore benthique	1,4 ± 0,3	-	-	20,9 ± 2,7	62,5 ± 5,9	-	-	-	kılıç et collab., 2018	
vieille saint-silac	<i>plectropomus maculatus</i>	carnivore pélagique	0,25	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008	
violon crépusculaire	<i>pelates quadrilineatus</i>	carnivore pélagique	5,9 ± 0,9	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c	
			16,8 ± 4,8	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a	
violon jarbua	terapon jarbua		2,0 à 7,3	-	-	-	-	-	-	-	pillai et collab., 2018	
vivaneau	<i>lutjanus</i> sp.		9 ± 3	-	-	-	-	-	-	-	alonso-hernandez et collab., 2002	
vivaneau blanc	<i>pristipomoides filamentosus</i>		0,85	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008	
vivaneau bourgeois	<i>lutjanus sebae</i>		8,9 ± 2,8	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a	
vivaneau bossu	<i>lutjanus gibbus</i>		0,98	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008	
vivaneau campêche	<i>lutjanus campechanus</i>		35,0 ± 12,4	-	-	-	-	-	-	-	-	makmur et collab., 2020
			0,7 à 1,4	-	-	-	-	-	-	-	-	hemalatha et collab., 2020
vivaneau à deux taches	<i>lutjanus bohar</i>		2,0 ± 0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2011c
			12,9 ± 6,6	-	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
			1,6	-	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008
vivaneau à doris	<i>lutjanus fulviflamma</i>	0,9 ± 0,2	-	-	-	-	-	-	-	ababneh et collab., 2018		
vivaneau malabar	<i>lutjanus malabaricus</i>	16,9 ± 7,5	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a		
vivaneau maori	<i>lutjanus rivulatus</i>	12,5 ± 3,8	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a		
vivaneau noir et blanc	<i>macolor niger</i>	0,9	-	-	-	-	-	-	-	-	hassona et collab., 2008	

nom commun	nom latin	type de poissons	activité (Bq/kg)								référence
			muscles	os	intestins	foie	branchies	peau	gonades	reins	
vivaneau à queue jaune	<i>Ocyurus chrysurus</i>		20 ± 3	-	-	-	-	-	-	-	alonso-hernandez et collab., 2002
vivaneau à raies bleues	<i>Lutjanus notatus</i>		7,9 ± 2,6	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
vivaneau zibelo	<i>Lutjanus johnii</i>		13,2 ± 6,7	-	-	-	-	-	-	-	khan et wesley, 2012a
			38 ± 2	26 ± 2	-	-	-	-	-	-	suriyanarayanan et collab., 2010

résume les études comparant l'accumulation du polonium dans différents organes des poissons en fonction de leur habitat et de leur alimentation. Les données compilées démontrent que les espèces planctivores accumulent des concentrations en  $^{210}\text{Po}$  plus importantes que les carnivores. Il en est de même des espèces benthiques comparativement aux espèces pélagiques. On y voit également que les teneurs sont supérieures dans les organes du système digestif par rapport aux teneurs dans les muscles.

**Tableau 15.** Activités du  $^{210}\text{Po}$  dans différents organes de poissons, telle que répertoriée dans la littérature

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins	
Abadèche	<i>Genypterus brasiliensis</i>	Carnivore benthique	2,0 ± 0,9	–	249 ± 127	147 ± 72	24,4 ± 12,0	–	–	–	Marsico et collab., 2014
Abadèche rose	<i>Genypterus blacodes</i>		0,03 ± 0,01	–	–	–	–	–	–	–	Colangelo et collab., 1994
			0,17 à 0,38	–	–	–	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016
Acoupa blanc	<i>Cynoscion leiarchus</i>		3,01	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003
Acoupa doré	<i>Cynoscion microlepodotus</i>		1,56	–	–	–	–	–	–	–	
			6,0 ± 4,1	–	5 540 ± 833	373 ± 225	106 ± 111	–	–	–	Marsico et collab., 2014
Acoupa rouge	<i>Cynoscion acoupa</i>	2,15	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003	
Aiguillat	<i>Squalus fernandinus</i>	Carnivore benthopélagique	0,10 ± 0,02	–	–	–	–	–	–	–	Colangelo et collab., 1994
Aiguille crocodile	<i>Tylosurus crocodilus crocodilus</i>	Carnivore pélagique	7,6 ± 0,4	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
Aileron argenté	<i>Pampus argenteus</i>	Carnivore benthique	0,089 ± 0,005	–	–	–	–	–	–	–	Uddin et collab., 2012
			10,0 ± 1,4	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
			2,0 ± 0,2	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018
Albula	<i>Albula vulpes</i>	Planctivore pélagique	28 ± 5	–	–	–	–	–	–	Alonso-Hernandez et collab., 2002	
Alépocéphale de Baird	<i>Alepocephalus bairdii</i>	Carnivore bathypélagique	2,6 ± 0,2	66 ± 3	–	90 ± 14	–	–	109 ± 8	–	Carvalho, 2011
Alice taches d'or	<i>Coilia dussumieri</i>	Planctivore pélagique	1,7 ± 0,1	–	–	–	–	–	–	–	Mishra et collab., 2009
Allache	<i>Sardinella aurita</i>	Planctivore pélagique	10 ± 1	–	–	–	–	–	–	–	Alonso-Hernandez et collab., 2002
Alose	<i>Alosa fallax</i>		45,2 ± 6,1	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012
			46,7 ± 1,0	–	–	–	–	–	–	–	Akozcan et Ugur, 2013

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence	
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins		
Alose hilsa	<i>Tenualosa ilisha</i>	Planctivore pélagique	16,4 ± 1,5	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c	
			32,5 ± 6,6	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a	
Alose-écaille indienne	<i>Pellona ditchela</i>	Carnivore pélagique	1,5 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c	
			45,6 ± 7,2	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a	
Ambache du large	<i>Ambassis commersoni</i>	Omnivore benthique	12,0 ± 1,5	-	-	-	-	-	-	-	Pillai et collab., 2018	
Anabas	<i>Anabas testudineus</i>		0,36 à 0,80	-	-	-	-	-	-	-	Giri et collab., 2012	
Anchois commun	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Planctivore pélagique	27,5 ± 11,7	-	-	-	-	-	-	-	Desideri et collab., 2011	
			35,0 ± 1,4	-	-	-	-	-	-	-	Strok et Smodis, 2011	
			15,4 ± 1,5	-	-	-	-	-	-	-	Roselli et collab., 2017	
			54 ± 3	-	-	-	-	-	-	-	Deiaa et collab., 2020	
			19,4 ± 2,0	-	-	44 ± 3	6,3 ± 0,7	-	-	-	-	Kiliç et collab., 2018
			249 ± 8	-	-	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			147 à 281	-	-	-	-	-	-	-	-	Akozcan, 2013
Anchois gras	<i>Anchoviella lepidentostole</i>	106	-	-	2 035	-	-	2 235	-	Strady et collab., 2015		
Anchois indien	<i>Stolephorus indicus</i>	2,73	-	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003		
Anchois de l'Afrique australe		<i>Engraulis capensis</i>	46,8 ± 4,5	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a	
			1,0 à 3,2	-	-	-	-	-	-	-	Hemalatha et collab., 2020	
Anchois-moustache Sardelle	<i>Thryssa mystax</i>	5,9 à 9,0	-	-	-	-	-	-	-	Pillai et collab., 2018		
			110 à 203	-	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994		
			92,3 ± 5,6	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c	

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins	
Anguille d'Europe	<i>Anguilla anguilla</i>	Carnivore benthique	1,03 ± 0,03	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000
Anguille égorgée de Gray	<i>Synphobranchus kaupi</i>		0,47 ± 0,02	5,3 ± 0,3	–	4,5 ± 0,7	–	–	2,5 ± 0,1	–	Carvalho, 2011
Anguille plate	<i>Ablennes hians</i>		8,9 ± 3,3	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
Anoli tumbil	<i>Saurida tumbil</i>		36,1 ± 1,9	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
Arenque	<i>Opisthonema oglundum</i>	Planctivore pélagique	11 ± 2	–	–	–	–	–	–	–	Alonso-Hernandez et collab., 2002
			7,76	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003
Arnoglosse de Méditerranée	<i>Arnoglossus laterna</i>	Carnivore benthique	1,2 ± 0,7	–	–	–	–	–	–	–	Desideri et collab., 2011
Athérine du Cap	<i>Atherina breviceps</i>	Planctivore pélagique	7,5 ± 1,7	–	–	–	–	–	–	–	Cherry et collab., 1994
Bacciulosella	<i>Coryphoblennius galerita</i>	Omnivore benthique	2,8 ± 0,1	16,7 ± 0,5	64 ± 2	91 ± 3	–	–	51 ± 1	–	Carvalho, 2011
Badèche peigne	<i>Mycteroperca rubra</i>	Carnivore benthique	0,15	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003
Bagre jaune	<i>Mystus vittatus</i>	Omnivore benthique	2,8 à 4,2	2,2 à 3,6	–	–	–	–	–	–	Shaheed et collab., 1997
Balai japonais	<i>Hippoglossoides dubius</i>		5,8 à 14,4	–	–	–	–	–	–	–	Yamamoto et collab., 1994
Bar commun	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Carnivore benthique	0,10 ± 0,02	–	–	–	–	–	–	–	Strok et Smodis, 2011
			7,0 ± 0,8	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012
			1,5 ± 0,2	–	–	–	–	–	–	–	Deiaa et collab., 2020
			3,0 ± 0,3	–	–	–	–	–	–	–	Akozcan et Ugur, 2013
Barbeau commun	<i>Barbus barbus</i>	Omnivore benthopélagique	0,10 ± 0,01	–	–	–	–	–	–	–	Strok et Smodis, 2011
Barbillon blanc	<i>Galeichthys feliceps</i>	Carnivore benthique	3,5 ± 0,3	–	–	–	–	–	–	–	Cherry et collab., 1994



Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence	
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins		
Barbillon des marais	<i>Puntius chola</i>	Omnivore benthopélagique	1,86 à 3,12	1,38 à 1,89	–	–	–	–	–	–	Shaheed et collab., 1997	
Barbotte	<i>Ictalurus sp.</i>	Planctivore benthique	0,96 ± 0,01	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000	
Barbue de rivière	<i>Ictalurus punctatus</i>	Omnivore benthique	0,2 à 12,5	–	–	–	–	–	–	–	Hemalatha et collab., 2014	
Barbure à quatre doigts	<i>Eleutheronema tetradactylum</i>	Carnivore pélagique	116 ± 7	62 ± 4	–	–	–	–	–	–	Suriyanarayanan et collab., 2010	
Barbure à tâche noire	<i>Polydactylus sextarius</i>	Omnivore benthique	3,40 ± 0,11	–	–	–	–	–	–	–	Mishra et collab., 2009	
Barracuda	<i>Sphyraena barracuda</i>	Carnivore pélagique	44 ± 1	40 ± 3	–	–	–	–	–	–	Suriyanarayanan et collab., 2010	
			0,05 à 0,07	–	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000
			2,0 ± 0,5	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
			2,9 ± 1,4	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
Barramundi	<i>Lates calcarifer</i>	Carnivore pélagique	15,2 ± 3,3	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a	
			1,35 à 6,20	–	–	–	–	–	–	–	–	Zakaria et collab., 2013
Baudroie commune	<i>Lophius budegassa</i>	Carnivore benthique	2,9 ± 0,4	–	–	30,2 ± 3,7	8,1 ± 0,7	–	–	–	Kılıç et collab., 2018	
Bec de cane à long museau	<i>Lethrinus olivaceus</i>	Carnivore pélagique	3,9 ± 1,8	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a	
Bec de cane bleuté	<i>Lethrinus nebulosus</i>		1,04 ± 0,09	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018	
Bécune	<i>Sphyraena viridensis</i>		43,3 ± 7,2	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012	
Bécune guachanche	<i>Sphyraena guaguancha</i>		5 ± 1	–	–	–	–	–	–	–	–	Alonso-Hernandez et collab., 2002
		2,54	–	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003	
Blanche cendrée	<i>Gerres cinereus</i>	Planctivore pélagique	6 ± 1	–	–	–	–	–	–	–	Alonso-Hernandez et collab., 2002	

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence	
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins		
Blanche gros yaya	<i>Diapterus rhombeus</i>	Omnivore benthique	4,26	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003	
Blennie trigloïde	<i>Blennius trigloides</i>		1,5 ± 0,1	5,9 ± 0,2	61 ± 2	36 ± 1	–	–	35,4 ± 1,7	–	Carvalho, 2011	
Bogue	<i>Boops boops</i>		2,3 ± 2,0	–	–	–	–	–	–	–	Desideri et collab., 2011	
			41,2 ± 3,0	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012	
			27,2 ± 3,0	–	–	96 ± 7	27 ± 2	–	–	–	–	Kılıç et collab., 2018
		12,5 ± 1,3	–	–	–	–	–	–	–	Akozcan et Ugur, 2013		
Bogueravelle	<i>Pagellus bogaraveo</i>	Omnivore benthopélagique	2,4 ± 0,1	18,2 ± 1	9,9 ± 0,3	255 ± 9	–	–	–	–	Carvalho, 2011	
			19,4 ± 1,1	–	–	170 ± 16	17,2 ± 1,5	–	–	–	–	Kılıç et collab., 2018
Bonite à ventre rayé	<i>Katsuwonus pelamis</i>	Carnivore pélagique	1,76	–	–	–	–	–	–	–	–	Ruelas-Inzunza et collab., 2012
			82,5 ± 10,3	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2016
			32,8 ± 2,3	–	–	–	–	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016
Bonitou	<i>Auxis rochei</i>		56,6 ± 6,5	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2016	
Bourrugue de crique	<i>Menticirrhus americanus</i>	Omnivore benthique	3,68	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003	
Brème de mer	<i>Vimba vimba</i>	Planctivore benthopélagique	1,8 ± 0,5	–	–	–	–	–	–	–	Desideri et collab., 2011	
Brochet	<i>Pike sp.</i>	Carnivore pélagique	0,28	–	–	–	–	–	–	–	Holtzman, 1969	
Brochet de mer	<i>Sphyraena jello</i>		1,8 ± 0,2	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018	
Caloueri	<i>Priacanthus blochii</i>		6,3 ± 0,3	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
			17,9 ± 5,4	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
Capelan de Méditerranée	<i>Trisopterus minutus</i>	Carnivore benthopélagique	1,6 ± 0,7	–	–	–	–	–	–	–	Desideri et collab., 2011	

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins	
Carangue	<i>Caranx</i> sp.	Carnivore pélagique	38 ± 5	–	–	–	–	–	–	–	Alonso-Hernandez et collab., 2002
			32,26	–	–	–	–	–	–	–	Kannan et collab., 2001
Carangue à longue queue	<i>Carangoides armatus</i>		2,8 ± 0,3	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018
			3,0 ± 0,8	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
Carangue à plumes	<i>Alectis indicus</i>		47,2 ± 2,2	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
			12,8 ± 2,4	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
Carangue à slime	<i>Chaetodipterus faber</i>		2,45	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003
Carangue lentigine	<i>Carangoides bajad</i>		2,3	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008
Carangue monique	<i>Carangoides malabaricus</i>		7,6 ± 2,2	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
Carangue plate	<i>Oligoplites saurus</i>		1,32	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003
Carpe argentée	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	3,2 ± 1,2	–	–	–	–	–	–	–	Giri et collab., 2010	
Carpe commune	<i>Cyprinus carpio</i>	Planctivore benthopélagique	0,61 à 0,97	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000
			< 2	–	–	–	–	–	–	–	Follonosa et collab., 2015
			4,4 à 8,8	34 à 51	205 à 755	56 à 224	37 à 54	–	20 à 251	180 à 676	Garcia-Orellana et collab., 2016
			–	–	–	0,7 à 1,13	–	–	–	–	–
Carpe herbivore	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Herbivore benthopélagique	0,41 à 1,63	–	–	–	–	–	–	Giri et collab., 2012	
Catarousse	<i>Scyliorhinus canicula</i>	Carnivore benthique	0,94 ± 0,04	6,3 ± 0,30	19 ± 1	5,4 ± 0,4	–	–	4,5 ± 0,2	–	Carvalho, 2011
			0,82 ± 0,02	–	–	–	–	–	–	–	–
Chadine	<i>Etrumeus teres</i>	Carnivore pélagique	29,8 ± 12,5	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins	
Chanos	<i>Chanos chanos</i>	Planctivore benthopélagique	30,5 ± 9,2	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
Chardin gros nez	<i>Nematalosa nasus</i>	Planctivore pélagique	7,0 ± 1,1	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
Chevesne	<i>Leuciscus cephalus</i>	Omnivore benthopélagique	0,07 à 0,11	–	–	–	–	–	–	–	Strok et Smodis, 2011
Chimère éléphant	<i>Callorhynchus milii</i>	Carnivore benthique	–	–	–	60 à 270	–	–	–	–	Smith et Towler, 1993
Chinchard	<i>Trachurus trachurus</i>	Carnivore pélagique	36 ± 2	–	–	–	–	–	–	–	Cherry et collab., 1994
			2,36 ± 0,05	–	–	–	–	–	–	–	Carvalho et collab., 2011c
			22,1 ± 3,3	–	–	145 ± 20	31,3 ± 2,7	–	–	–	Kiliç et collab., 2018
			1,8 ± 1,0	–	–	–	–	–	–	–	Desideri et collab., 2011
			3,0 ± 0,3	–	–	–	–	–	–	–	Deiaa et collab., 2020
			30,2 ± 2,0	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012
			18,6 ± 2,0	–	–	–	–	–	–	–	Akozcan et Ugur, 2013
			20 à 48	–	–	–	–	–	–	–	–
			8,8 ± 0,5	–	–	–	–	–	–	Yamamoto et collab., 1994	
Chinchard bleu	<i>Trachurus picturatus</i>		2,9 ± 0,3	43 ± 5	–	615 ± 58	–	–	56 ± 3	–	Carvalho, 2011
Chinchard jaune	<i>Caranx rhonchus</i>		0,06 à 0,13	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000
Cisque	<i>Drepane punctata</i>		3,8 ± 0,5	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
Cohana japonaise	<i>Nemipterus japonicus</i>		5,8 ± 3,3	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
			4,0 à 8,0	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
Comète maquereau	<i>Decapterus macarellus</i>		3,2 ± 0,2	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence		
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins			
Compère corotuche	<i>Sphoeroides testudineus</i>	Planctivore pélagique	1,85	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003		
Corb	<i>Sciaena umbra</i>	Carnivore benthique	8,5 ± 0,6	–	–	–	–	–	–	–	Deiaa et collab., 2020		
Courbine grise	<i>Pennahia anea</i>	Omnivore benthopélagique	11,5 ± 5,8	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a		
Courbine kathala	<i>Kathala axillaris</i>		8,0 ± 1,3	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018		
Corbine longnez	<i>Johnius macrorhynchus</i>		0,18 ± 0,02	–	–	–	–	–	–	–	Mishra et collab., 2009		
Crossie chucumite	<i>Centropomus parallelus</i>	Carnivore benthique	0,87	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003		
Daurade	<i>Sparus sp.</i>		3,1 ± 0,6	7,5 ± 1,0	125 ± 8	102 ± 7	15,1 ± 1,6	7,2 ± 0,9	–	–	Connan et collab., 2007		
Daurade royale	<i>Sparus aurata</i>		0,13 ± 0,04	–	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000	
			0,14 à 0,44	–	–	0,8 à 2,5	–	–	–	–	–	Luna-Porres et collab., 2012	
			10,0 ± 2,0	–	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012	
			nd à 8	–	–	–	–	–	–	–	–	Akozcan, 2013	
			0,1 ± 0,1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018
			0,2 à 21,5	–	–	–	–	–	–	–	–	–	El Samad et collab., 2010
Daurade Delagoa	<i>Nemipterus bipunctatus</i>	1,6 ± 0,1	–	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018		
Demi-bec	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Omnivore pélagique	1,56	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003		
Denté du Maroc	<i>Dentex maroccanus</i>	Carnivore pélagique	0,40 ± 0,01	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000		
Diagramme gris	<i>Plectorhinchus mediterraneus</i>	Carnivore benthique	13,0 ± 0,8	–	–	–	–	–	–	–	Deiaa et collab., 2020		
Dorade	<i>Chrysophrys auratus</i>	Omnivore benthopélagique	0,31 ± 0,16	–	–	–	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016		
Dorade grise	<i>Spondyliosoma cantharus</i>		12,4 ± 6,3	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a		

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence	
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins		
Émissolle d'Arabie	<i>Mustelus mosis</i>	Carnivore benthique	0,6 ± 0,1	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018	
Emepereur gros yeux	<i>Monotaxis grandoculis</i>	Carnivore pélagique	0,6	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008	
Empereur lentille	<i>Lethrinus lentjan</i>		3,42 ± 0,4	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c	
			1,20 ± 0,3	–	–	–	–	–	–	–	Macklin Rani et collab., 2014	
			11,5 ± 1,1	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018	
			3,6 ± 0,9	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a	
Empereur mashena	<i>Lethrinus mahsena</i>		0,71	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008	
Espadon	<i>Xiphias gladius</i>		5,9 ± 5,2	–	–	–	–	–	–	–	–	Desideri et collab., 2011
			8,2 ± 1,9	–	–	165 ± 6	7,4 ± 0,7	–	–	–	–	Kılıç et collab., 2018
		0,8 ± 0,1	–	–	–	–	–	–	–	–	Deiaa et collab., 2020	
Ethmalose	<i>Ethmalosa fimbriata</i>	Planctivore pélagique	32,1 ± 2,4	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c	
Étincelle	<i>Electrona rissoi</i>	Planctivore bathypélagique	63 ± 2	895 ± 34	2 418 ± 87	–	–	–	–	–	Carvalho, 2011	
Exocet coromandel	<i>Hirundichthys coromandelensis</i>	Planctivore pélagique	5,0 ± 1,2	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018	
Fiatole	<i>Stromateus fiatola</i>	Carnivore benthopélagique	12 ± 1,5	–	–	–	–	–	–	–	Cherry et collab., 1994	
Flet commun	<i>Pleuronectes flesus</i>	Omnivore benthique	3 ± 1	–	16 ± 2	13 ± 1	9 ± 2	–	3 ± 1	–	Skwarzec, 1988	
Flet à ventre jaune	<i>Rhombosolea leporina</i>		6,0 ± 0,8	–	–	–	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016	
Flétan noir	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	Carnivore benthopélagique	0,13 à 0,41	–	–	–	–	–	–	–	Carvalho et collab., 2011c	
Galjoin franc	<i>Coracinus capensis</i>	Omnivore pélagique	17,5 ± 1,2	–	–	–	–	–	–	–	Cherry et collab., 1994	
Gaterin à points noirs	<i>Plectorhinchus gaterinus</i>		2,2	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008	

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins	
Gonostome étincelé	<i>Gonostoma bathyphyllum</i>	Planctivore bathypélagique	1,9 ± 0,2	8,8 ± 0,5	36 ± 1	102 ± 4	–	–	393 ± 16	–	Carvalho, 2011
Gorette marchand	<i>Haemulon parra</i>	Carnivore pélagique	6 ± 1	–	–	–	–	–	–	–	Alonso-Hernandez et collab., 2002
Grandgousier-pélican	<i>Eurypharynx pelecanoides</i>	Omnivore bathypélagique	1,28 ± 0,04	1,71 ± 0,10	14,3 ± 0,6	1,7 ± 0,1	–	–	–	–	Carvalho, 2011
Grande castagnole	<i>Brama brama</i>	Carnivore benthopélagique	9,9 ± 3,5	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
Grande verrue tigre	<i>Otolithes ruber</i>	Carnivore benthique	0,69 ± 0,15	–	–	–	–	–	–	–	Uddin et collab., 2012
Grande vive	<i>Trachinus draco</i>		2,0 ± 0,3	–	–	–	–	–	–	–	Deiaa et collab., 2020
Grenadier abyssal	<i>Nematonurus armatus</i>		0,3	–	–	–	–	–	–	–	Carvalho et Oliveira, 2008
Grenadier bleu	<i>Macruronus novaezelandiae</i>		0,31 ± 0,28	3,3 ± 2,0	–	3,6 ± 2,3	–	1,9 ± 0,7	–	–	Carvalho et collab., 2011c
Grenadier de roche	<i>Coryphaenoides rupestris</i>		0,77 à 1,91	–	–	–	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016
Grondeur croco	<i>Pomadasys croco</i>		0,23 ± 0,01	–	–	–	–	–	–	–	Carvalho et collab., 2011c
Grondeur javelot	<i>Pomadasys kakaan</i>		1,96	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003
Grondeur moucheté	<i>Pomadasys opercularis</i>		1,45 ± 0,26	–	–	–	–	–	–	–	Uddin et collab., 2012
Grondin	<i>Pomadays sp.</i>		1,9 ± 0,2	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018
Grondin sombre	<i>Trigla lucerna</i>		0,8	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008
Hache d'argent à épines	<i>Argyropelecus aculeatus</i>		0,7 ± 0,1	–	–	–	–	–	–	–	Desideri et collab., 2011
			30,89	–	–	–	–	–	–	–	Kannan et collab., 2001
			21 ± 3	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012
		335 ± 11	–	4 443 ± 149	8 607 ± 349	–	–	7 908 ± 349	–	Carvalho, 2011	

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins	
Hareng	<i>Clupea harengus</i>	Planctivore benthopélagique	5 ± 1	–	48 ± 2	9 ± 1	21 ± 2	–	12 ± 1	–	Skwarzec, 1988
			0,63 ± 0,05	–	–	–	–	–	–	–	Strok et Smodis, 2011
			0,41 à 3,08	–	–	–	–	–	–	–	Pollard et collab., 1998
Harengule camomille	<i>Harengula humeralis</i>	Planctivore pélagique	10 ± 1	–	–	–	–	–	–	–	Alonso-Hernandez et collab., 2002
Harengule écailleux	<i>Harengula clupeola</i>		4,90	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003
Hoplostète orange	<i>Hoplostethus atlanticus</i>	Omnivore bathypélagique	0,05 ± 0,07	–	–	–	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016
Koï	<i>Carassius carpio</i>	Planctivore benthopélagique	3 à 11	4 à 23	–	80 à 284	–	–	–	–	Skipperud et collab., 2013
Labéo roho	<i>Labeo rohita</i>	Herbivore benthopélagique	0,61 à 1,96	–	–	–	–	–	–	–	Giri et collab., 2012
Lampe-de-plongée des Caraïbes	<i>Lobianchia gemellarii</i>	Planctivore bathypélagique	8,2 ± 0,2	72 ± 3	296 ± 16	143 ± 5	–	–	518 ± 16	–	Carvalho, 2011
Langue malabar	<i>Cynoglossus macrostomus</i>	Carnivore benthique	19,1 ± 1,2	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
Lieu noir	<i>Pollachius virens</i>	Omnivore benthique	0,38 ± 0,04	–	–	–	–	–	–	–	Strok et Smodis, 2011
Loche rouge	<i>Epinephelus fasciatus</i>	Carnivore pélagique	6,4 ± 1,3	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
Loche mouchetée	<i>Epinephelus tauvina</i>		2,55 ± 0,16	–	–	–	–	–	–	–	Mishra et collab., 2009
Luneur	<i>Mene maculata</i>	Omnivore benthopélagique	6,0 ± 0,9	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
Mâchoiron aile noire	<i>Tachysurus jella</i>	Carnivore pélagique	44 ± 2	21 ± 2	–	–	–	–	–	–	Suriyanarayanan et collab., 2010
			137,7 ± 3,5	3,9 ± 0,5	–	–	–	–	–	–	–



Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins	
Mâchoiron guri	<i>Genidens genidens</i>	Carnivore pélagique	2,54	-	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Mâchoiron pointes noires	<i>Plicofollis dussumieri</i>		5,34 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
Mâchoiron sagon	<i>Hexanematichthys sagor</i>		0,82 ± 0,07	-	-	-	-	-	-	-	Mishra et collab., 2009
Mâchoiron tacheté	<i>Arius maculatus</i>		4,1 à 7,5	-	-	-	-	-	-	-	Lubna et collab., 2011
			6,5 ± 0,7	-	-	-	-	-	-	-	Pillai et collab., 2018
Maigre d'arnoy	<i>Argyrosomus amoyensis</i>	Carnivore benthique	16 ± 1	8 ± 1	-	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2010
			2,0 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	Deiaa et collab., 2020
Makaire bleu	<i>Makaira nigricans</i>	Carnivore pélagique	0,4	-	-	-	-	-	-	-	Carvalho et Oliveira, 2008
Maquereau commun	<i>Scomber scombrus</i>		3,5 ± 0,2	-	803 ± 41	203 ± 9	-	-	-	-	Carvalho, 2011
			1,4 ± 0,1	-	-	-	-	-	-	-	Strok et Smodis, 2011
			12,5 ± 0,8	-	-	-	-	-	-	-	Deiaa et collab., 2020
			26,3 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			23,2 ± 2,0	-	-	-	-	-	-	-	Akozcan et Ugur, 2013
Maquereau des Indes	<i>Rastrelliger kanagurta</i>		19,6 ± 0,9	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			36,5 ± 6,8	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
		2,8 ± 0,3	-	-	-	-	-	-	-	Ababneh et collab., 2018	
		2,0 à 8,8	-	-	-	-	-	-	-	Hemalatha et collab., 2014	
		17,6 à 23,0	-	-	-	-	-	-	-	Pillai et collab., 2018	
		5,15 ± 0,16	-	-	-	-	-	-	-	Mishra et collab., 2009	

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence	
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins		
Maquereau espagnol	<i>Scomber japonicus</i>	Carnivore pélagique	19 ± 1	42 ± 3	–	1 035 ± 90	–	–	183 ± 17	–	Carvalho, 2011	
			19,2 ± 4,0	–	–	112 ± 9	26,6 ± 2,2	–	–	–	Kılıç et collab., 2018	
			25,8 ± 1,3	–	–	–	–	–	–	–	–	Yamamoto et collab., 1994
Marbré	<i>Tithognathus mormyrus</i>	Carnivore benthopélagique	17,2 ± 2,0	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012	
Marbré du Cap	<i>Lithognathus lithognathus</i>		4,3 à 5,2	–	–	–	–	–	–	–	Cherry et collab., 1994	
Masca laboureur	<i>Callorhynchus callorhynchus</i>	Omnivore benthique	0,03 ± 0,01	–	–	–	–	–	–	–	Colangelo et collab., 1994	
Mendole	<i>Spicara maena</i>	Planctivore pélagique	12,7 ± 2,3	–	–	107 ± 6	32 ± 11	–	–	–	Kılıç et collab., 2018	
Merlan	<i>Merlangius merlangus</i>	Carnivore benthique	0,36 ± 0,03	–	–	–	–	–	–	–	–	Strok et Smodis, 2011
			31,0 ± 6,2	–	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012
			14,0 ± 0,8	–	–	–	–	–	–	–	–	Deiaa et collab., 2020
			0,2 à 2,24	–	–	–	–	–	–	–	–	Pollard et collab., 1998
Merlan bleu	<i>Micromesistius australis</i>	Carnivore benthique	0,96 ± 0,35	–	–	–	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016	
Merlu argentin	<i>Merluccius hubbsi</i>		0,17 à 0,55	–	–	–	–	–	–	–	Colangelo et collab., 1994	
Merlu commun	<i>Merluccius merluccius</i>		6,4 ± 0,3	7,8 ± 0,5	–	10,8 ± 0,4	–	–	52 ± 2	–	–	Carvalho, 2011
		17,0 ± 5,7	–	–	101 ± 13	38 ± 9	–	–	–	–	Kılıç et collab., 2018	
		0,05 à 0,09	–	–	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000
Merluce écureuil	<i>Urophycis chuss</i>	Omnivore benthique	4,5 ± 0,2	–	–	–	–	–	–	–	Carvalho et collab., 2011c	

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins	
Mérou à bandes	<i>Epinephelus latifasciatus</i>	Carnivore pélagique	4,4 ± 1,7	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
Mérou à bouche rouge	<i>Aethaloperca rogae</i>		1,6 ± 0,1	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018
Mérou queue carrée	<i>Plectropomus truncatus</i>		0,91	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008
Mérou à taches orange	<i>Epinephelus coioides</i>		2,8	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008
			2,4 ± 0,04	–	–	–	–	–	–	–	Uddin et collab., 2012
			0,35 ± 0,09	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018
Mérou camouflage	<i>Epinephelus microdon</i>	Carnivore pélagique	1,3	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008
Mérou céleste	<i>Cephalopholis argus</i>		1,5	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008
Mérou dossard	<i>Epinephelus melanostigma</i>		5,2 ± 0,5	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
Mérou pintade	<i>Epinephelus chlorostigma</i>		1,3	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008
Mérou rouge	<i>Vermilion grouper</i>		1,1	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008
Mordocet	<i>Blennius pholis</i>	Omnivore benthique	1,5 ± 0,1	9,0 ± 0,4	51 ± 2	14,8 ± 0,6	–	–	6,8 ± 0,2	–	Carvalho, 2011
Morue	<i>Gadus sp.</i>	Omnivore benthopélagique	0,37 à 2,01	–	–	–	–	–	–	–	Pollard et collab., 1998
Morue bleue de Nouvelle-Zélande	<i>Parapercis colias</i>		0,5 ± 0,2	–	–	–	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016
Morue de l'Atlantique	<i>Gadus morrhua</i>		2 ± 1	–	206 ± 6	138 ± 11	22 ± 2	–	24 ± 4	–	Skwarzec, 1988
			0,63 ± 0,06	0,41 ± 0,02	–	6,6 ± 0,3	–	–	1,9 ± 0,2	–	Carvalho et collab., 2011c
			0,04 ± 0,01	–	–	–	–	–	–	–	Strok et Smadis, 2011
Morue du Pacifique	<i>Gadus macrocephalus</i>		0,6 ± 0,1	–	–	–	–	–	–	–	Yamamoto et collab., 1994

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence		
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins			
Morue rouge	<i>Pseudophycis bachus</i>	Omnivore benthique	0,21 ± 0,14	–	–	–	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016		
Mulet	<i>Mugil platanus</i>	Herbivore benthique	3,12	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003		
Mulet cabot	<i>Mugil cephalus</i>		0,9 à 8,2	–	–	–	–	–	–	–	–	Strok et Smodis, 2011	
			10,1 ± 0,8	–	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012	
			3,0 ± 0,2	–	–	–	–	–	–	–	–	Akozcan et Ugur, 2013	
			7,5 ± 0,8	–	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018	
			2,9 ± 0,8	–	–	211 ± 20	20,3 ± 3,7	–	–	–	–	Kılıç et collab., 2018	
			0,84 à 2,0	–	–	–	–	–	–	–	–	–	Hemalatha et collab., 2020
			6 ± 1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	Alonso-Hernandez et collab., 2002
			0,66 ± 0,07	–	–	–	–	–	–	–	–	–	Mishra et collab., 2009
			Mulet doré	<i>Mugil auratus</i>	0,07 à 0,11	–	–	–	–	–	–	–	–
Mulet dos vert	<i>Liza subviridis</i>		2,54 ± 4	–	–	–	–	–	–	–	–	Uddin et collab., 2012	
Mulet du hornlip	<i>Oedalechilus labiosus</i>	5,04	–	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008		
Mulet lippu	<i>Chelon labrosus</i>	5,5 à 10,0	93 à 198	392 à 1 011	195 à 289	81 à 208	–	81 à 102	220 à 386	Garcia-Orellana et collab., 2016			
Mulet mopiro	<i>Liza vaigiensis</i>	41 ± 2	21 ± 2	–	–	–	–	–	–	–	Suriyanarayanan et collab., 2010		
Mulet porc	<i>Liza ramada</i>	Herbivore benthique	12 ± 1	–	–	–	–	–	–	–	–	Deiaa et collab., 2020	
Musso atlantique	<i>Selene setapinnis</i>	Carnivore benthopélagique	3,20	–	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003	
Musso panache	<i>Selene vomer</i>		1,98	–	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003	
Oblade	<i>Oblada melanura</i>	Carnivore benthique	19,1 ± 2,0	–	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012	
Orphie	<i>Belone belone</i>	Carnivore pélagique	21,1 ± 8,2	–	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012	

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins	
Nason à éperons bleus	<i>Naso unicornis</i>	Omnivore pélagique	0,72	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008
Pageot acarne	<i>Pagellus acarne</i>	Carnivore benthique	27,0 ± 2,0	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012
Pageot d'Arabie	<i>Pagellus affinis</i>		6,2 ± 0,5	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018
Pageot commun	<i>Pagellus erythrinus</i>		7,9 à 47,8	–	–	–	–	–	–	–	El Samad et collab., 2010
			1,5 ± 0,2	–	–	113 ± 7	6,8 ± 0,6	–	–	–	Kılıç et collab., 2018
			6,5 ± 0,6	–	–	–	–	–	–	–	–
Pagre à nageoires jaunes	<i>Acanthopagrus latus</i>		0,67 ± 0,01	–	–	–	–	–	–	–	Uddin et collab., 2012
Pagre à points bleus	<i>Pagrus caeruleostictus</i>		0,07 ± 0,01	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000
Pagre commun	<i>Sparus pagrus</i>		0,06 ± 0,04	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000
Pagre double bande	<i>Acanthopagrus bifasciatus</i>	2,0 ± 0,2	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018	
Pailona commun	<i>Centroscymnus coelolepsis</i>	Carnivore bathypélagique	0,29 ± 0,03	9,1 ± 1,0	–	0,28 ± 0,02	–	–	0,20 ± 0,01	–	Carvalho, 2011
Pastenague léopard	<i>Dasyatis uarnak</i>	Carnivore pélagique	21,4 ± 1,1	16,0 ± 1,7	–	–	–	–	–	–	Suriyanarayanan et collab., 2008
Pataclet	<i>Diplodus annularis</i>	Carnivore benthique	14,1 ± 2,0	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012
Pavillon tacheté	<i>Scatophagus argus</i>	Omnivore pélagique	16,5 ± 1,3	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
Pêche madame	<i>Sillago sihama</i>	Carnivore pélagique	1,2 ± 0,7	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
			6,9 ± 0,3	–	–	–	–	–	–	–	–

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins	
Pélieu chanos	<i>Lactarius lactarius</i>	Carnivore benthique	29,2 ± 2,6	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			8,8 ± 2,7	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Perce-pierre de l'Inde	<i>Clinus superciliosus</i>	Omnivore benthique	8,2 à 14,7	-	-	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994
Perche commune	<i>Perca fluviatilis</i>	Carnivore benthique	< 2	-	-	-	-	-	-	-	Follonosa et collab., 2015
Perche-soleil verte	<i>Lepomis cyanellus</i>	Carnivore benthopélagique	-	-	-	1,16 à 3,26	-	-	-	-	Luna-Porres et collab., 2014
Perroquet bleu	<i>Scarus coeruleus</i>	Herbivore pélagique	8,6 ± 2,3	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Perroquet à museau rayé	<i>Scarus rivulatus</i>		4,9 ± 1,2	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
			4,8 ± 0,12	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
Picarel	<i>Spicara smaris</i>	Planctivore pélagique	38,0 ± 4,0	-	-	-	-	-	-	-	Catal et collab., 2012
			14,0 ± 2,5	-	-	-	-	-	-	-	Akozcan et Ugur, 2013
Pilchard de l'Afrique australe	<i>Sardinops ocellata</i>		15 à 77	-	-	-	-	-	-	-	Cherry et collab., 1994
Pilchard de Californie	<i>Sardinops melanostictus</i>		6,8 à 22,2	-	-	-	-	-	-	-	Yamamoto et collab., 1994
Pinjalo	<i>Pinjalo</i> sp.	Omnivore pélagique	2,7 à 6,2	-	-	-	-	-	-	-	Pillai et collab., 2018
Plie	<i>Pleuronectes</i> sp.	Omnivore benthique	1,34 à 6,35	-	-	-	-	-	-	-	Pollard et collab., 1998
Plie canadienne	<i>Hippoglossoides platessoides</i>		-	1,53 ± 0,06	-	7,7 ± 0,4	-	-	0,39 ± 0,02	-	Carvalho et collab., 2011c
Poisson-chat bleu	<i>Ictalurus furcatus</i>		-	-	-	0,93 à 1,37	-	-	-	-	Luna-Porres et collab., 2014
Poisson chauve-souris	<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	Omnivore pélagique	1,53	-	-	-	-	-	-	-	Saito et collab., 2003
Poisson-chirurgien noir à queue blanche	<i>Acanthurus gahhm</i>	Herbivore pélagique	1,52 à 1,64	-	-	-	-	-	-	-	Hassona et collab., 2008

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins	
Poisson-chirurgien zébré	<i>Acanthurus sohal</i>	Herbivore pélagique	1,7	-	-	-	-	-	-	-	Hassona et collab., 2008
Poisson-lapin	<i>Siganus sp.</i>		0,09 à 0,11	-	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
	<i>Siganus rivulatus</i>		4,37 à 32,23	-	-	-	-	-	-	-	El Samad et collab., 2010
Poisson-la-pli	<i>Diapterus auratus</i>	Omnivore benthique	12 ± 2	-	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002
Poisson-perroquet	<i>Scarus sordidus</i>	Carnivore pélagique	0,63	-	-	-	-	-	-	-	Hassona et collab., 2008
Poisson rouge	<i>Carassius auratus</i>	Planctivore benthopélagique	410 ± 92	700 ± 90	-	3 950 ± 880	-	-	-	-	Skipperud et collab., 2013
			21 à 115	39 à 132	83 à 367	264 à 645	119 à 154	-	67 à 391	328 à 591	Garcia-Orellana et collab., 2016
Poisson-sabre	<i>Trichiurus lepturus</i>	Carnivore benthopélagique	9 ± 3	-	-	-	-	-	-	-	Alonso-Hernandez et collab., 2002
Poisson sabre ciméterre	<i>Lepturacanthus savala</i>		5,3 ± 0,5	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2011c
			22,6 ± 6,2	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Pompaneau lune	<i>Trachinotus blochii</i>	Omnivore benthopélagique	2,2	-	-	-	-	-	-	-	Hassona et collab., 2008
Pompano	<i>Trachinotus sp.</i>		0,14 à 0,18	-	-	-	-	-	-	-	Al-Masri et collab., 2000
Pomfret noir	<i>Apolectus niger</i>	Carnivore pélagique	24 ± 1	22 ± 2	-	-	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2010
Poney à rayures dorées	<i>Leiognathus daura</i>	Omnivore benthique	8,2 ± 0,6	-	-	-	-	-	-	-	Pillai et collab., 2018
Raconda	<i>Raconda russeliana</i>	Carnivore pélagique	42,5 ± 8,9	-	-	-	-	-	-	-	Khan et Wesley, 2012a
Raie	<i>Trygon sp.</i>	Carnivore benthopélagique	1,41	-	-	-	-	-	-	-	Kannan et collab., 2001
			0,13 à 1,53	-	-	-	-	-	-	-	Pollard et collab., 1998

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins	
Raie aigle	<i>Pteromylaeus bovinus</i>	Carnivore benthopélagique	7,2 ± 3,5	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
Rascasse rouge	<i>Scorpaena scrofa</i>	Carnivore benthique	0,06 à 0,10	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000
			10 ± 2	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012
Requin	<i>Carcharias</i> sp.	Carnivore pélagique	5,67	–	–	–	–	–	–	–	Kannan et collab., 2001
Requin bleu	<i>Prionace glauca</i>		1,0 ± 0,8	–	–	–	–	–	–	–	Deiaa et collab., 2020
Requin corail	<i>Triaenodon obesus</i>		2,1	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008
Requin épée	<i>Scoliodon sorrakowah</i>		21,8 ± 2,3	11,0 ± 1,1	–	–	–	–	–	–	Suriyanarayanan et collab., 2008
Requin grande-gueule	<i>Megachasma pelagios</i>	Zooplanctivore pélagique	4,95	–	–	4,74	–	–	–	–	de Moura et collab., 2015
Requin hô	<i>Galeorhinus australis</i>	Carnivore benthopélagique	0,1 ± 0,1	–	–	–	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016
Requin à joues blanches	<i>Carcharhinus dussumieri</i>	Carnivore pélagique	0,25 ± 0,07	–	–	–	–	–	–	–	Mishra et collab., 2009
Requin à pointes noires	<i>Carcharhinus melanopterus</i>		0,4 à 4,5	–	–	–	–	–	–	–	Hemalatha et collab., 2014
Rouget	<i>Mullus barbatus</i>	Carnivore benthique	75,3 ± 3,0	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012
			60,0 ± 3,0	–	–	–	–	–	–	–	Akozcan et Ugur, 2013
			49 à 91	–	–	–	–	–	–	–	–
Rouget à queue rayée	<i>Upeneus vittatus</i>	Carnivore benthique	22,6 ± 3,9	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
Rouget-barbet indien	<i>Parupeneus indicus</i>		31,2 ± 0,9	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
Rouget-barbet de roche	<i>Mullus surmuletus</i>		3,0 ± 0,3	–	–	–	–	–	–	–	–
		30,6 ± 4,8	–	–	–	28,9 ± 2,5	30,0 ± 4,4	–	–	–	Kılıç et collab., 2018



Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence	
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins		
Rouget-souris	<i>Upeneus sp.</i>	Carnivore benthique	17,98	–	–	–	–	–	–	–	Kannan et collab., 2001	
Rouget-souris aurore	<i>Upeneus sulphureus</i>		1,0 ± 0,2	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018	
Rouget-souris à bande sombre	<i>Upeneus tragula</i>		6,08 ± 0,18	–	–	–	–	–	–	–	Mishra et collab., 2009	
Rouvet	<i>Ruvettus pretiosus</i>	Carnivore pélagique	0,72 ± 0,02	4,7 ± 0,3	–	36,1 ± 1,6	–	–	7,9 ± 0,5	–	Carvalho, 2011	
Sabre	<i>Chirocentrus dorab</i>		134,5 ± 5,5	19,5 ± 0,9	–	–	–	–	–	–	Suriyanarayanan et collab., 2008	
			1,5 à 6,0	–	–	–	–	–	–	–	Hemalatha et collab., 2020	
			5,5 ± 0,5	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c	
			12,5 ± 2,8	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a	
Sabre noir	<i>Aphanopus carbo</i>		0,33 ± 0,02	6,2 ± 0,4	–	8,7 ± 0,5	–	–	15,4 ± 0,5	–	Carvalho, 2011	
			0,3	–	–	–	–	–	–	–	Carvalho et Oliveira, 2008	
Sandre doré européen	<i>Sander lucioperca</i>			2	8	–	11	–	–	–	Skipperud et collab., 2013	
Sapsap	<i>Liognathus sp.</i>		Carnivore benthopélagique	29,16	–	–	–	–	–	–	–	Kannan et collab., 2001
Sapsap rayé	<i>Leiognathus fasciatus</i>			9,2 ± 0,6	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
		7,9 ± 3,6		–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a	
Sapsap voile orange	<i>Leiognathus bindus</i>	11,2 ± 1,1		–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018	
Sar	<i>Diplodus sargus</i>	Carnivore benthique	0,52 ± 0,01	25 ± 1	39 ± 1	28 ± 1	–	–	–	–	Carvalho, 2011	
			2,2 à 8,2	–	–	–	–	–	–	–	Cherry et collab., 1994	
			12,1 ± 2,0	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012	
			10,15 à 34,51	–	–	–	–	–	–	–	–	El Samad et collab., 2010

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence	
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins		
Sardine	<i>Sardina pilchardus</i>	Planctivore pélagique	66 ± 2	197 ± 16	28 000 ± 2 000	2 140 ± 60	–	–	275 ± 9	–	Carvalho, 2011	
			1,07 à 28,1	–	–	–	–	–	–	–	Strok et Smodis, 2011	
			4,6 ± 0,8	–	–	56 ± 10	37,4 ± 7,3	–	–	–	Kılıç et collab., 2018	
			126 ± 4,0	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012	
			91,3 ± 3,8	–	–	–	–	–	–	–	Akozcan et Ugur, 2013	
			74 à 150	–	–	–	–	–	–	–	Akozcan, 2013	
			7 ± 0,4	–	–	–	–	–	–	–	Deiaa et collab., 2020	
			30	–	–	–	–	–	–	–	Carvalho et Oliveira, 2008	
Sardine arc-en-ciel	<i>Dussumieria acuta</i>	Planctivore pélagique	52	–	–	888	–	–	535	–	Strady et collab., 2015	
Sardinelle	<i>Sardinella sp.</i>		38,9 ± 6,2	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a	
Sardinelle brésilienne	<i>Sardinella brasiliensis</i>		0,14 à 0,38	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000	
Sardinelle indienne	<i>Sardinella longiceps</i>		5,77	–	–	–	–	–	–	–	–	Kannan et collab., 2001
			3,22	–	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003
			190 ± 5	153 ± 8	–	–	–	–	–	–	–	Suriyanarayanan et collab., 2010
			6,2 ± 0,7	–	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
Sardinelle tambour	<i>Sardinella fimbriata</i>		27,2 ± 1,9	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c	
Sargue australe	<i>Rhabdosargus globiceps</i>	Omnivore benthopélagique	39,8 ± 8,9	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a	
			35,6 ± 5,9	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
			23 ± 2	–	–	–	–	–	–	–	Cherry et collab., 1994	

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins	
Saumon	<i>Salmo sp.</i>	Carnivore pélagique	0,13 à 0,25	–	–	–	–	–	–	–	Pollard et collab., 1998
Saumon atlantique	<i>Salmo salar</i>		0,3 ± 0,1	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018
Saupe	<i>Sarpa salpa</i>	Omnivore pélagique	14,0 ± 2,0	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012
			n.d.	–	–	–	–	–	–	–	Akozcan et Ugur, 2013
Saupe de mer Rouge	<i>Crenidens crenidens</i>		3,3 ± 0,26	–	–	–	–	–	–	–	Uddin et collab., 2012
Scopelidé	<i>Harpadon nehereus</i>	Carnivore benthopélagique	0,9 à 14,5	–	–	–	–	–	–	–	Hemalatha et collab., 2014
Sébaste du Nord	<i>Sebastes mentella</i>	Omnivore bathypélagique	0,48 ± 0,02	5,7 ± 0,2	–	24,7 ± 1,0	–	–	5,3 ± 0,2	–	Carvalho et collab., 2011c
Sélar	<i>Selar crumenophthalmus</i>	Planctivore pélagique	28 ± 4	–	–	–	–	–	–	–	Alonso-Hernandez et collab., 2002
Sélar aile noire	<i>Alepes melanoptera</i>		5,7 ± 0,3	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018
Sélar queue jaune	<i>Atule mate</i>		6,2 ± 0,5	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
Sérieole couronnée	<i>Seriola dumerili</i>	Carnivore pélagique	0,09 ± 0,005	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000
Serran écriture	<i>Serranus scriba</i>	Carnivore benthique	1,1 ± 0,5	–	–	48,6 ± 8,0	10,1 ± 1,9	–	–	–	Kılıç et collab., 2018
Serran cabrille	<i>Serranus cabrilla</i>		3,00 ± 1,0	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012
Sigan pintade	<i>Siganus canaliculatus</i>	Herbivore pélagique	14,7 ± 0,9	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018
Sigan vermiculé	<i>Siganus argenteus</i>		3,8	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008
Silure grenouille	<i>Clarias batrachus</i>	Omnivore benthique	1,54 ± 0,11	–	–	–	–	–	–	–	Giri et collab., 2012
Silure glane	<i>Silurus glanis</i>		< 2	–	–	–	–	–	–	–	Follonosa et collab., 2015
Soldat courbines	<i>Nibea soldado</i>	Carnivore pélagique	1,8 ± 0,07	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence	
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins		
Sole	<i>Solea sp.</i>	Carnivore benthique	0,16 ± 0,07	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000	
Sole commune	<i>Solea solea</i>		1,7 ± 0,5	1,9 ± 0,5	96,4 ± 6,7	61,1 ± 4,7	14,3 ± 1,4	7,2 ± 0,9	–	–	Connan et collab., 2007	
			–	–	–	72,4 à 247,9	33,4 à 34,6	–	–	–	Aslan et collab., 2018	
			0,8 ± 0,5	–	–	–	–	–	–	–	Desideri et collab., 2011	
			3,0 ± 0,3	–	–	–	–	–	–	–	Deiaa et collab., 2020	
			15,0 ± 3,0	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012	
Sole de Commerson	<i>Synaptura commersoniana</i>		38 ± 2	24 ± 2	–	–	–	–	–	–	Suriyanarayanan et collab., 2010	
			38,6 ± 1,8	8,4 ± 0,8	–	–	–	–	–	–	Suriyanarayanan et collab., 2008	
			8,5 à 15,6	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018	
Sole-langue	<i>Cynoglossus sp.</i>		20,83	–	–	–	–	–	–	–	Kannan et collab., 2001	
Sole pantoufle	<i>Trinectes paulistanus</i>	5,61	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003		
Spare broyeuse	<i>Sparodon durbanensis</i>	Planctivore benthique	6,8 ± 0,5	–	–	–	–	–	–	–	Cherry et collab., 1994	
Squale liche	<i>Dalatias licha</i>	Carnivore benthique	0,03 ± 0,003	–	–	–	–	–	–	–	Carvalho et collab., 2011c	
Tacaud commun	<i>Trisopterus luscus</i>	Carnivore benthopélagique	2,87 ± 0,06	–	–	–	–	–	–	–	Carvalho et collab., 2011c	
			12 ± 0,7	–	–	–	–	–	–	–	Deiaa et collab., 2020	
Tambour rayé	<i>Micropogonias furnieri</i>	Omnivore benthique	6 ± 1	–	–	–	–	–	–	–	Alonso-Hernandez et collab., 2002	
			2,87	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003	
Tarakihi	<i>Nemadactylus macropterus</i>	Carnivore pélagique	1,07 à 2,90	–	–	–	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016	
Tarpon indo-pacifique	<i>Megalops cyprinoides</i>		5,4 ± 0,4	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
			4,0 ± 0,6	–	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence	
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins		
Tassergal	<i>Pomatomus saltatrix</i>	Carnivore pélagique	25 ± 4	–	–	–	–	–	–	–	Cherry et collab., 1994	
Terpuga	<i>Pleurogrammus azonus</i>	Planctivore benthique	2,1 à 2,3	–	–	–	–	–	–	–	Yamamoto et collab., 1994	
Thazard barré	<i>Scomberomorus cavalla</i>	Carnivore pélagique	15,5 ± 7,5	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a	
Thazard ponctué	<i>Scomberomorus guttatus</i>		21,3 ± 6,3	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
			2,0 à 3,0	–	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
			2,3 ± 0,4	–	–	–	–	–	–	–	–	Uddin et collab., 2012
Thazard rayé	<i>Scomberomorus commerson</i>		2,1 ± 0,3	–	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018
			6,42	–	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008
Thazard tigre	<i>Scomberomorus semifasciatus</i>		3,6 ± 0,3	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
			23,8 ± 4,6	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
Thiof	<i>Epinephelus aeneus</i>	Carnivore benthique	0,08 ± 0,01	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000	
Thon blanc	<i>Thunnus alalunga</i>	Carnivore pélagique	5	–	–	–	–	–	–	–	–	Carvalho et Oliveira, 2008
			1,32 ± 0,37	–	–	–	–	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016
Thon dents de chien	<i>Gymnosarda unicolor</i>		4,65	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008	
Thon frégate	<i>Auxis thazard</i>		40,9 ± 5,2	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2016	
Thon jaune	<i>Thunnus albacares</i>		11,6 ± 2,4	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
			19,9 ± 9,1	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
			72,3 ± 9,7	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2016
			2,3 ± 0,3	–	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018
		0,45	–	–	–	–	–	–	–	–	–	Ruelas-Inzunza et collab., 2012

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins	
Thon mignon	<i>Thunnus tonggol</i>	Carnivore pélagique	48,5 ± 12,3	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2016
Thon obèse	<i>Thunnus obesus</i>		3,0 ± 0,1	8,0 ± 0,3	–	268 ± 9	–	–	63 ± 1	–	Carvalho, 2011
Thon rouge du Nord	<i>Thunnus thynnus</i>		24,4 à 26,3	–	–	–	–	–	–	–	Yamamoto et collab., 1994
Thon rouge du Sud	<i>Thunnus maccoyii</i>		1,11 ± 0,28	–	–	–	–	–	–	–	Pearson et collab., 2016
Thonine commune	<i>Euthynnus alletteratus</i>		0,10 à 0,34	–	–	–	–	–	–	–	Al-Masri et collab., 2000
Thonine orientale	<i>Euthynnus affinis</i>		11,1 ± 1,2	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
			22,5 ± 5,2	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
			92,5 ± 7,9	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2016
			5,0 ± 0,4	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
Tilapia	<i>Tilapia sp.</i>		Omnivore benthopélagique	1,33 ± 0,04	–	–	–	–	–	–	–
Tilapia du Mozambique	<i>Oreochromis mossambicus</i>	2,21 à 3,67		1,34 à 1,84	–	–	–	–	–	–	Shaheed et collab., 1997
		5,4 à 8,6		–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018
Toroumoque japonais	<i>Arctoscopus japonicus</i>	Omnivore benthique	4,3 à 6,7	–	–	–	–	–	–	–	Yamamoto et collab., 1994
Truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Omnivore benthopélagique	0,06 à 0,18	–	–	–	–	–	–	–	Strok et Smodis, 2011
Truite brune	<i>Salmo trutta</i>		0,06 à 0,12	–	–	–	–	–	–	–	Strok et Smodis, 2011
Veirade	<i>Diplodus vulgaris</i>	Carnivore benthique	14,1 ± 2,0	–	–	–	–	–	–	–	Catal et collab., 2012
Verrue tête	<i>Larimus breviceps</i>	Planctivore benthique	6,94	–	–	–	–	–	–	–	Saito et collab., 2003
Vieille commune	<i>Labrus bergylla</i>	Carnivore benthique	1,4 ± 0,3	–	–	20,9 ± 2,7	62,5 ± 5,9	–	–	–	Kılıç et collab., 2018
Vieille Saint-Silac	<i>Plectropomus maculatus</i>	Carnivore pélagique	0,25	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008

Nom commun	Nom latin	Type de poissons	Activité (Bq/kg)								Référence	
			Muscles	Os	Intestins	Foie	Branchies	Peau	Gonades	Reins		
Violon crépuscule	<i>Pelates quadrilineatus</i>	Carnivore pélagique	5,9 ± 0,9	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c	
			16,8 ± 4,8	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a	
Violon jarbua	<i>Terapon jarbua</i>		2,0 à 7,3	–	–	–	–	–	–	–	Pillai et collab., 2018	
Vivaneau	<i>Lutjanus sp.</i>		9 ± 3	–	–	–	–	–	–	–	Alonso-Hernandez et collab., 2002	
Vivaneau blanc	<i>Pristipomoides filamentosus</i>		0,85	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008	
Vivaneau bourgeois	<i>Lutjanus sebae</i>		8,9 ± 2,8	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a	
Vivaneau bossu	<i>Lutjanus gibbus</i>		0,98	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008	
Vivaneau campêche	<i>Lutjanus campechanus</i>		35,0 ± 12,4	–	–	–	–	–	–	–	–	Makmur et collab., 2020
			0,7 à 1,4	–	–	–	–	–	–	–	–	Hemalatha et collab., 2020
Vivaneau à deux taches	<i>Lutjanus bohar</i>		2,0 ± 0,2	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2011c
			12,9 ± 6,6	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
			1,6	–	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008
Vivaneau à doris	<i>Lutjanus fulviflamma</i>		0,9 ± 0,2	–	–	–	–	–	–	–	Ababneh et collab., 2018	
Vivaneau malabar	<i>Lutjanus malabaricus</i>		16,9 ± 7,5	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a	
Vivaneau maori	<i>Lutjanus rivulatus</i>		12,5 ± 3,8	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a	
Vivaneau noir et blanc	<i>Macolor niger</i>		0,9	–	–	–	–	–	–	–	Hassona et collab., 2008	
Vivaneau à queue jaune	<i>Ocyurus chrysurus</i>		20 ± 3	–	–	–	–	–	–	–	Alonso-Hernandez et collab., 2002	
Vivaneau à raies bleues	<i>Lutjanus notatus</i>		7,9 ± 2,6	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a	
Vivaneau ziebelo	<i>Lutjanus johnii</i>		13,2 ± 6,7	–	–	–	–	–	–	–	–	Khan et Wesley, 2012a
			38 ± 2	26 ± 2	–	–	–	–	–	–	–	Suriyanarayanan et collab., 2010

Les facteurs de bioconcentration du polonium répertoriés dans la littérature reflètent les données d'accumulation du polonium par les poissons. Les FBC du  $^{210}\text{Po}$ , répertoriés pour l'organisme en entier, varient entre 500 et  $2 \times 10^3$  (tableau 16.). Dans les différents organes, les FBC varient entre 55 et  $5 \times 10^5$  (tableau 17. facteurs de bioconcentration du  $^{210}\text{po}$  ), ce qui confirme le potentiel de bioaccumulation du polonium dans ces organismes.

**Tableau 16.** Facteurs de bioconcentration du  $^{210}\text{Po}$  dans les poissons, tels que répertoriés dans la littérature

Espèce	FBC $\pm$ Écart-type	Référence
Poissons pélagiques	$2,4 \times 10^2 \pm 2,0 \times 10^2$	Wood et collab., 2010
Poissons pélagiques	$2,4 \times 10^2$	ERICA
Poissons benthiques	$2,4 \times 10^2$	ERICA
Poissons	500	Thompson et collab., 1972
Poissons	$2 \times 10^3$	IAEA, 1994



**Tableau 17.** Facteurs de bioconcentration du <sup>210</sup>Po vers les organes du poisson, tels que répertoriés dans la littérature

Localisation	Nom latin	Nom commun	FBC Eau-muscles	FBC Eau-os	FBC Eau-peau	FBC Eau-branchies	FBC Eau-foie	FBC Eau- Intestins	Référence
<b>Eau douce</b>									
Vallée de l'Okanagan, Colombie-Britannique	<i>Salmo gairdneri</i>	Truite arc-en-ciel	55	138	–	–	–	–	Mahon, 1982
	<i>Catostomus catostomus</i>	Meunier rouge	830	–	–	–	–	–	
Rivière Kaveri, Inde	<i>Mystus vittatus</i>	Bagre jaune	3,19 à 3,65 x 10 <sup>3</sup>	2,51 à 2,85 x 10 <sup>3</sup>	–	–	–	–	Shaheed et collab., 1997
	<i>Puntius chola</i>	–	2,24 à 2,46 x 10 <sup>3</sup>	1,29 à 1,79 x 10 <sup>3</sup>	–	–	–	–	
	<i>Oreochromis mossambicus</i>	Tilapia du Mozambique	2,87 à 2,89 x 10 <sup>3</sup>	1,31 à 1,74 x 10 <sup>3</sup>	–	–	–	–	
Étang Mutharasanallur, Inde	<i>Mystus vittatus</i>	Bagre jaune	1,9 x 10 <sup>4</sup>	1,2 x 10 <sup>4</sup>	–	–	–	–	Hameed et collab., 1997
	<i>Oreochromis mossambicus</i>	Tilapia du Mozambique	1,0 x 10 <sup>4</sup>	6,8 x 10 <sup>3</sup>	–	–	–	–	
<b>Eau salée</b>									
Golfe de Gdansk, Pologne	<i>Clupea harengus</i>	Hareng	0,9 x 10 <sup>4</sup>	–	–	4,3 x 10 <sup>4</sup>	1,9 x 10 <sup>4</sup>	9,5 x 10 <sup>4</sup>	Skwarzec, 1988
	<i>Gadus morhua</i>	Morue de l'Atlantique	2 x 10 <sup>4</sup>	–	–	4,4 x 10 <sup>4</sup>	2,7x 10 <sup>5</sup>	40,7 x 10 <sup>4</sup>	
	<i>Pleuronectes flesus</i>	Flet commun	0,6 x 10 <sup>4</sup>	–	–	1,9 x 10 <sup>4</sup>	2,5 x 10 <sup>4</sup>	3,2 x 10 <sup>4</sup>	
La Manche, France	<i>Solea solea</i>	Sole commune	9,2 x 10 <sup>2</sup>	1,2 x 10 <sup>3</sup>	5,3 x 10 <sup>3</sup>	9,1 x 10 <sup>3</sup>	3,4 x 10 <sup>4</sup>	4,5 x 10 <sup>4</sup>	Connan et collab., 2007
	<i>Sparus sp.</i>	Dorade	2,2 x 10 <sup>3</sup>	9,7 x 10 <sup>3</sup>	9,5 x 10 <sup>3</sup>	1,2 x 10 <sup>4</sup>	1,2 x 10 <sup>5</sup>	1,4 x 10 <sup>5</sup>	

Localisation	Nom latin	Nom commun	FBC Eau-muscles	FBC Eau-os	FBC Eau-peau	FBC Eau-branchies	FBC Eau-foie	FBC Eau- Intestins	Référence
<b>Eau salée</b>									
Corée	<i>Engraulis japonicus</i>	Anchois japonais	4,8 x 10 <sup>4</sup>	–	–	–	–	4,1 x 10 <sup>5</sup>	Kim et collab., 2017
	<i>Scomber japonicus</i>	Maquereau espagnol	1 x 10 <sup>3</sup>	–	1,6 x 10 <sup>4</sup>	–	5,3 x 10 <sup>5</sup>	1,8 x 10 <sup>5</sup>	
	<i>Trichiurus lepturus</i>	Sabre	6,9 x 10 <sup>3</sup>	–	–	–	–	1,9 x 10 <sup>5</sup>	
	<i>Trachurus japonicus</i>	Chinchard du Japon	6,5 x 10 <sup>3</sup>	–	6,3 x 10 <sup>4</sup>	–	–	1,4 x 10 <sup>5</sup>	
	<i>Branchiostegus japonicus</i>	Poisson-tuile rouge	3,8 x 10 <sup>3</sup>	–	8 x 10 <sup>3</sup>	–	–	6,1 x 10 <sup>4</sup>	
	<i>Paralichthys olivaceus</i>	Cardeau hirame	6 x 10 <sup>2</sup>	–	3,1 x 10 <sup>4</sup>	–	2,7 x 10 <sup>5</sup>	2,8 x 10 <sup>6</sup>	
Parangipettai, Inde	<i>Composite des 15 espèces de poissons</i>		3,3 x 10 <sup>4</sup>	7,0 x 10 <sup>3</sup>	–	–	–	–	Raja et Hameed, 2010
Tamil Nadu, Inde	<i>Argyrosomus amoyensis</i>	Maigre d'arnoy	4 x 10 <sup>4</sup>	2 x 10 <sup>4</sup>	–	–	–	–	Suriyanarayanan et collab., 2010
	<i>Apolectus niger</i>	Pomfret noir	6 x 10 <sup>4</sup>	6 x 10 <sup>4</sup>	–	–	–	–	
	<i>Synaptura commersoniana</i>	Sole de Commerson	9 x 10 <sup>4</sup>	6 x 10 <sup>4</sup>	–	–	–	–	
	<i>Lutjanus johnii</i>	Vivaneau ziebelo	9 x 10 <sup>4</sup>	7 x 10 <sup>4</sup>	–	–	–	–	
	<i>Liza vaigiensis</i>	Mulet mopiro	1 x 10 <sup>4</sup>	5 x 10 <sup>4</sup>	–	–	–	–	
	<i>Sphyaena barracuda</i>	Barracuda	1 x 10 <sup>5</sup>	1 x 10 <sup>4</sup>	–	–	–	–	
	<i>Tachysurus jella</i>	Mâchoiron aile noire	1 x 10 <sup>4</sup>	5 x 10 <sup>4</sup>	–	–	–	–	

Localisation	Nom latin	Nom commun	FBC Eau-muscles	FBC Eau-os	FBC Eau-peau	FBC Eau-branchies	FBC Eau-foie	FBC Eau- Intestins	Référence
<b>Eau salée</b>									
Tamil Nadu, Inde	<i>Eleutheronema tetradactylum</i>	Barbure à quatre doigts	3 x 10 <sup>5</sup>	2 x 10 <sup>4</sup>	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2010
	<i>Sardinella longiceps</i>	Sardinelle indienne	5 x 10 <sup>5</sup>	4 x 10 <sup>5</sup>	-	-	-	-	
Pointe Calimère, Inde	<i>Dasyatis uarnak</i>	Pastenague léopard	7,3 x 10 <sup>4</sup>	1,0 x 10 <sup>4</sup>	-	-	-	-	Suriyanarayanan et collab., 2008
	<i>Scoliodon sorrakowah</i>	Requin épée	3,6 x 10 <sup>5</sup>	1,7 x 10 <sup>5</sup>	-	-	-	-	
	<i>Synaptura commersoniana</i>	Sole de Commerson	2,9 x 10 <sup>5</sup>	9,8 x 10 <sup>4</sup>	-	-	-	-	
	<i>Chirocentrus dorab</i>	Sabre	6,1 x 10 <sup>5</sup>	7,8 x 10 <sup>3</sup>	-	-	-	-	
	<i>Tachysurus jella</i>	Mâchoiron aile noire	1,1 x 10 <sup>6</sup>	8,4 x 10 <sup>3</sup>	-	-	-	-	
Selaata, Liban	<i>Scorpaena scrofa</i>	Rascasse rouge	5,3 x 10 <sup>3</sup>	-	-	-	-	-	Aoun et collab., 2015
	<i>Siganus rivulatus</i>	Sigan marbré	3 x 10 <sup>4</sup>	-	-	-	-	-	
	<i>Diplodus sargus</i>	Sar commun	1,7 x 10 <sup>3</sup>	-	-	-	-	-	
	<i>Oblada melanura</i>	Oblade	4,8 x 10 <sup>2</sup>	-	-	-	-	-	
	<i>Pagellus erythrinus</i>	Pageot commun	1 x 10 <sup>3</sup>	-	-	-	-	-	

Localisation	Nom latin	Nom commun	FBC Eau-muscles	FBC Eau-os	FBC Eau-peau	FBC Eau-branchies	FBC Eau-foie	FBC Eau- Intestins	Référence
Byblos, Liban	<i>Lithognathus mormyrus</i>	Marbré	3,7 x 10 <sup>3</sup>	–	–	–	–	–	Aoun et collab., 2015
	<i>Trachurus trachurus</i>	Chinchard	3,6 x 10 <sup>3</sup>	–	–	–	–	–	
	<i>Pagellus erythrinus</i>	Pageot commun	1,9 x 10 <sup>3</sup>	–	–	–	–	–	
	<i>Siganus rivulatus</i>	Sigan marbré	4,7 x 10 <sup>4</sup>	–	–	–	–	–	

L'accumulation de polonium dans les poissons a été observée au pourtour de différents sites miniers. Skipperud et ses collaborateurs (2013) ont rapporté des concentrations élevées de  $^{210}\text{Po}$  dans différents organes de poissons du lac Toboshar, situé dans une zone d'extraction d'uranium au Tadjikistan. Les activités dans le foie, les os et les muscles étaient respectivement comprises entre 590 et 9 400 Bq/kg, 270 et 1 400 Bq/kg et 130 et 1 300 Bq/kg. Il en était de même sur le site d'extraction minière d'uranium situé près d'Elliot Lake (fermé en 1996), en Ontario. Après le début des travaux miniers en 1955, les populations de poissons de pêche sportive en aval du site minier ont rapidement décliné à la suite d'un ralentissement de leur reproduction. Les lacs touchés ont montré des teneurs élevées en solides en suspension et en radionucléides, ainsi qu'un pH acide (Santé Canada, 2009). Avec l'arrivée de nouvelles technologies pour le traitement des effluents, les eaux traitées ont atteint les niveaux réglementaires pour les eaux potables vers la fin des années 1960 et le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario a permis la réintroduction de poissons de pêche sportive dans les lacs concernés au début des années 1980. Néanmoins, des analyses effectuées en 1998 ont montré la présence résiduelle de radionucléides provenant de la chaîne de désintégration de l'uranium naturel, incluant le  $^{210}\text{Po}$ , dans des poissons provenant de lacs situés à proximité de l'ancien site minier à des niveaux supérieurs à ceux observés dans des lacs de contrôle. Le tableau 18. activité rapporte des exemples des activités mesurées dans les os et la chair de poissons de ce secteur lors de cette campagne.

**Tableau 18.** Activité en  $^{210}\text{Po}$  dans des poissons prélevés dans les environs d'un ancien site d'extraction minière d'uranium situé près d'Elliot Lake, en Ontario.

Provenance	Activité dans les os (Bq/kg)	Activité dans les muscles (Bq/kg)
Lac Quirke	168 ± 34	26 ± 4
Lac Whiskey	208 ± 33	< 20
Lac contrôle	20 ± 0	< 20

Source: Clulow et collab., 1998

### 3.9. Amphibiens et reptiles

À notre connaissance, il existe peu d'études sur le potentiel de bioaccumulation du polonium chez les amphibiens et les reptiles.

Wood et ses collaborateurs (2010) ont mis en évidence que chez les tortues, environ 37,6 % du polonium est bioaccumulé dans les os et la carapace, et que 62,4 % se retrouve dans le foie, les reins et les muscles. Chez les autres reptiles (lézards, crocodiles, serpents), ce pourcentage est de 9,5 % dans les os et de 90,5 % dans le foie, les reins et les muscles (Wood et collab., 2010).

Les travaux de Wood et ses collaborateurs (2010) leur ont également permis de calculer des facteurs de bioconcentration des écosystèmes d'eau douce vers les reptiles pour 35 éléments, y compris le  $^{210}\text{Po}$ . Les résultats, présentés au tableau 19., indiquent que l'accumulation de ce radionucléide serait semblable chez les tortues et les autres reptiles étudiés. Les facteurs de bioconcentration compris entre 1 490 et 7 310 suggèrent un potentiel de bioaccumulation élevé à partir de l'eau. Le potentiel de bioaccumulation à partir des écosystèmes terrestres (tableau 20.) est quant à lui jugé faible.

**Tableau 19.** Facteurs de bioconcentration du  $^{210}\text{Po}$  des écosystèmes d'eau douce vers les reptiles

Espèce	FBC $\pm$ Écart-type	Nombre de publications consultées
Crocodiles	$7,31 \times 10^3$	1
Lézards	$4,72 \times 10^3$	1
Serpents	$1,49 \times 10^3 \pm 6,22 \times 10^2$	3
Tortues	$4,47 \times 10^3 \pm 2,03 \times 10^2$	2
Tous reptiles confondus, excluant les tortues	$3,30 \times 10^3 \pm 2,68 \times 10^3$	5
Tous reptiles confondus	$3,63 \times 10^3 \pm 2,26 \times 10^3$	7

Source : Wood et ses collaborateurs (2010)

**Tableau 20.** Facteurs de bioconcentration du  $^{210}\text{Po}$  des écosystèmes terrestres vers les amphibiens et les reptiles

Espèce	FBC $\pm$ Écart-type	Nombre de publications consultées	Références
Lézards	$11 \pm 25$	13	Wood et collab., 2010
Serpents	0,13	1	Wood et collab., 2010
Vipère péliade ( <i>Vipera berus</i> )	0,13 à 0,15	1	Brown et collab., 2011
Tous reptiles confondus	$10,2 \pm 24$	14	Wood et collab., 2010
Grenouille rousse ( <i>Rana temporaria</i> )	0,04 à 0,05	1	Brown et collab., 2011

### 3.10. Oiseaux

Quelques études ont été réalisées chez les oiseaux, marins ou terrestres. Les résultats obtenus tendent à montrer une accumulation préférentielle dans le foie, les reins et les plumes, dépendamment de la voie d'exposition (ingestion ou dispersion atmosphérique). Ces résultats sont présentés dans les paragraphes suivants.

Une étude de bioaccumulation du polonium a été réalisée chez le poulet d'élevage avec du phosphate dicalcique, utilisé comme supplément de calcium chez les animaux de consommation (p. ex., le bétail, la volaille et le porc). Étant donné que celui-ci peut provenir de roches phosphatées, le produit final peut contenir du  $^{210}\text{Pb}$  et du  $^{210}\text{Po}$ . L'accumulation en  $^{210}\text{Po}$  dans les tissus de poulets d'élevage a été étudiée au cours de leurs 42 premiers jours de vie à la suite de l'ingestion de différentes concentrations de phosphate dicalcique (Casacuberta et collab., 2010). Les auteurs de l'étude ont constaté que les régimes contenant des quantités supérieures de  $^{210}\text{Po}$  (groupes B et C) conduisent à une plus grande accumulation du radionucléide dans les tissus des poulets par rapport au témoin (groupe A). Le  $^{210}\text{Po}$  s'accumule principalement au niveau des reins et du foie (tableau 21.). Ceci pourrait s'expliquer par les similitudes du  $^{210}\text{Po}$  avec le soufre et son affinité pour certains acides aminés, le foie les synthétisant et étant responsable de la dégradation des protéines, tandis que les reins réabsorbent les acides aminés

retrouvés dans le sang. L'accumulation totale en  $^{210}\text{Po}$  dans les tissus est faible par rapport à la quantité excrétée dans les fèces.

**Tableau 21.** Activité en  $^{210}\text{Po}$  dans des tissus de poulets dont l'alimentation contenait différentes concentrations de phosphate dicalcique

Activité du $^{210}\text{Po}$ (Bq/kg)			
	Groupe A (témoin)	Groupe B	Groupe C
Diète 1	2,5 ± 1,0	62 ± 4	116 ± 6
Diète 2	1,7 ± 0,2	57 ± 11	113 ± 13
<b>7 jours Diète 1 + 14 jours Diète 2</b>			
Poitrine	≤ 0,18	0,9 ± 0,4	2,0 ± 0,1
Cuisse	0,1 ± 0,2	0,9 ± 0,3	1,4 ± 0,2
Foie	0,4 ± 0,2	13,6 ± 0,4	15 ± 3
Rein	1,20 ± 0,02	26 ± 4	39,5 ± 0,3
Os	≤ 0,10	1,5 ± 0,8	3,69 ± 0,03
Fèces	4,5 ± 0,7	112 ± 21	321 ± 3
<b>7 jours Diète 1 + 35 jours Diète 2</b>			
Poitrine	≤ 0,05	0,9 ± 0,3	2,5 ± 0,6
Cuisse	≤ 0,03	0,9 ± 0,2	2,3 ± 0,4
Foie	0,2 ± 0,1	25 ± 4	47 ± 13
Rein	1,9 ± 0,3	81 ± 26	222 ± 76
Os	0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,01	0,03 ± 0,01
Fèces	7,5 ± 1,6	217 ± 19	394 ± 6

Source : Casacuberta et collab., 2010

Dans l'environnement naturel, Skwarzec et Fabisiak (2007) ont déterminé l'accumulation en  $^{210}\text{Po}$  chez des oiseaux marins vivant temporairement ou en permanence dans la partie polonaise de la mer Baltique, plus précisément dans la baie de Gdansk et la baie de Puck. Un total de onze espèces a été analysé, dont trois espèces qui résident en permanence au sud de la mer Baltique (*Aythya fuligula*, *Fulica atra* et *Phalacrocorax carbo*), quatre espèces hivernantes (*Somateria mollissima*, *Melanitta fusca*, *Cephus grylle*, *Clangula hyemalis*) et trois espèces migratrices (*Alca torda*, *Uria aalge*, *Gavia stellata*). Les résultats montrent que les accumulations étaient supérieures chez les espèces hivernantes comparativement aux espèces migratrices ou vivant en permanence dans la partie sud de la mer Baltique. Le  $^{210}\text{Po}$  accumulé dans ces oiseaux était distribué de manière non uniforme. Les plus fortes teneurs ont été observées dans les plumes et le foie, les niveaux les plus bas l'ont été dans la peau et les os (tableau 22. activités). Ceci représente des facteurs de bioconcentration eau-oiseau ( $\text{FBC}_{\text{eau-oiseaux}}$ ) allant de  $10^1$  à  $10^4$ , selon les espèces d'oiseaux marins ou les tissus considérés. Les teneurs élevées dans les plumes laissent présager un apport important provenant de l'air ambiant.

Les données obtenues par Skwarzec et Fabisiak (2007) démontrent également que, comme pour d'autres récepteurs écologiques, les niveaux en polonium chez les oiseaux marins dépendent de leurs habitudes alimentaires. Les espèces omnivores (*Clangula hyemalis* et *Melanitta fusca*), soit celles se nourrissant de crustacés, de mollusques, de poissons et de plantes aquatiques, ont accumulé des teneurs en polonium supérieures aux espèces piscivores (*Phalacrocorax carbo* et *Uria aalge*) et herbivores (*Aythya fuligula*). Des études postérieures ont obtenu des résultats similaires chez quatre espèces d'oiseaux marins du Groenland (Hansen et collab., 2020), chez trois espèces de l'archipel de Svalbard, en Norvège (Holm et collab., 2010), ainsi que chez douze espèces d'oiseaux marins de la région de Rio de Janeiro, au Brésil (Godoy et collab., 2014).

Quelques études ont été réalisées chez des oiseaux terrestres vivant à proximité de sites miniers impactés. Dans le bassin versant de la rivière Serpent, un secteur situé près d'Elliot Lake, en Ontario, au Canada, et fortement affecté par l'exploitation uranifère, les concentrations en  $^{210}\text{Po}$  mesurées dans les muscles et le foie de gélinottes huppées (*Bonasa umbellus*) étaient légèrement inférieures à celles des os (Clulow et collab., 1992). Les activités mesurées dans les os variaient de 21 à 24 Bq/kg, celles dans le foie se situaient entre 15 et 16 Bq/kg et celles dans les muscles n'ont été détectées que dans un seul échantillon, à une teneur de 7 Bq/kg. Toujours au Canada, à Key Lake, une ancienne mine d'uranium située en Saskatchewan et site de la plus grande usine de concentration d'uranium au monde, des activités de 126 Bq/kg ont été rapportées dans l'organisme entier de bruants de Lincoln (*Melospiza lincolni*) capturés à proximité de résidus miniers uranifères (Thomas, 2000a). Ces teneurs sont supérieures à celles mesurées chez la même espèce capturée près de l'usine de transformation du minerai (89 Bq/kg) et à un site témoin non contaminé (68 Bq/kg). Dans le même secteur, un facteur de bioconcentration sol-oiseau ( $\text{FBC}_{\text{sol-oiseau}}$ ) de 0,0065 a été obtenu chez une espèce de moineau et de 6,4 chez le bruant des marais (*Melospiza georgiana*) (Thomas, 2000b). Enfin, un  $\text{FBC}_{\text{sol-oiseau}}$  de 0,11 à 0,22, selon la profondeur du sol, a pu être dérivé pour le lagopède des saules (*Lagopus lagopus*) à partir des données présentées par Brown et ses collaborateurs (2011). Ces données, qui démontrent un faible potentiel de bioaccumulation du polonium retrouvé dans les sols, renforcent l'hypothèse que la déposition atmosphérique joue un rôle plus important dans la prise en charge du  $^{210}\text{Po}$  chez les oiseaux, comme cela est le cas chez les autres organismes terrestres.



**Tableau 22.** Activités du  $^{210}\text{Po}$  dans différents organes d'oiseaux marins, telles que répertoriées dans la littérature

Espèce	Alimentation	Activité du $^{210}\text{Po}$ (Bq/kg)							Référence
		Foie	Muscles	Plumes	Os	Peau	Glande uropygienne	Reste des viscères	
Albatros à sourcils noirs ( <i>Thalassarche melanophris</i> )	Omnivore	66 à 88,5	62,6 ± 4,0	–	–	–	–	–	Godoy et collab., 2014
Eider à duvet ( <i>Somateria mollissima</i> )		2,92 ± 0,13	1,24 ± 0,18	2,78 ± 0,69	0,51 ± 0,01	0,83 ± 0,02	–	0,82 ± 0,01	Skwarzec et Fabisiak, 2007
			13,3 à 45,4	17,8 à 207,9	–	–	10,4 à 60,6	–	Holm et collab., 2010
Fou brun ( <i>Sula leucogaster</i> )		23 à 52,2	11 à 35	–	–	–	–	–	Hansen et collab., 2020
		30,7 à 457	10,3 à 298	–	2,2 à 12,6	–	–	–	Godoy et collab., 2014
		–	27,3 à 56	–	–	–	–	102 à 217	Noshkin et collab., 1994
Foulque macroule ( <i>Fulica atra</i> )		–	0,34 ± 0,02	2,99 ± 0,22	3,38 ± 0,24	0,49 ± 0,04	–	2,57 ± 0,02	Skwarzec et Fabisiak, 2007
Frégate superbe ( <i>Fregata magnificens</i> )	Piscivore	–	2,4 à 4,5	–	1,7 ± 1,3	–	–	–	Godoy et collab., 2014
Fuligule morillon ( <i>Aythya fuligula</i> )	Herbivore	0,16 ± 0,04	0,05 ± 0,01	0,47 ± 0,01	1,24 ± 0,01	0,10 ± 0,03	–	1,48 ± 0,01	Skwarzec et Fabisiak, 2007
Fulmar boréal ( <i>Fulmarus glacialis</i> )	Omnivore	–	0,4 à 3,0	–	–	–	–	–	Hansen et collab., 2020
Goéland bourgmestre ( <i>Larus hyperboreus</i> )		–	0,1 à 0,5	–	–	–	–	–	
Goéland dominicain ( <i>Larus dominicanus</i> )		142,7 ± 8,4	41,5 ± 2,5	–	–	–	–	–	Godoy et collab., 2014
Grand cormoran ( <i>Phalacrocorax carbo</i> )	Piscivore	0,29 ± 0,09	0,05 ± 0,01	5,70 ± 0,51	0,22 ± 0,01	0,35 ± 0,05	–	0,32 ± 0,07	Skwarzec et Fabisiak, 2007

Espèce	Alimentation	Activité du <sup>210</sup> Po (Bq/kg)							Référence
		Foie	Muscles	Plumes	Os	Peau	Glande uropygienne	Reste des viscères	
Guillemot de Brünnich ( <i>Uria lomvia</i> )	Omnivore	23,2 à 243,1	8 à 52	–	–	–	–	–	Hansen et collab., 2020
Guillemot à miroir ( <i>Cephus grylle</i> )		6,30 ± 0,58	1,54 ± 0,05	4,05 ± 0,09	1,89 ± 0,07	0,41 ± 0,03	–	–	
Guillemot de Troïl ( <i>Uria aalge</i> )	Piscivore	1,23 ± 0,13	0,07 ± 0,01	2,92 ± 0,15	0,57 ± 0,04	0,15 ± 0,02	–	–	Skwarzec et Fabisiak, 2007
Harelde kakawi ( <i>Clangula hyemalis</i> )	Omnivore	18,9 ± 2,23	2,30 ± 0,4	2,59 ± 0,47	1,98 ± 0,15	5,16 ± 0,03	–	–	
Macreuse brune ( <i>Melanitta fusca</i> )		4,62 ± 0,08	0,73 ± 0,01	3,72 ± 0,16	3,17 ± 0,02	0,82 ± 0,02	–	–	
Manchot de Magellan ( <i>Spheniscus magellanicus</i> )		187 à 359	9,9 à 126,3	–	–	–	–	–	Godoy et collab., 2014
Mergule nain ( <i>Alle alle</i> )	Planctivore	–	1,48 à 5,44	4,3 à 139,3	–	–	–	–	Holm et collab., 2010
Mouette tridactyle ( <i>Rissa tridactyla</i> )	Omnivore	–	1,96 à 5,78	9,24 à 346,6	–	–	3,5 à 15,3	–	
Petit pingouin ( <i>Alca torda</i> )	Piscivore	3,86 ± 0,15	0,99 ± 0,02	2,81 ± 0,003	0,59 ± 0,05	0,66 ± 0,04	–	–	Skwarzec et Fabisiak, 2007
Pétrel soyeux ( <i>Pterodroma mollis</i> )	Omnivore	–	92,8 ± 7,2	–	–	–	–	–	Godoy et collab., 2014
Plongeon catmarin ( <i>Gavia stellata</i> )	Piscivore	3,67 ± 0,09	0,31 ± 0,01	1,05 ± 0,04	0,42 ± 0,09	0,33 ± 0,01	–	–	Skwarzec et Fabisiak, 2007
Puffin à menton blanc ( <i>Procellaria aequinoctialis</i> )	Omnivore	519 ± 31	23,3 à 38,9	–	–	–	–	–	Godoy et collab., 2014
Puffin cendrée ( <i>Calonectris borealis</i> )		–	33,0 ± 6,8	–	–	–	–	–	

Espèce	Alimentation	Activité du <sup>210</sup> Po (Bq/kg)							Référence
		Foie	Muscles	Plumes	Os	Peau	Glande uropygienne	Reste des viscères	
Puffin des Anglais ( <i>Puffinus puffinus</i> )	Omnivore	285 à 526	33,6 à 242	–	13,3 à 57,9	–	–	–	Godoy et collab., 2014
Puffin fuligineux ( <i>Puffinus griseus</i> )		140,6 ± 9,8	13,8 à 35,0	–	–	–	–	–	
Puffin majeur ( <i>Puffinus gravis</i> )		183 à 877	67,5 à 100,3	–	16,4 ± 5,4	–	–	–	
Sterne pierregarin ( <i>Sterna hirundo</i> )	Piscivore	264 ± 18	64,9 ± 3,3	–	–	–	–	–	Noshkin et collab., 1994
Sterne diamant ( <i>Sterna sumatrana</i> )		–	31,0	–	–	–	–	–	

### 3.11. Mammifères

La distribution du polonium dans les tissus de mammifères a été largement étudiée chez les animaux de laboratoire, le bétail et les animaux sauvages. Ces études montrent que, chez les mammifères, de 10 à 50 % du polonium ingéré se lie aux globules rouges du sang ou se distribue dans les tissus bien irrigués, comme le foie, la rate, les reins et la moelle osseuse. Ceci peut s'expliquer par le fait que le  $^{210}\text{Po}$  a une grande affinité pour les protéines retrouvées dans le sang (Rencova et collab., 2004; Thomas, 1964). Il se comporte comme un analogue du soufre, qui se lie ou remplace celui-ci dans les radicaux libres tels que le glutathion ou la métallothionéine (Aposhian et Bruce, 1991; Ansoborlo et collab., 2012).

#### 3.11.1. Études chez des animaux de laboratoire

En laboratoire, l'autoradiographie de souris ayant reçu une dose unique de  $^{210}\text{Po}$  par intraveineuse a montré que le polonium est demeuré en quantité élevée dans le sang pendant les cinq jours qu'a duré le suivi (Soremark et Hunt, 1966). En plus de se retrouver dans le sang, des accumulations importantes ont été observées au niveau des reins, de la rate, du foie et des poumons, mais étaient moindres dans les muscles et les os. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Samuels et ses collaborateurs (1964) qui rapportent des teneurs élevées dans le rein et la rate, comparativement à celles dans les gonades chez des souris ayant reçu des injections intrapéritonéales de polonium. Chez des babouins, les plus fortes accumulations en  $^{210}\text{Po}$  à la suite d'une injection étaient observées dans le foie et les reins, et de faibles teneurs étaient rencontrées dans les muscles, le squelette et le cerveau (Fellman et collab., 1994). Li et ses collaborateurs (2011) ont également observé des accumulations supérieures dans les tissus bien irrigués (foie, reins et rate) chez deux groupes de rats ayant reçu respectivement, par intraveineuse, 2 et 10 kBq de citrate de polonium par rat (tableau 23. activités ).

**Tableau 23.** Activités en  $^{210}\text{Po}$  dans différents organes de deux groupes de rats

Tissus	Activité en $^{210}\text{Po}$ (Bq/g)	
	Rats faiblement exposés <sup>1</sup>	Rats fortement exposés <sup>2</sup>
Foie	13 à 22	92 à 130
Sang	9,1 à 17	24 à 71
Os	4,0 à 6,8	9,8 à 27
Système digestif	8,2 à 18	22 à 39
Reins	22 à 62	120 à 260
Poumons	15 à 19	37 à 82
Muscles	1,0 à 2,6	3,9 à 8,4
Rate	67 à 120	260 à 550

<sup>1</sup> Injection unique de 2 kBq

<sup>2</sup> Injection unique de 10 kBq

Source : Li et collab., 2011

Différentes études réalisées en laboratoire ont démontré que l'accumulation du polonium dans l'organisme varie en fonction du mode d'exposition (Stannard, 1964; Casarett, 1964e, 1964f; Morrow et collab., 1964). L'excrétion urinaire est en général plus élevée après une exposition par voie orale. La teneur dans les globules rouges est considérablement plus élevée après gavage qu'après injection par

intraveineuse, tandis que les teneurs dans les reins, la rate, la moelle osseuse et les ganglions lymphatiques sont en général plus faibles. Les concentrations dans les autres tissus seraient indépendantes de la voie d'exposition. Le métabolisme des espèces exposées influencerait également les niveaux accumulés à l'intérieur des différents organes (Stannard et Smith, 1964). Par contre, d'après les résultats disponibles, l'accumulation serait indépendante de la forme (Casarett et Morrow, 1964; Morrow et collab., 1964), du sexe et de l'âge de l'animal (Bunzl et Kracke, 1984). À la suite d'une exposition par inhalation, la plupart du  $^{210}\text{Po}$  se dépose dans la région alvéolaire des poumons. De plus petites quantités se retrouvent dans les bronchioles terminales et respiratoires (Casarett, 1964g). La clairance, par les voies respiratoires et la circulation sanguine, commencerait immédiatement après le début de l'exposition par inhalation (Kennedy et collab., 1977). Par exemple, chez le lapin, l'élimination du polonium déposé dans les voies respiratoires inférieures présente une phase rapide d'une durée de quelques heures, suivie d'une phase plus lente (Morrow et Della Rosa, 1964). Entre 60 et 70 % de la dose administrée persisterait dans les voies respiratoires inférieures après 48 heures (tableau 24.). Après 30 jours, jusqu'à 5 % de la dose administrée demeurerait dans les poumons. Le polonium éliminé des poumons se retrouve dans les tissus mous, la plus forte concentration apparaissant dans les reins.

**Tableau 24.** Distribution du polonium (en pourcentage) en fonction du temps chez le lapin ayant été exposé par voie intratrachéale

Tissus	Durée d'exposition (jours)						
	1	2	4,9	9,1	13,4	17	29,5
Poumons	69,5	62,2	31,0	42,0	26,1	17	5,3
Foie	4,4	3,2	11,6	12,1	12,4	6,2	3,8
Reins	2,4	3,7	9,5	16,2	6,9	13,6	30,0
Rate	0,1	0,1	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2
Système digestif	14,3	25,1	17,8	9,5	13,9	28,9	15,9
Tissus résiduels (viscères, muscles, gras, peau et fourrure)	5,9	2,3	16,4	16,1	37	25,2	36,1

Source : Morrow et Della Rosa, 1964

Les études menées en laboratoire ont permis de démontrer que la barrière placentaire protégeait jusqu'à un certain point les jeunes contre une exposition au polonium. Ainsi, environ 0,1 % de la quantité injectée chez des rates gestantes était retrouvée chez la progéniture à la naissance et 0,6 % chez la progéniture du cochon d'Inde (Haines et collab., 1995). Sept jours après l'injection, ce pourcentage varie entre 0,7 et 1,0 % chez les fœtus de babouins gestantes de cinq mois (Paquet et collab., 1998). Enfin, des radiographies réalisées chez des souris ont montré que, quatre jours après injection par intraveineuse, le  $^{210}\text{Po}$  était présent dans le placenta, mais pas chez le fœtus (Soremark et Hunt, 1966). Toutefois, après cinq jours, un faible pourcentage a été retrouvé chez le fœtus. Ceci s'explique par l'apparition de dommages au niveau placentaire, ce qui suggère que le transport du  $^{210}\text{Po}$  à travers le placenta peut changer avec la dose et le temps.

### 3.11.2. Études chez des animaux d'élevage

Quelques études se sont intéressées à la bioaccumulation du polonium chez le bétail (tableau 25.).

Dans une zone fréquemment inondée par les eaux usées non traitées provenant d'une mine d'uranium au Nouveau-Mexique, aux États-Unis, des activités moyennes de  $^{210}\text{Po}$  de 3,4, 56 et 65 Bq/kg ont été mesurées dans, respectivement, les muscles, le foie et les reins de bovins (Lapham et collab., 1989).

Chez des bovins et des chevaux vivant à proximité d'une mine d'uranium au Brésil, des activités comprises entre 7,5 et 16,7 Bq/kg ont été mesurées dans les dents (Walencik-Lata et collab., 2016). Selon les auteurs, cette accumulation serait le résultat 1) de la désintégration du  $^{226}\text{Ra}$ , qui s'est incorporé à l'intérieur des os et dans les dents en raison de ses propriétés physicochimiques analogues au calcium, 2) de la déposition aérienne du  $^{210}\text{Po}$  sur les végétaux, augmentant l'exposition pour les organismes herbivores.

Au nord de la Saskatchewan, au Canada, une province où il y a des exploitations minières uranifères, des activités élevées de  $^{210}\text{Po}$  ( $20 \pm 2$  Bq/kg) ont été mesurées dans les reins de bovins de pâturage s'alimentant directement dans le champ (Thomas et collab., 2005). Les résultats ont été comparés aux teneurs mesurées chez des bovins nourris aux grains dans des parcs d'engraissement. Le bétail commercial, qui consomme des céréales pour des périodes plus longues que les bovins de pâturage de cette étude, a généralement des niveaux inférieurs en  $^{210}\text{Po}$  dans tous les tissus.

Des accumulations importantes peuvent être retrouvées dans la fourrure des mammifères. Ceci est lié à la composition de la fourrure. En effet, celle-ci est principalement constituée de kératine, une protéine structurelle fibreuse composée notamment de cystéine. Or, la cystéine est riche en groupes thiol et a une grande affinité pour de nombreux métaux ainsi que pour les radionucléides. L'analyse de différents tissus chez une chèvre ayant reçue une dose unique de 155 kBq de  $\text{PoO}_2$  a montré que l'accumulation dans les poils était six fois supérieure à celle dans les reins et près de quinze fois à celle retrouvée dans le foie (Schreckhise et Walters, 1969). En Scandinavie, des activités de 6 à 21 Bq/kg ont été mesurées dans la crinière, la fourrure et la queue de chevaux, sans différence significative entre les différents échantillons (Holm et collab., 2010). Ces données sont cependant sous-estimées puisque les prélèvements ont été réalisés au printemps, soit après que les animaux aient passé environ six mois à l'intérieur pendant la saison hivernale.

**Tableau 25.** Activités en  $^{210}\text{Po}$  dans différents tissus d'animaux de la ferme

Espèce	Région	Activité en $^{210}\text{Po}$ (Bq/kg)					Référence
		Muscles	Reins	Dents	Fourrure	Foie	
Agneau ( <i>Ovis aries</i> )	Scandinavie	–	–	–	6,9	–	Holm et collab., 2010
Cheval ( <i>Equus caballus</i> )	Scandinavie	–	–	–	6 à 21	–	Holm et collab., 2010
Porc ( <i>Sus domesticus</i> )	Corée	$0,10 \pm 0,05$	–	–	–	–	Chang et collab., 2009
	Centre de l'Italie	0,02 à 0,18	–	–	–	–	Meli et collab., 2013a
Poulet ( <i>Gallus gallus domesticus</i> )	Corée	$0,14 \pm 0,01$	–	–	–	–	Chang et collab., 2009

Espèce	Région	Activité en $^{210}\text{Po}$ (Bq/kg)					Référence
		Muscles	Reins	Dents	Fourrure	Foie	
Bovin ( <i>Bos taurus</i> )	Nouveau-Mexique, États-Unis	3,4	65	–	–	56	Lapham et collab., 1989
	Corée	0,24 ± 0,09	–	–	–	–	Chang et collab., 2009
	Saskatchewa, Canada	–	20 ± 2	–	–	–	Thomas et collab., 2005
	Centre de l'Italie	0,2 à 0,8	–	–	–	–	Meli et collab., 2013a
	Brésil	–	–	7,5 à 16,7	–	–	Walencik–Łata et collab., 2016

### 3.11.3. Études *in situ*

Comparativement aux animaux de la ferme, les animaux sauvages ont tendance à accumuler des teneurs en  $^{210}\text{Po}$  plus importantes. Ceci a été démontré par Meli et ses collaborateurs (2013a), qui ont rapporté une accumulation significativement supérieure chez des animaux sauvages du centre de l'Italie, tels que des sangliers (0,03 à 1,59 Bq/kg), comparativement à des bovins (0,19 à 0,79 Bq/kg) et des cochons (0,02 à 0,18 Bq/kg) du même secteur. Aucune différence significative n'a cependant été observée entre les différents animaux de la ferme. Il en est de même entre les concentrations mesurées chez les adultes et les jeunes, ainsi qu'entre les mâles et les femelles.

Chez des petits mammifères fréquentant le site de la mine Key Lake, en Saskatchewan, au Canada, les activités mesurées dans les organismes prélevés dans le parc à résidus sont supérieures à celles mesurées chez les organismes du site de contrôle (tableau 26. activités) localisé à 5 km de la mine (Thomas, 2000a). Les résultats démontrent également une différence entre les espèces liée à leur régime alimentaire, les herbivores accumulant davantage que les insectivores. Cette hypothèse est corroborée par les données recueillies par Brown et ses collaborateurs (2011), qui ont mesuré des activités significativement plus élevées dans le campagnol roussâtre (39 à 85 Bq/kg), un herbivore, comparativement à la musaraigne (20 à 83 Bq/kg), un insectivore. Le facteur de bioconcentration du sol vers les petits mammifères (campagnol, musaraigne et souris) est d'environ 0,0065, ce qui indique un faible potentiel de bioaccumulation (Thomas, 2000b). Précisons que le transfert du  $^{210}\text{Po}$  vers les mammifères est plus faible pour les sites proches des mines d'uranium que pour les sites témoins, bien que les concentrations dans les animaux soient plus élevées en valeur absolue (Thomas, 1994; Thomas et Gates, 1999; Thomas, 2000b). Cette observation est attribuée à une incorporation moindre du  $^{210}\text{Po}$  associé aux grosses particules issues des résidus miniers que du  $^{210}\text{Po}$  associé aux particules naturelles, plus petites, lors de l'ingestion de sol par les animaux.

**Tableau 26.** Activités en  $^{210}\text{Po}$  accumulées dans des petits mammifères prélevés sur un site minier uranifère

Espèce	Activité en $^{210}\text{Po}$ (Bq/kg)		
	Contrôle	Parc à résidus	Usine de traitement
Campagnol à dos roux de Gapper ( <i>Clethrionomys gapperi</i> )	32	51	40
Campagnol des prés ( <i>Microtus pennsylvanicus</i> )	8 ± 0,1	42 ± 13	51
Musaraigne cendrée ( <i>Sorex cinereus</i> )	30	101	50
Campagnol des bruyères ( <i>Phenacomys intermedius</i> )	13	53	28
Souris sylvestre ( <i>Peromyscus maniculatus</i> )	–	60	–
Souris sauteuse des champs ( <i>Zapus h dsonius</i> )	–	–	29

Source : Thomas, 2000a

Des lièvres d'Amérique (*Lepus americanus*), capturés près du parc à résidus d'une mine d'uranium située près d'Elliot Lake, en Ontario, au Canada, présentaient des activités dans les os de  $245 \pm 82$  Bq/kg. Cette valeur est significativement plus élevée que celle mesurée dans les os de lièvres de trois sites témoins, soit  $105 \pm 87$  Bq/kg au site témoin localisé à 3 km du parc à résidus,  $126 \pm 74$  Bq/kg au site témoin localisé à 15 km du parc à résidus et  $130 \pm 93$  Bq/kg pour le site localisé à une distance de 880 km de la zone d'exploitation minière (Clulow et collab., 1996). Les teneurs mesurées étaient moindres dans deux castors (*Castor canadensis*) du même secteur, avec des activités de 70 à 160 Bq/kg dans les os, de 11 à 75 Bq/kg dans les muscles et de 35 à 65 Bq/kg dans le foie (Clulow et collab., 1991). Autant pour le lièvre que pour le castor, les concentrations en  $^{210}\text{Po}$  dans le milieu n'étaient pas précisées, ce qui rend impossible le calcul des facteurs de bioconcentration.

Chez trois espèces de cerfs (le chevreuil *Capreolus capreolus*, le cerf élaphe *Cervus elaphus* et le daim européen *Dama dama*) du nord de la Pologne, des activités moyennes de 0,16 Bq/kg, de 1,08 Bq/kg et de 1,58 Bq/kg ont été mesurées dans les muscles, dans le foie et dans les reins respectivement (Skwarzec et Prucnal, 2007). Les auteurs n'ont rapporté aucune différence significative selon le sexe, l'âge et l'espèce étudiée.

Dans une étude réalisée dans le nord de la Saskatchewan, au Canada, les teneurs en  $^{210}\text{Po}$  accumulées dans les orignaux étaient significativement plus élevées comparativement à celles en  $^{226}\text{Ra}$  (Thomas et collab., 2005). Les activités en  $^{210}\text{Po}$  variaient entre 0,5 et 28 Bq/kg dans les os, 0,4 et 21 Bq/kg dans le foie, 1,2 et 20 Bq/kg dans les reins, 0,3 et 6 Bq/kg dans le muscle et 2 et 12 Bq/kg dans le rumen, alors que pour le  $^{226}\text{Ra}$ , la plupart des tissus (foie, rein et muscles) présentaient des activités inférieures à la limite de détection. Le pourcentage de transfert du rumen vers les muscles variait de 18 à 47 % (Thomas, 2000b). Les auteurs attribuent ce fort pourcentage à la capacité du  $^{210}\text{Po}$  à se lier de manière covalente au soufre retrouvé dans les tissus mous des mammifères. Dans la région analysée, les concentrations en  $^{210}\text{Po}$  dans le foie et les muscles diminuaient plus on s'éloignait des résidus miniers. Précisons cependant que les types de sols et l'alimentation peuvent avoir eu autant d'effet que l'exploitation minière de l'uranium.

Skuterud et ses collaborateurs (2005) ont mesuré les concentrations en  $^{210}\text{Po}$  dans le caribou à Vaga, au sud de la Norvège, dans une zone ayant reçu des rayonnements à la suite de l'accident de Tchernobyl. On n'observait aucune différence significative dans les activités dans les muscles, qui



étaient de  $23,7 \pm 3,7$  Bq/kg chez les jeunes et de  $35,5 \pm 9,2$  Bq/kg chez les femelles âgées de sept ans ou plus. Ces concentrations sont équivalentes à celles mesurées dans les muscles de caribous de la Finlande (Solatie et collab., 2006) et légèrement supérieures à celles obtenues en Suède avant l'accident nucléaire, où les concentrations dans les muscles de caribous prélevés entre 1970 et 1971 étaient de  $10,6 \pm 0,6$  Bq/kg (Persson et Holm, 2011).

Au nord du Québec, au Canada, des échantillons de muscles, de foie, de reins et de cœur ont été prélevés sur des caribous (*Rangifer tarandus*) entre octobre 1986 et mars 1988 afin de déterminer les impacts de l'accident de Tchernobyl (Crête et collab., 1993). Les activités en  $^{210}\text{Po}$  dans les muscles (9 à 21 Bq/kg) étaient inférieures à celles mesurées en Scandinavie à la suite de l'accident (Skuterud et collab., 2005). Les activités étaient plus faibles dans les muscles et le cœur ( $20 \pm 1$  Bq/kg) que dans le foie (265 à 440 Bq/kg) et les reins (283 à 400 Bq/kg).

Dans différents organes de caribous (*Rangifer tarandus groenlandicus*) vivant à proximité de mines d'uranium en Saskatchewan, au Canada, les activités les plus élevées ont été mesurées dans les os ( $367 \pm 25$  Bq/kg). Dans les autres tissus, elles variaient de 12,4 à 286 Bq/kg (

**tableau 27.** activités ) et s'élevaient à  $368 \pm 47$  Bq/kg dans les fèces (Thomas et Gates, 1999). À titre comparatif, chez des caribous de différents troupeaux de l'Arctique canadien suivis de 1989 à 1994, les activités étaient comprises entre 25 et 1 219 Bq/kg dans les os, entre 38,7 et 1 734 Bq/kg dans le foie et entre 26,9 et 678 Bq/kg dans les reins (Macdonald et collab., 1996). Les facteurs de bioconcentration vers l'organisme entier, estimés à partir des teneurs en polonium dans la principale source de nourriture des caribous ( $FBC_{\text{diète-animal}}$ ), soit le lichen, étaient de 0,42 pour l'espèce *Cladina stellaris* et de 0,55 pour l'espèce *Cladina mitis* (Thomas et Gates, 1999). Ils étaient de 0,21 et 0,25 respectivement, si l'on considère le transfert uniquement vers les muscles. Bien qu'ils correspondent à un faible potentiel de bioconcentration, ces facteurs sont considérés comme élevés comparativement à ceux des autres radionucléides de la chaîne de désintégration de l'uranium-238. Ils feraient du  $^{210}\text{Po}$  le radionucléide s'accumulant le plus efficacement dans les muscles des mammifères. Ils concordent avec les FBC présentés dans d'autres études du même auteur (Thomas et collab., 1994; Thomas, 1994; Thomas, 1995).

**Tableau 27.** Activités en <sup>210</sup>Po dans les différents tissus d'herbivores

Espèce	Région	Activité en <sup>210</sup> Po (Bq/kg)											Références	
		Os	Foie	Reins	Rumen	Pancréas	Fourrure	Intestin grêle	Colon	Poumons	Rate	Sang		Muscles
Caribou ( <i>Rangifer tarandus</i> )	Saskatchewan	367 ± 25	286 ± 19	159 ± 11	128 ± 6	79	58 ± 5	42 ± 4	12,2	31	30 ± 4	23 ± 2	12,4 ± 0,5	Thomas et Gates, 1999
	Arctique canadien	25 à 1 219	38,7 à 1 734	26,9 à 678	–	–	–	–	–	–	–	–	–	Macdonald et collab., 1996
	Québec, Canada	–	265 à 440	283 à 400	–	–	–	–	–	–	–	–	9 à 21	Crête et collab., 1993
	Norvège	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	23,7 à 35,5	Skuterud et collab., 2005
	Suède	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	10,6 ± 0,6	Persson et Holm, 2011
	Finlande	12 à 71	470	120 à 160	–	–	–	–	–	–	–	–	23 à 66	Solatie et collab., 2006
Orignal ( <i>Alces alces</i> )	Saskatchewan, Canada	0,5 à 28	0,4 à 21	1,2 à 20	2 à 12	–	–	–	–	–	–	–	0,3 à 6	Thomas et collab., 2005
	Scandinavie	–	–	–	–	–	3	–	–	–	–	–	–	Holm et collab., 2010
Cerf élaphe ( <i>Cervus elaphus</i> )	Pologne	–	0,02 à 5,39	0,09 à 7,15	–	–	–	–	–	–	–	–	0,02 à 0,66	Skwarzec et Prucnal, 2007
Chevreuil ( <i>Capreolus capreolus</i> )	Pologne	–	0,08 à 4,02	0,20 à 2,37	–	–	–	–	–	–	–	–	0,07 à 0,10	Skwarzec et Prucnal, 2007
	Scandinavie	–	–	–	–	–	14,7	–	–	–	–	–	–	Holm et collab., 2010
	Italie	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,15 à 2,28	Meli et collab., 2013a
Daim européen ( <i>Dama dama</i> )	Pologne	–	0,30 à 0,87	0,66 à 3,50	–	–	–	–	–	–	–	–	–	Skwarzec et Prucnal, 2007
	Italie	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,19 à 1,18	Meli et collab., 2013a

Espèce	Région	Activité en <sup>210</sup> Po (Bq/kg)											Références	
		Os	Foie	Reins	Rumen	Pancréas	Fourrure	Intestin grêle	Colon	Poumons	Rate	Sang		Muscles
Lièvre ( <i>Lepus</i> sp.)	Scandinavie	–	–	–	–	–	2,3	–	–	–	–	–	–	Holm et collab., 2010
Lièvre d'Amérique ( <i>Lepus americanus</i> )	Ontario, Canada	245 ± 82	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	Clulow et collab., 1996
Castor ( <i>Castor canadensis</i> )	Ontario, Canada	70 à 160	35 à 65	–	–	–	–	–	–	–	–	–	11 à 75	Clulow et collab., 1991
Bœuf musqué ( <i>Ovibos moschatus</i> )	Groenland, Danemark	–	570	2 669	–	–	260	–	–	–	–	–	90	Holm et collab., 2010

Afin d'évaluer l'accumulation chez des organismes situés dans le haut de la chaîne alimentaire, des analyses de polonium ont été réalisées dans différents tissus de lynx boréaux (*Lynx lynx*), de carcajous (*Gulo gulo*) et de loups gris (*Canis lupus*), dans le nord de la Scandinavie et en Finlande (Gjelsvik et collab., 2014). Chez les loups, les activités en  $^{210}\text{Po}$  dans le foie (20 à 523 Bq/kg) et les reins (24 à 942 Bq/kg) étaient plus élevées que dans les muscles (1 à 43 Bq/kg) et le sang (2 à 54 Bq/kg). Les accumulations en  $^{210}\text{Po}$  dans le foie de lynx (22 à 211 Bq/kg) et de carcajous (16 à 160 Bq/kg) étaient inférieures à celles mesurées chez les loups. Les résultats de Thomas et de ses collaborateurs (1994), qui ont étudié le transfert du  $^{210}\text{Po}$  à travers la chaîne alimentaire lichen-caribou-loup du nord du Canada, et de Kauranen et ses collaborateurs (1971), qui ont mesuré les teneurs accumulées dans différents mammifères en Scandinavie, se situent dans le même ordre de grandeur (tableau 28. activités en  $^{210}\text{Po}$ ). Ceci correspond à des FBC<sub>diète-animal</sub> de 0,36 à 0,44 pour le loup arctique (Thomas et collab., 1994).

**Tableau 28.** Activités en  $^{210}\text{Po}$  dans différents tissus de carnivores

Espèce	Région	Activité en $^{210}\text{Po}$ (Bq/kg)					Fourrure	Référence
		Muscles	Foie	Reins	Os	Sang		
Loup ( <i>Canis lupus</i> )	Finlande	1,2 à 7,8	6,8 à 310	–	4,2 à 25	–	–	Kauranen et collab., 1971*
	Suède	1 à 43	20 à 523	24 à 942	–	2 à 54	–	Gjelsvik et collab., 2014
	Snowdrift, Canada	29	551	539	20	17	–	Thomas et collab., 1994*
	Baker Lake, Canada	49	1 400	–	29	–	–	
Carcajou ( <i>Gulo gulo</i> )	Finlande	0,7 à 31	9,8 à 115	–	5,98 à 17	–	–	Kauranen et collab., 1971*
	Norvège	–	16 à 160	–	–	–	–	Gjelsvik et collab., 2014
Chiens de race malamute* ( <i>Canis lupus familiaris</i> )	Norvège						9,31 à 103,9	Strumińska-Parulska et collab., 2015
Chiens du Groenland* ( <i>Canis lupus familiaris</i> )	Norvège						35,43 à 149,5	
Lynx ( <i>Lynx canadensis</i> )	Finlande	4,9 à 6,5	100 à 204	–	5,9 à 8,5	–	–	Kauranen et collab., 1971*
	Norvège	–	22 à 211	–	–	–	–	Gjelsvik et collab., 2014

\* Les données recueillies chez ces chiens ont été retenues puisqu'ils sont nourris de viande de caribou. Les accumulations dans les chiens domestiques s'alimentant de croquettes et vivant majoritairement à l'intérieur ont été exclus, car leurs conditions de vie ne sont pas représentatives de la faune exposée au polonium au pourtour de mines ou de sites industriels impactés.

Les facteurs de bioconcentration rapportés dans la littérature pour le  $^{210}\text{Po}$  sont relativement faibles pour les mammifères (tableau 29.). Le FBC le plus élevé (FBC = 4,2), proposé par l'AECL, LIETDOS-BIO et FASSET dans Beresford et ses collaborateurs (2008), provient uniquement de données récoltées chez le caribou. L'exposition air-lichen-mammifères n'étant pas représentative de celle des autres mammifères terrestres au polonium, l'utilisation d'un tel facteur aura pour conséquence de surestimer les teneurs en  $^{210}\text{Po}$  accumulées dans ces organismes. La valeur de  $2,78 \times 10^{-3}$  rapportée

par Wood et ses collaborateurs (2010) et la valeur de  $1 \times 10^{-4}$  rapportée par EA R&D128 dans Beresford et ses collaborateurs (2008) n'ont pas été obtenues à partir de données de caribous et sont jugées plus représentatives d'une exposition mammalienne au polonium.

**Tableau 29.** Facteurs de bioconcentration du  $^{210}\text{Po}$  depuis les écosystèmes terrestres vers les mammifères

	FBC $\pm$ écart-type	Référence*
Mammifères	$2,78 \times 10^{-3} \pm 1,57 \times 10^{-3}$	Wood et collab., 2010
Mammifères herbivores	$1 \times 10^{-4}$	EA R&D128*
Mammifères herbivores	4,2	AECL, LIETDOS-BIO et FASSET*
Mammifères carnivores	1,7	AECL, LIETDOS-BIO et FASSET*
Mammifères carnivores	0,7	EA R&D128*

\* Cités dans Beresford et collab., 2008

Quelques études ont été menées afin de déterminer la distribution du polonium chez les mammifères marins. D'après les données disponibles, le polonium représente plus de 95 % de la dose interne de rayonnement absorbée par ces organismes (Malta et Carvalho, 2011). Comme pour les poissons et les invertébrés aquatiques, l'accumulation en  $^{210}\text{Po}$  provient principalement de l'alimentation et varie selon le régime alimentaire (Malta et Carvalho, 2011).

Les concentrations rapportées chez les mammifères marins sont généralement faibles dans les muscles et plus élevées dans les tissus bien irrigués du système digestif (Fowler, 2011). À titre d'exemple, chez le dauphin commun à bec court (*Delphinus delphinus*) vivant le long de la côte portugaise, des activités de 272 à 281 Bq/kg, de 485 à 487 Bq/kg et de 590 à 1 048 Bq/kg ont été mesurées dans les muscles, dans le foie et dans les reins respectivement (Cherry et collab., 1994). Les données répertoriées chez les mammifères marins sont présentées au tableau 30.. À notre connaissance, aucun facteur de bioaccumulation du polonium n'est disponible pour ces organismes.

**Tableau 30.** Activités en  $^{210}\text{Po}$  dans différents organes de mammifères marins

Espèce	Activité en $^{210}\text{Po}$ (Bq/kg)				Référence
	Muscles	Foie	Reins	Os	
Cachalot ( <i>Physeter catodon</i> )	5 ± 0,2	–	–	–	Carvalho et Oliveira, 2008
	2	–	–	–	Holtzman, 1969
Dauphin ( <i>Delphinus</i> sp.)	9,37 ± 0,71	54,3 ± 3,2	–	–	Godoy et collab., 2012
Dauphin bleu et blanc ( <i>Stenella coeruleoalba</i> )	42,0 ± 0,8	–	–	–	Malta et Carvalho, 2011
Dauphin clymène ( <i>Stenella clymene</i> )	15,7 ± 1,1	–	–	–	Godoy et collab., 2012
Dauphin commun à bec court ( <i>Delphinus delphis</i> )	9 à 87	75 à 151	–	–	Malta et collab., 2009, cités dans Carvalho, 2011
	272 à 281	485 à 487	590 à 1 048	56 ± 1	Cherry et collab., 1994
	78 à 111	–	–	–	Folsom et collab., 1974, cités dans Malta et Carvalho, 2011
	56 ± 32	123 ± 43	110 ± 49	4,6 ± 0,12	
Globicéphale ( <i>Globicephala</i> sp.)	13,7 ± 0,3	–	–	–	Malta et Carvalho, 2011
Dauphin de Guyane ( <i>Sotalia guianensis</i> )	3 à 50	46 à 596	–	–	Godoy et collab., 2012
Dauphin de la Plata ( <i>Pontoporia blainvillei</i> )	47,5 à 102,4	166 à 600	–	–	
Dauphin tacheté de l'Atlantique ( <i>Stenella frontalis</i> )	11 à 62	125,7 ± 6,6	–	–	
Grand dauphin ( <i>Tursiops truncatus</i> )	1,4 à 10,3	7,9 à 353	–	–	

Espèce	Activité en $^{210}\text{Po}$ (Bq/kg)				Référence
	Muscles	Foie	Reins	Os	
Hyperoodon austral ( <i>Hyperodon planifrons</i> )	3,7 ± 0,1	72 ± 1	196 ± 4	5,4 ± 0,4	Cherry et collab., 1994
Morse ( <i>Odobenus rosmarus divergens</i> )	29	174	189	–	Hamilton et collab., 2008
Phoque annelé ( <i>Pusa hispida</i> )	20,9	98,7	82,7	–	Gwynn et collab., 2006
Phoque barbu ( <i>Erignathus barbatus</i> )	27	68	207	–	Hamilton et collab., 2008
Rorqual commun ( <i>Balaenoptera physalus</i> )	1,9	–	–	–	Holtzman, 1969



## 4. Potentiel toxique

Le polonium-210 retrouvé dans l'environnement pourrait occasionner des effets néfastes sur les récepteurs écologiques. Bien qu'il ne puisse pénétrer la couche épidermique, les particules alpha émises par le  $^{210}\text{Po}$  internalisé à la suite de son ingestion ou de son inhalation peuvent perturber les structures cellulaires, fragmenter les noyaux, endommager l'ADN et provoquer la mort cellulaire. Son activité spécifique élevée, d'une valeur de  $1,66 \times 10^{14}$  Bq/g, lui confère une radiotoxicité plus importante que sa toxicité chimique. Un gramme de  $^{210}\text{Po}$  est donc le siège de  $1,66 \times 10^{14}$  désintégrations par seconde, ce qui, à titre indicatif, représente autant de particules alpha par seconde que 4,5 kg de radium-226, 262 kg de plutonium-238 ou 13,5 tonnes d'uranium-238 (Younes et collab., 2018).

Bien que la radiotoxicité du polonium soit reconnue, aucune étude n'a été répertoriée dans la littérature sur ses effets spécifiques sur les microorganismes, les plantes aquatiques, les invertébrés terrestres, les poissons, les amphibiens, les reptiles et les oiseaux. Les paragraphes suivants résument les études répertoriées pour les plantes terrestres, les invertébrés aquatiques et les mammifères. Mentionnons que toutes les activités testées chez les mammifères sont élevées, soit de l'ordre du kilobecquerel par kilogramme (kBq/kg) au mégabecquerel par kilogramme (MBq/kg). Les auteurs des études ont privilégié ces concentrations, au détriment des teneurs environnementales, afin d'être en mesure de déterminer de façon précise les effets toxiques néfastes reliés à une exposition au polonium. De telles activités ne sont pas attendues dans l'environnement québécois, même au pourtour de mines d'uranium ou près d'activités générant des NORM ou des TENORM, où les concentrations environnementales seront vraisemblablement faibles en raison des exigences réglementaires et des mesures de protection environnementales mises en place.

### 4.1. Plantes terrestres

Chez les plantes terrestres, seule une étude a recensé des effets toxiques potentiels à la suite d'une accumulation de polonium. Un stress oxydatif a ainsi été observé dans les feuilles de chêne des garrigues (*Quercus coccifera*) et du pistachier lentisque (*Pistacia lentiscus*) poussant dans la région industrielle de Çesme-Alaçati, en Turquie (Ugur et collab., 2017). Les feuilles de chêne contenaient des activités moyennes de 1 206, 231, 160 et 247 Bq/kg en été, en automne, en hiver et au printemps respectivement, et celles de pistachier étaient respectivement de 420, 63, 196 et 33 Bq/kg. Pendant la saison estivale, des niveaux élevés d'ascorbate peroxydase (APX) ont été mesurés chez le chêne. De plus, l'activité enzymatique de la superoxyde dismutase (SOD) était statistiquement supérieure chez les deux espèces, comparativement à celle des autres saisons. Aucune augmentation de la peroxydation des lipides n'a par contre été observée. Autant chez le chêne que chez le pistachier, l'activation des défenses antioxydantes était corrélée à l'accumulation de  $^{210}\text{Po}$  dans les feuilles. Cette étude suggère donc que le rayonnement ionisant émis par le  $^{210}\text{Po}$  peut provoquer un stress oxydatif chez les plantes. Notons toutefois que ces résultats pourraient aussi être attribués à des changements soudains des conditions environnementales, telles des pluies excessives, une période de sécheresse ou des différences extrêmes entre les températures diurnes et nocturnes. Par ailleurs, l'étude n'a pas fait état des conséquences associées à ce stress oxydatif pour les plantes.

### 4.2. Invertébrés aquatiques

Parmi la littérature consultée, deux études ont évalué le potentiel toxique du  $^{210}\text{Po}$  chez les invertébrés aquatiques. Aucune activité dans le milieu n'est rapportée dans ces études, les effets étant comparés à partir de l'accumulation dans l'organisme. Godoy et ses collaborateurs (2008) n'ont pas observé d'effet sur la fréquence de micronoyaux ni de cassures de l'ADN chez la moule de roche sudaméricaine *Perna perna* présentant des activités comprises entre 54 et 460 Bq/kg de  $^{210}\text{Po}$ . Aslan et ses collaborateurs (2018) ont rapporté un stress oxydatif chez des moules méditerranéennes *Mytilus galloprovincialis* prélevées à différentes stations d'échantillonnage près d'İnciraltı et d'İzmir, en Turquie. L'activité du  $^{210}\text{Po}$  dans la glande digestive des moules variait entre  $32 \pm 1,5$  et  $93,6 \pm 3,9$  Bq/kg, et elle se situait entre  $7,7 \pm 0,6$  et

49,6 ± 3,7 Bq/kg dans les branchies. Le stress oxydatif s'est traduit par un accroissement des radicaux de peroxyde d'hydrogène (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) avec l'augmentation des concentrations en <sup>210</sup>Po, occasionnant un déséquilibre des défenses antioxydantes et une peroxydation des lipides. Les niveaux de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> et les accumulations de <sup>210</sup>Po étaient statistiquement corrélés. Précisons cependant que ces résultats doivent être utilisés avec précaution puisqu'ils peuvent être attribués à des paramètres environnementaux autres que le <sup>210</sup>Po.

## 4.3. Mammifères

### 4.3.1. Exposition par inhalation

Les études consultées démontrent que l'exposition au <sup>210</sup>Po par inhalation peut provoquer des cancers du poumon chez des mammifères. Yuile et ses collaborateurs (1967) ont observé des tumeurs pulmonaires primaires chez 3 à 13 % des rats Wistar Rochester ayant inhalé une dose unique de 71 à 538 rads (740 à 5 550 Bq) de <sup>210</sup>Po sous forme d'aérosol. Près de 87 % des rats exposés à la plus forte dose sont morts au courant de l'année suivant l'exposition, comparativement à 35 % pour les témoins. Notons que ces résultats doivent être utilisés avec précaution étant donné l'apparition d'une infection pulmonaire aiguë et chronique endémique dans la colonie de rats des auteurs de l'étude. Little et ses collaborateurs (1975) rapportent un taux d'incidence de cancer du poumon chez 9 à 53 % des hamsters exposés par voie intratrachéale à des doses de 15 à 300 rads (148 à 3 145 Bq) de polonium pendant toute leur vie. Kennedy et ses collaborateurs (1977) mentionnent une espérance de vie médiane de 609 jours chez des hamsters ayant été exposés à 15 reprises, par voie intratrachéale, à une dose de 4,4 rads (46,3 Bq) de <sup>210</sup>Po, comparativement à 630 jours chez le groupe témoin. Des tumeurs pulmonaires malignes ont été observées 393 jours après le début de l'expérimentation. Aucune tumeur n'a été observée chez des hamsters exposés par voie intratrachéale à 0,007 rad (0,07 Bq) de <sup>210</sup>Po (Shami et collab., 1982). Enfin, une diminution de l'incidence de cancer pulmonaire a été observée lors d'une seule exposition à une dose élevée (1 %; dose de 240 rads [2 590 Bq]), comparativement à une exposition prolongée à de plus faibles doses (9 %; dose de 24 rads [259 Bq]) (Little et collab., 1985).

### 4.3.2. Exposition par voie orale

Chez des rats exposés par gavage à 20 MBq/kg de poids corporel de chlorure de polonium, la durée de survie moyenne était de 49 jours, comparativement à plus d'un an chez des rats non exposés (Della Rosa et Stannard, 1964, cités dans Casarett, 1964c). Ces résultats concordent avec ceux de Casarett (1964c), où des rats exposés à la même dose sont morts entre 17 et 122 jours après l'ingestion de polonium. L'apparition de lésions intestinales et de néphrosclérose, qui correspond à un durcissement des artères rénales, a été observée chez les animaux exposés par voie orale, ce qui a contribué, du moins en partie, au décès de ces organismes.

### 4.3.3. Exposition par contact cutané

L'action locale du <sup>210</sup>Po sur la peau et les muqueuses des mammifères se manifeste par une dégénérescence de la couche de Malpighi de l'épiderme, ainsi que par l'apparition de nécroses et de perturbations mitotiques dans les noyaux cellulaires (Moroz et Smirnova, 1959). Une étude a aussi démontré que le <sup>210</sup>Po déposé sur le feuillage des végétaux peut pénétrer dans l'organisme des herbivores à la suite d'un contact avec les yeux. Les niveaux élevés en <sup>210</sup>Po qui sont alors retrouvés dans la choroïde de l'œil peuvent influencer sur le développement de carcinome épidermoïde, qui devient ainsi une cause importante de sacrifice des bovins (Hunt, 1967, cité dans Thomas et collab., 2005).

### 4.3.4. Exposition par injection

Quelques études ont porté sur les effets de l'injection de polonium à des mammifères. Les résultats de ces études sont présentés dans les paragraphes suivants. Mentionnons que ces résultats sont donnés à titre indicatif puisqu'ils ne sont pas représentatifs d'une exposition environnementale au polonium.

Casarett (1964d) a étudié l'effet sur les tissus d'une injection unique, par voie intraveineuse, de polonium chez des rats. Il a constaté une dégénérescence et une atrophie des testicules et des ovaires, une fibrose des ganglions lymphatiques, une hypoplasie de la moelle osseuse et une atrophie du thymus. Un ralentissement de la croissance a été observé au niveau du fémur. De l'emphysème pulmonaire, associé à une obstruction partielle des bronches, a été détecté ainsi qu'une néphrosclérose et des tumeurs aux reins. L'intensité des effets variait selon la dose injectée (de 37 à 740 kBq/kg). Ces changements pouvaient apparaître jusqu'à 100 jours après l'injection de  $^{210}\text{Po}$ . Aucun changement notable n'a été diagnostiqué au niveau du foie, du pancréas, de la thyroïde, du cœur et des muscles. L'espérance de vie était de 584 jours chez le groupe témoin, de 577 jours après une injection unique de 37 kBq/kg, de 517 jours à la suite d'une injection de 185 kBq/kg, de 425 jours après une dose de 370 kBq/kg et de 160 jours après l'injection de 740 kBq/kg. Les symptômes rapportés (atrophie des testicules, des ovaires et du thymus, problèmes rénaux) avaient précédemment été rapportés chez d'autres mammifères (rats, souris et lapins) ayant reçu des injections uniques de polonium se situant entre 33 et 2 220 kBq/kg (Lacassagne et collab., 1925; Cowden et Zipf, 1956; Finkel et collab., 1953; tous cités dans Casarett, 1964d).

L'injection intraveineuse unique de  $^{210}\text{Po}$  à une dose de 1,4 MBq/kg chez le rat Sprague-Dawley a occasionné la mort des animaux exposés après 14 à 56 jours (Rencova et collab., 1997). Lors de l'examen histopathologique des tissus de ces rats, des modifications notables ont été observées au niveau des ganglions lymphatiques, du thymus et de la moelle osseuse. Au cours de l'examen hématologique, des différences significatives ont été observées entre le nombre de cellules mesurées chez le groupe exposé comparativement au groupe témoin.

D'autres études ont rapporté des changements au niveau hématologique à la suite de l'injection de polonium. Chez des chiens ayant reçu des injections sous-cutanées de  $^{210}\text{Po}$  à une dose de 1,9 kBq/kg de poids corporel, le temps de coagulation a augmenté de 150 à 330 % (Mikhailovich, 1958). Dans cette étude, des hémorragies ont été observées de 10 à 20 jours suivant l'injection et une diminution du nombre de thrombocytes est survenue de 15 à 20 jours plus tard. Dans une autre étude, l'examen hématologique des cellules sanguines de rats ayant reçu par voie intraveineuse différentes doses de  $^{210}\text{Po}$  a démontré une dépression du nombre de leucocytes, de lymphocytes, de neutrophiles et d'érythrocytes, dépendante de la dose d'exposition (Casarett, 1964b). Fernau et ses collaborateurs (1913, cités dans Casarett, 1964b) mentionnent une dépression modérément marquée du nombre de leucocytes de 15 à 18 jours après l'injection intraveineuse de 37 à 185 kBq/kg chez des lapins. À une dose de 384 kBq/kg, le nombre de leucocytes avait diminué de moitié 15 jours après l'injection. Aucun changement n'a été rapporté dans le nombre d'érythrocytes. Lacassagne et ses collaborateurs (1925, cités dans Casarett, 1964b) signalent également une disparition totale des leucocytes chez un lapin neuf jours après l'injection d'une dose de 5,6 MBq/kg par voie intrapéritonéale. Le nombre de plaquettes et d'érythrocytes avait aussi diminué. La mort de l'individu est survenue 11 jours après l'injection. Des doses uniques de 0,9 ou 1,3 MBq/kg, administrées par intraveineuse, ont engendré une chute du nombre de globules blancs chez les rats dès les 24 premières heures d'exposition (Cowden et Zipf, 1956, cités dans Casarett, 1964b). La baisse du nombre d'érythrocytes était maximale 21 jours après l'injection de 1,3 MBq/kg de polonium et 40 jours après l'injection de 0,9 MBq/kg de polonium. La dose de 33,3 kBq/kg n'a pas engendré de modifications dans le sang.

Bruenger et ses collaborateurs (1990) rapportent des problèmes rénaux attribuables au rayonnement alpha du  $^{210}\text{Po}$  chez des beagles ayant reçu des injections intraveineuses de  $^{226}\text{Ra}$  et de ses descendants. Ces problèmes rénaux ont occasionné, après 1 210 jours, la mort de 50 % des 20 chiens exposés à 116 kBq/kg de  $^{210}\text{Po}$ . Des quatre chiens exposés à une dose plus élevée (329 kBq/kg), trois sont décédés après 580 jours. Lacassagne et ses collaborateurs (1925, cités dans Casarett, 1964d) rapportent des néphrites aiguës chez des lapins ayant reçu une dose unique de 5,6 MBq/kg. À une dose se situant entre 1 et 2 MBq/kg, des scléroses rénales ont été observées. Une néphrosclérose a aussi été observée chez des rats albinos de la souche Rochester ex-Wistar ayant reçu des injections intraveineuses mensuelles de polonium de 55,5 kBq/kg (Casarett, 1964a).

En plus des reins, les organes du système digestif peuvent être altérés à la suite d'une exposition au polonium. Une augmentation du nombre de cellules mortes a ainsi été observée dans le tractus gastro-intestinal de rats un à trois jours après l'injection par intraveineuse de 2,2 MBq/kg (Lebedeva, 1961). Le

cœur ne semblait pas affecté par l'administration de polonium par injection sous-cutanée à raison de 3,7, 6,6 et 8,9 kBq/kg, l'électrocardiogramme des lapins mâles n'ayant pas été modifié à la suite de l'exposition (Grozdov, 1961).

Shikhodyrov et ses collaborateurs (1971, cités dans Bagnall et collab., 1990) ont évalué l'incidence de tumeurs chez des chiens exposés au polonium par injection d'une dose de 92,5 kBq/kg. Près de 30 % des chiens exposés ont développé des tumeurs multiples au foie, aux reins et aux glandes endocrines, alors que seulement 5 % des chiens du groupe témoin ont développé des tumeurs simples. Dans une autre étude, l'injection sous-cutanée de 1,9 à 7 MBq/kg de <sup>210</sup>Po chez des chiens a engendré la mort des individus exposés de 10 jours à 4 semaines après l'exposition, alors que la mort survenait de 6 à 12 mois après l'injection de 0,1 MBq/kg (Moroz et Parfenov, 1971, 1972, cités dans Harrison et collab., 2007). L'incidence de tumeurs malignes chez des rats à la suite d'injections intraveineuses mensuelles de 0,85 à 55,5 Kbk/kg de chlorure de polonium a également été observée dans tous les groupes, à l'exception du dosage le plus élevé, étant donné l'espérance de vie largement diminuée (Casarett, 1964a). L'espérance de vie des témoins variait entre 4 et 31 mois, entre 3 et 30 mois dans le groupe exposé à 0,085 kBq/kg, entre 3 et 28 mois dans le groupe exposé à 3,7 kBq/kg, entre 5 et 19 mois dans le groupe exposé à 11,1 kBq/kg et entre 1 et 13 mois dans le groupe exposé à 55,5 kBq/kg.

Des durées de survie médianes chez les rats de 20, 40 et 60 jours ont été mesurées après l'injection intraveineuse de 1,9, 1,6 et 1,1 MBq/kg de polonium respectivement (Fink, 1950). Les chiens, les chats et les lapins ont montré des réponses très similaires, avec des durées de survie médianes de 20 jours après l'administration de 2,5 à 2,6 MBq/kg de polonium (Spoerl et Anthony 1956; Cohen et collab., 1989). D'autres études rapportent des durées de vie à la suite d'injection de polonium chez des mammifères. Ces résultats sont résumés au tableau 31..

La dose létale engendrant 50 % de mortalité après 20 jours, c'est-à-dire la DL<sub>50-20 jours</sub>, est estimée à 2,6 MBq/kg chez les chiens, les chats et les lapins et à 1,5 MBq/kg chez les rongeurs. La DL<sub>50</sub> sur 40 jours chez les rongeurs est estimée à 1 MBq/kg.

**Tableau 31.** Espérance de vie de mammifères exposés au polonium

Espèce	Type d'exposition	Dose (MBq/kg)	Espérance de vie (jours)	Référence
Rat	Injection intraveineuse	4,4 à 6,3	7	Casarett et collab., 1950 <sup>1</sup>
		1,4 à 2,6	40	
		0,6 à 1,0	40 à 100	
		1,1	60	Fink, 1950 <sup>1</sup>
		1,6	40	
		1,9	20	
		1,4	17 à 20	Noonan et Stannard, 1954 <sup>1</sup>
		1,2 à 1,7	19 à 34	Della Rosa et Stannard, 1958 <sup>1</sup> ; Scott et Stannard, 1954 <sup>1</sup>
		1,1 à 1,6	14 à 28	Spoerl et Anthony, 1956 <sup>1</sup> , Anthony et collab., 1956 <sup>1</sup>
Souris CF-1	Injection intraveineuse	2	20	Finkel et collab., 1953 <sup>1</sup>
Souris CFW		3,0 à 3,7	20	Spoerl et Anthony, 1956 <sup>1</sup>

Espèce	Type d'exposition	Dose (MBq/kg)	Espérance de vie (jours)	Référence
Lapin	Injection intraveineuse	5,6	6 à 12	Lacassagne et collab., 1925, cités dans Casarett, 1964d
		1 à 2	60 à 180	
Chien	Injection sous-cutanée	1,9 à 7	10 à 28	Moroz et Parfenov, 1971, 1972 <sup>1</sup>
Chat, chien et lapin	Injection intraveineuse	2,5 à 2,6	20	Spoerl et Anthony, 1956 <sup>1</sup> , Anthony et collab., 1956 <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Études citées dans Harrison et collab., 2007.

## 5. Conclusions et perspectives

La présente revue de littérature a permis de démontrer que le polonium peut se disperser dans l'air sur de grandes distances, et ce, autant en raison de l'exhalation du  $^{222}\text{Rn}$  retrouvé naturellement dans les couches superficielles de l'écorce terrestre que par les activités nucléaires, par l'extraction et le traitement de minerais d'uranium qui génèrent une radioactivité naturelle renforcée (NORM) ou par la production de certaines activités industrielles qui modifient les équilibres physicochimiques de la radioactivité naturelle contenue dans les matières utilisées et la concentrent dans les matières résiduelles produites (radioactivité naturelle technologiquement renforcée, TENORM). Le polonium peut ainsi se disperser dans l'environnement et se déposer sur les écosystèmes terrestres et aquatiques avant d'être pris en charge par les organismes vivants et de potentiellement circuler le long des chaînes alimentaires. Cette revue de la littérature met en évidence le manque de connaissances sur le devenir et la mobilité de l'uranium et de ses descendants, incluant le  $^{210}\text{Po}$ , dans les écosystèmes particuliers tels que la forêt boréale, la toundra et les lacs oligotrophes du nord du Québec, dont les caractéristiques physiques et chimiques influent sur la biodisponibilité et la toxicité vis-à-vis des organismes. Les données actuellement disponibles indiquent que le  $^{210}\text{Po}$  est peu biodisponible lorsqu'il est accumulé dans les sols. Sa plus grande mobilité étant par contre reconnue dans l'air, son utilisation comme bio-indicateur de la dispersion atmosphérique au pourtour des sources potentielles de radioactivité renforcée, comme les NORM et les TENORM, devrait être évaluée.

Un grand nombre de données ont été recueillies sur le potentiel de bioaccumulation du polonium dans les organismes aquatiques et terrestres. Les données analysées indiquent que, avec des facteurs de bioconcentration très élevés, supérieurs à 5 000, le polonium déposé dans les eaux de surface peut se bioaccumuler dans l'ensemble des organismes aquatiques considérés. Pour les organismes terrestres, les FBC sont plusieurs ordres de grandeur inférieurs à ceux mesurés en milieu aquatique, ce qui suggère que le potentiel de bioconcentration de ce composé dans les organismes terrestres est faible. Dans les plantes, le polonium se concentre essentiellement dans les parties aériennes, en particulier les feuilles. Chez les invertébrés et les organismes de niveaux trophiques supérieurs, le polonium tend à s'accumuler dans les tissus mous ou les organes digestifs des organismes, en particulier l'hépatopancréas, le foie, les reins et les intestins. Le  $^{210}\text{Po}$  présente de grandes similitudes avec le soufre, ce qui explique son affinité pour certains acides aminés, dont de nombreuses protéines telles que la ferritine et la métallothionéine, notamment retrouvées dans le sang. Le fait que le foie est responsable de la dégradation des protéines et que les reins sont responsables de la réabsorption des acides aminés, jumelé au fait que ce sont des organes fortement irrigués, peut expliquer la présence préférentielle du polonium dans ces organes.

Il existe très peu de données sur la toxicité chimique du polonium sur la faune et la flore aquatiques et terrestres. Ces données sont inexistantes pour la majorité des niveaux trophiques, des microorganismes jusqu'aux oiseaux. Chez les mammifères, de nombreuses études ont été réalisées en vue de comprendre les conséquences d'une exposition massive au polonium, comme à la suite d'un accident nucléaire. Par conséquent, les expositions ont été réalisées à des activités élevées, de l'ordre du kilobecquerel par kilogramme, très supérieures à ce qui pourrait être mesuré autour de mines en activité. Les effets observés étaient liés à la radiotoxicité du polonium (p. ex.. mortalité élevée, cancer). Ils ne sont pas attendus autour de mines en activité ou près d'activités générant des NORM ou des TENORM.

Étant donné que le polonium est davantage reconnu pour sa radiotoxicité que pour sa toxicité chimique, il est recommandé d'évaluer le risque radiotoxique de ce radionucléide en suivant les étapes établies dans la *Procédure d'évaluation du risque radiotoxique pour l'environnement* (CEAEQ, 2015), dans les cas où une évaluation du risque écotoxicologique liée à la présence potentielle de polonium doit être menée. La démarche proposée est basée sur des modèles conceptuels simples en ce qui concerne les transports et transferts des substances radioactives et le calcul dosimétrique à la faune et la flore qui en découle. La caractérisation du risque radiotoxique consiste alors à comparer les doses d'exposition estimées pour chacun des récepteurs écologiques constituant l'écosystème étudié aux valeurs de référence radiologiques recommandées.

Bien que l'utilisation de la *Procédure d'évaluation du risque radiotoxique pour l'environnement* et des critères existants pour la radiotoxicité permette de gérer le risque relié au polonium potentiellement retrouvé dans l'environnement, la présente revue de littérature a permis de mettre en évidence un besoin de générer des données afin de déterminer les effets du  $^{210}\text{Po}$  sur des espèces aquatiques et terrestres représentatives du Québec, particulièrement à des niveaux de radioactivité faibles. Des données de toxicité chronique sont nécessaires chez tous les groupes d'espèces, que ce soit les microorganismes, les invertébrés terrestres et aquatiques, les plantes terrestres et aquatiques, les poissons, les amphibiens, les reptiles, la faune aviaire et les mammifères. Ces études permettront de comprendre le danger associé aux NORM et TENORM dans des conditions représentatives des problématiques environnementales pouvant être rencontrées au Québec. Les résultats obtenus seront fournis aux autorités responsables de l'encadrement et de la gestion des projets d'exploration ou d'exploitation minière et, éventuellement, serviront à l'évaluation du potentiel de valorisation des NORM et des TENORM.

## 6. Références bibliographiques

- ABU BAKAR, N. S., Z. U. W. MAHMOOD ET A. SAAT (2013). « Assessment of Po-210 deposition in moss species and soil around coal-fired power plant », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* vol. 295, n° 1, p. 315-323.
- AKOZCAN, S. (2013). « Levels of Po-210 in some commercial fish species consumed in the Aegean Sea coast of Turkey and the related dose assessment to the coastal population », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 118, p. 93-95.
- AKOZCAN, S., ET A. UGUR (2013). « Activity levels of Po-210 and Pb-210 in some fish species of the Izmir Bay (Aegean Sea) », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 66, p. 234-238.
- AKYIL, S., G. GURBOGA, M. A. A. ASLANI ET S. AYTAS (2008). « Vertical distribution of Ra-226 and Po-210 in agricultural soils in Buyuk Menderes Basin, Turkey », *Journal of Hazardous Materials*, vol. 157, p. 328-334.
- AL-MASRI, M. S., S. MAMISH, M. ABDEL-HALEEM ET H. HANI DURGHAM (2019). « <sup>210</sup>Po and <sup>210</sup>Pb concentration in zooplankton of the Syrian coastal waters (eastern Mediterranean Sea) », *Mediterranean Marine Science*, vol. 20, n° 2, p. 320-325.
- AL-MASRI, M. S., A. AL-HAMWI, Z. EADAN ET Y. AMIN (2010). « Transfer factors of Polonium from soil to parsley and mint », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 101, p. 1038-1042.
- AL-MASRI, M. S., ET COLLAB. (2008). « Transfer of K-40, U-238, Pb-210, and Po-210 from soil to plant in various locations in south of Syria », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 99, p. 322-331.
- AL-MASRI, M. S., S. MAMISH, M. A. AL-HALEEM ET K. AL-SHAMALI (2005). « Lycopodium cernuum and Funaria hygrometrica as deposition indicators for radionuclides and trace metals », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 266, n° 1, p. 49-55.
- AL-MASRI, M. S., S. MAMISH, Y. BUDEIR ET A. NASHWATI (2000). « Po-210 and Pb-210 concentrations in fish consumed in Syria », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 49, p. 345-352.
- ALAM, L., ET C. A. R. MOHAMED (2011). « Natural radionuclide of Po-210 in the edible seafood affected by coal-fired power plant industry in Kapar coastal area of Malaysia », *Environmental Health*, vol. 10, article n° 43.
- ALONSO-HERNANDEZ, C., ET COLLAB. (2002). « Cs-137 and Po-210 dose assessment from marine food in Cienfuegos Bay (Cuba) », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 61, p. 203-211.
- ANSOBORLO, E., ET COLLAB. (2012). « Review of chemical and radiotoxicological properties of polonium for internal contamination purposes », *Chemical Research in Toxicology*, vol. 25, p. 1551-1564.
- AOUN, M., O. EL SAMAD, R. BOU KHOZAM ET R. LOBINSKI (2015). « Assessment of committed effective dose due to the ingestion of (<sup>210</sup>)Po and (<sup>210</sup>)Pb in consumed Lebanese fish affected by a phosphate fertilizer plant », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 140, p. 25-29.
- APOSHIAN, H. V., ET D. C. BRUCE (1991). « Binding of Po-210 to liver metallothionein », *Radiation Research*, vol. 126, p. 379-382.



- ASLAN, E., ET COLLAB. (2018). « An investigation on the seasonal variations of the biomarkers of oxidativestress response and their correlations to Polonium-210 in mussel (*Mytilusgalloprovincialis*) and common sole (*Solea solea*) fromİzmir Bay, Turkey », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 189, p. 103-108.
- AVADHANI, D. N., ET COLLAB. (2001). « Dietary intake of Po-210 and Pb-210 in the environment of Goa of south-west coast of India », *Health Physics*, vol. 81, p. 438-445.
- ATHALYE, V. V., ET K. B. MISTRY (1972). « Foliar retention, transport and leaching of polonium-210 and lead-210 », *Radiation-otany*, vol. 12, p. 287--290.
- BAGNALL, K. W., ET COLLAB. (1990). *Gmelin Po. Polonium Suppl Vol 1(8th Edition)*, Gmelin-Institut Für, Leopold Gmelin, Springer, 425 p.
- BAHROU, A. S., ET COLLAB. (2012). « Volatile dimethyl polonium produced by aerobic marine microorganisms », *Environmental Science & Technology*, vol. 46, p. 11402-11407.
- BANOBRE, C., ET COLLAB. (2020). « 210Po levels and distribution in different environmental compartments from a coastal lagoon. The case of Briozzo lagoon, Uruguay », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 222, p. 106352.
- BARBERO, L., ET COLLAB. (2014). « Mobility of Po and U-isotopes under aci d mine drainage conditions: an experimental approach with samples from Río Tinto area (SW Spain) », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 138, p. 384-389.
- BAUMANN, Z., ET COLLAB. (2013). « Natural and Fukushima-derived radioactivity in macroalgae andmussels along the Japanese shoreline », *Biogeosciences*, vol. 10, p. 3809-3815.
- BELIVERMIŞ, M., ET COLLAB. (2019). « Mercury and Po-210 in mollusc species in the island of Gokceada in the north-eastern Aegean Sea: Bioaccumulation and risk assessment for human consumers », *Chemosphere*, vol. 235, p. 876-884.
- Belivermiş, M., et collab. (2016). « Assessment of 210Po and 210Pb in lichen, moss and soil around Çan coal-fired power plant, Turkey », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 307, p. 523-531.
- BENNETT, J. T., ET R. CARPENTER (1979). « Concentrations and temporal variations of 210Po, 210Pb and Al in the surf zone ecosystem of Copalis Beach, Washington », *Estuarine and Coastal Marine Science*, vol. 8, p. 127-140.
- BERESFORD, N. A., ET COLLAB. (2008). « Inter-comparison of models to estimate radionuclide activity concentrations in non-human biota », *Radiation and Environmental Biophysics*, vol. 47, p. 491-514.
- BERGER, K. C., W. H. ERHARDTH ET C. W. FRANCIS (1965). « Po-210 analysis of vegetables, cured and uncured tobacco and associated soil », *Science*, vol. 150, p. 1738-1739.
- BHAT, R., K. R. SRIDHAR, K. M. RAJASHEKARA ET Y. NARAYANA (2005). « Po-210 bioaccumulation in coast-I sand dune wild legumes - *Canavalia* spp. of southwest coast of India », *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 7, p. 856-860.
- BIGGIN, C. D., G. T. COOK, A B. MACKENZIE ET J. M. PATES (2002). « Time-efficient method for the determination of 210Pb, 210Bi, and 210Po activities in seawater using liquid scintillation spectrometry », *Analytical Chemistry*, vol. 74, n° 3, p. 671-677.

- BORYLO, A., G. ROMANCZYK ET B. SKWARZEC (2017). « Lichens and mosses as polonium and uranium biomonitors on Sobieszewo Island », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 311, n° 1, p. 859-69.
- BORYLO, A., W. NOWICKI, G. OLSZEWSKI ET B. SKWARZEC (2012). « Polonium (Po-210), uranium (U-234, U-238) isotopes and trace metals in mosses from Sobieszewo Island, northern Poland », *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, vol. 47, p. 1831-1842.
- BOYD, C. M., M. HEYRAUD ET C. N. BOYD (1984). « Feeding of the Antarctic krill *Euphausia superba* », *Journal of Crustacean Biology*, vol. 4, n° 1, p. 123-141.
- BROWN, J. E., ET COLLAB. (2011). « Levels and transfer of Po-210 and Pb-210 in Nordic terrestrial ecosystems », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 102, p. 430-437.
- BRUENGER, F. W., ET COLLAB. (1990). « Kidney-disease in beagles injected with Po-210 », *Radiation Research*, vol. 122, p. 241-251.
- BUNZL, K., ET W. KRACKE (1984). « Distribution of Pb-210, Po-210, stable lead and fallout Cs-137 in soil, plants and moorland sheep of a heath », *Science of the Total Environment*, vol. 39, p. 143-159.
- BUSTAMANTE, P., P. GERMAIN, G. LECLERC ET P. MIRAMAND (2002). « Concentration and distribution of Po-210 in the tissues of the scallop *Chlamys varia* and the mussel *Mytilus edulis* from the coast of France (Charente-Maritime) », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 44, p. 997-1002.
- CARVALHO, F. P. (2011). « Polonium (Po-210) and lead (Pb-210) in marine organisms and their transfer in marine food chains », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 102, p. 462-472.
- CARVALHO, F. P., ET COLLAB. (2017). *The environmental behaviour of polonium. Technical Reports Series No. 484*, Vienne, International Atomic Energy Agency.
- CARVALHO, F. P., J. M. OLIVEIRA ET M. MALTA (2016). « Preliminary assessment of uranium mining legacy and environmental radioactivity levels in Sabugal region, Portugal », *International Journal of Energy and Environmental Engineering*, vol. 7, p. 399-408.
- CARVALHO, F. P., J. M. OLIVEIRA ET G. ALBERTO (2011a). « Factors affecting Po-210 and Pb-210 activity concentrations in mussels and implications for environmental bio-monitoring programmes », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 102, p. 128-137.
- CARVALHO, F. P., J. M. OLIVEIRA ET M. MALTA (2011b). « Radionuclides in plants growing on sludge and water from uranium mine water treatment », *Ecological Engineering*, vol. 37, p. 1058-1063.
- CARVALHO, F. P., J. M. OLIVEIRA ET M. MALTA (2011c). « Radionuclides in deep-sea fish and other organisms from the North Atlantic Ocean », *ICES Journal of Marine Science*, vol. 68, p. 333-340.
- CARVALHO, F. P., ET J. M. OLIVEIRA (2008). « Radioactivity in marine organisms from northeast Atlantic ocean ». Dans A. S. Paschoa et F. Steinhausler (dir.), *Natural Radiation Environment, AIP Proceedings 1034*, p. 387-392.
- CARVALHO, F. P., J. M. OLIVEIRA, G. ALBERTO ET J. V. I. BALK (2010). « Allometric relationships of Po-210 and Pb-210 in mussels and their application to environmental monitoring », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 60, p. 1734-1742.

- CARVALHO, F. P., ET S. W. FOWLER (1994). « A double-tracer technique to determine the relative importance of water and food as sources of Po-210 to marine prawns and fish », *Marine Ecology Progress Series*, vol. 103, p. 251-264.
- CARVALHO, F. P. ET S. W. FOWLER (1993). « An experimental-study on the bioaccumulation and turnover of Po-210 and Pb-210 in marine shrimp », *Marine Ecology Progress Series*, vol. 102, p. 125-133.
- CARVALHO, F. P. (1988). « Po-210 in marine organisms – A wide-range of natural radiation-dose domains », *Radiation Protection Dosimetry*, vol. 24, p. 113-117.
- CASACUBERTA, N., ET COLLAB. (2010). « Distribution and biokinetic analysis of Pb-210 and Po-210 in poultry due to ingestion of dicalcium phosphate », *Science of the Total Environment*, vol. 408, p. 4695-4701.
- CASARETT, G. W. (1964a). « Pathology of multiple intravenous doses of polonium », *Radiation Research, Supplement 5*, p. 347-360.
- CASARETT, G. W. (1964b). « Hematology of single intravenous doses of polonium », *Radiation Research, Supplement 5*, p. 322-346.
- CASARETT, G. W. (1964c). « Pathology of orally administered polonium », *Radiation Research, Supplement 5*, p. 361-372.
- CASARETT, G. W. (1964d). « Pathology of single intravenous doses of polonium », *Radiation Research, Supplement 5*, p. 246-321.
- CASARETT, L. J. (1964e). « Distribution and excretion of polonium-210. IX. Deposition, retention, and fate after inhalation by "nose-only" exposure, with notes on mechanics of deposition and clearance and comparison routes of administration », *Radiation Research, Supplement 5*, p. 148-165.
- CASARETT, L. J. (1964f). « Distribution and excretion of polonium-210. V. Autoradiographic study of effects of route of administration on distribution of polonium-210 », *Radiation Research, Supplement 5*, p. 93-105.
- CASARETT, L. J. (1964g). « XII. Autoradiographic observations after inhalation of polonium-210 in rats », *Radiation Research, Supplement 5*, p. 187-204.
- CASARETT, L. J., ET P. E. MORROW (1964). « Distribution and excretion of polonium-210. XI. Autoradiographic studies after intratracheal administration in the rabbit », *Radiation Research, Supplement 5*, p. 175-186.
- CATAL, E. M., A. UGUR, B. OZDEN ET I. FILIZOK (2012). « Po-210 and Pb-210 variations in fish species from the Aegean Sea and the contribution of Po-210 to the radiation dose », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, p. 801-806.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ) (2015). *Procédure d'évaluation du risque radiotoxique pour l'environnement*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 28 p. et annexes.
- CHANG, W. L., ET COLLAB. (2009). « Assessment of Po-210 in foodstuffs consumed in Korea », *Journal of Radiochemical and Nuclear Chemistry*, vol. 279, p. 519-522.
- CHARMASSON, S., P. GERMAIN ET G. LECLERC (1998). « Po-210 as a tracer of variations of tropic input to deep-sea benthic ecosystems: A study of the deep-sea amphipod *Eurythenes gryllus* from the tropical Atlantic », *Radiation Protection Dosimetry*, vol. 75, p. 131-138.

- CHERRIER, J., W. C. BURNETT ET P. A. LAROCK (1995). « Uptake of polonium and sulfur by bacteria », *Geomicrobiology Journal*, vol. 13, p. 103-115.
- CHERRY, M. I., R. D. CHERRY ET M. HEYRAUD (1987). « Po-210 and Pb-210 in antarctic marine biota and sea-water », *Marine Biology*, vol. 96, p. 441-449.
- CHERRY, R. D., M. HEYRAUD ET R. RINDFUSS (1994). « Po-210 in teleost fish and in marine mammals – Interfamily differences and a possible association between Po-210 and red muscle content », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 24, p. 273-291.
- CHERRY, R. D., D. DESBRUYERES, M. HEYRAUD ET C. NOLAN (1992). « High-levels of natural radioactivity in hydrothermal vent polychaetes », *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences – Series III – Sciences de la Vie*, vol. 315, p. 21-26.
- CHERRY, R. D., M. HEYRAUD ET A. G. JAMES (1989). « Diet prediction in common clupeoid fish using Po-210 data », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 10, p. 47-65.
- CHERRY, R. D., ET M. HEYRAUD (1981). « Po-210 content of marine shrimp – Variation with biological and environmental-factors », *Marine Biology*, vol. 65, p. 165-175.
- CHERRY, R. D., ET L. V. SHANNON (1974). « The alpha radioactivity of marine organisms », *Atomic Energy Review*, vol. 12, p. 3-45.
- CLULOW, F. V., N. K. DAVE, T. P. LIM ET R. AVADHANULA (1998). « Radionuclides (lead-210, polonium-210, thorium-230, and -232) and thorium and uranium in water, sediments, and fish from lakes near the city of Elliot Lake, Ontario, Canada », *Environmental Pollution*, vol. 99, p. 199-213.
- CLULOW, F. V., N. K. DAVE, T. P. LIM ET N. R. CLOUTIER (1996). « U- and Th-series radionuclides in snowshoe hare (*Lepus americanus*) taken near U mill tailings close to Elliot Lake, Ontario, Canada », *Environmental Pollution*, vol. 94, p. 273-281.
- CLULOW, F. V., T. P. LIM, N. K. DAVE ET R. AVADHANULA (1992). « Ra-226 levels and concentration ratios between water, vegetation, and tissues of ruffed grouse (*bonasa-umbellus*) from a watershed with uranium tailings near Elliot lake, Canada », *Environmental Pollution*, vol. 77, p. 39-50.
- CLULOW, F. V., M. A. MIRKA, N. K. DAVE ET T. P. LIM (1991). « Ra-226 and other radionuclides in water, vegetation, and tissues of beavers (*castor-canadensis*) from a watershed containing u-tailings near Elliot lake, Canada », *Environmental Pollution*, vol. 69, p. 277-310.
- COHEN, L., ET M. CREDITOR (1983). « Iso-effect tables for tolerance of irradiated normal human tissues », *International Journal of Radiation Oncology, Biology, Physics*, vol. 9, p. 233-241.
- COLANGELO, C. H., M. R. HUGUET ET A. A. OLIVEIRA (1994). « Levels of Po-210 in marine species of the South-Atlantic ocean », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry-Letters*, vol. 188, p. 65-71.
- CONNAN, O., P. GERMAIN, L. SOLIER ET G. GOURET (2007). Variations of Po-210 and Pb-210 in various marine organisms from Western English Channel: contribution of Po-210 to the radiation dose. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 97, p. 168-188.
- COPPIN, F., ET S. ROUSSEL-DEBET (2004). « Comportement du <sup>210</sup>Po en milieu terrestre : revue bibliographique », *Radioprotection*, vol. 39, p. 39-58.
- COWEN, J. P., V. F. HODGE ET T. R. FOLSOM (1976). « In vivo accumulation of radioactive polonium by the giant kelp *Macrocystis pyrifera* », *Marine Biology*, vol. 37, p. 239-248.

- CRÊTE, M., J. M. LÉGARÉ, A. DAVELUY ET J. GAUTHIER (1993). *Concentrations saisonnières des radioéléments les plus importants (210Pb, 210Po et 137Cs) présents dans les tissus de caribou du nord québécois après l'accident de Tchernobyl*, Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 29 p.
- DAHLGAARD, H. (1996). « Polonium-210 in mussels and fish from the Baltic North Sea estuary », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 32, p. 91-96.
- DEIAA, E., ET COLLAB. (2020). « The assessment of radiological risks associated with the ingestion of 210Po, 210Pb, and 137Cs in marine organisms collected from the local fish market of Kenitra, Morocco », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 324, p. 1069-1076.
- DE MOURA, J. F., ET COLLAB. (2015). « Assessment of trace elements, POPs, 210Po and stable isotopes (15N and 13C) in a rare filter-feeding shark: The megamouth », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 95, n° 1, p. 402-406.
- DESIDERI, D., M. A. MELI ET C. ROSELLI (2011). « Natural radionuclides in seafood from the Central Adriatic sea (Italy) », *Health Physics*, vol. 100, p. 160-166.
- Din, K. S. (2011). « Determination of Po-210 in various foodstuffs and its annual effective dose to inhabitants of Qena City, Egypt », *Science of the Total Environment*, vol. 409, p. 5301-5304.
- DŁUGOSZ-LISIECKA, M. (2016). « The sources and fate of (210)Po in the urban air: A review », *Environment International*, vol. 94, p. 325-330.
- DŁUGOSZ-LISIECKA, M., ET J. WROBEL (2014). « Use of moss and lichen species to identify Po-210-contaminated regions », *Environmental Science-Processes & Impacts*, vol. 16, n° 12, p. 2729-2733.
- DURAND, J. P., ET COLLAB. (2002). « Ferritin and hemocyanin: Po-210 molecular traps in marine fish, oyster and lobster », *Marine Ecology Progress Series*, vol. 233, p. 199-205.
- DURAND, J. P., ET COLLAB. (1999). « Po-210 binding to metallothioneins and ferritin in the liver of teleost marine fish », *Marine Ecology Progress Series*, vol. 177, p. 189-196.
- EKDAL, E., I. KARALI ET M. M. SAC (2006). « Po-210 and Pb-210 in soils and vegetables in Kucuk Menderes basin of Turkey », *Radiation Measurements*, vol. 41, p. 72-77.
- EL SAMAD, O., R. BAYDOUN ET H. E. JEAID (2010). « Activity concentration of polonium-210 and lead-210 in Lebanese fish », *Lebanese Science Journal*, vol. 11, n° 2, p. 39-45.
- FAGANELI, J., ET COLLAB. (2017). « Accumulation of 210Po in coastal waters (Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea) », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 144, p. 1-7.
- FARBER-LORDA, J., Y. TATEDA ET S. W. FOWLER (2017). « Modelling the relationship between zooplankton biomass and environmental variations in the distribution of 210Po during a one year cycle in northwestern Mediterranean coastal waters », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 174, p. 17-22.
- FARBER-LORDA, J., ET COLLAB. (2013). « 210Po/210Pb dynamics in relation to zooplankton biomass and trophic conditions during an annual cycle in northwestern Mediterranean coastal waters », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 115, p. 43-52.
- FELLMAN, A., ET COLLAB. (1994). « Polonium metabolism in adult female baboons », *Radiation Research*, vol. 137, p. 238-250.

- FESENKO, S., ET COLLAB. (2010). « Radio nuclide transfer to marine biota species: review of Russian language studies », *Radiation and Environmental Biophysics*, vol. 49, p. 531-547.
- FOLLONOSA, E., A. PENALVER, C. AGUILAR ET F. BORRULL (2015). « Polonium-210 levels in different environmental samples », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22, n° 24, p. 20032-20040.
- FINGER, J. M., ET J. D. SMITH (1987). « Molecular association of Cu, Zn, Cd and Po-210 in the digestive gland of the squid *Nototodar-us-gouldi* », *Marine Biology*, vol. 95, p. 87-91.
- FINK, R. M. (1950). *Biological Studies with Polonium, Radium and Plutonium*, New York, McGraw-Hill.
- FISHER, N. S., K. A. BURNS, R. D. CHERRY ET M. HEYRAUD (1983). « Accumulation and cellular-distribution of Am-241, Po-210, and Pb-210 in 2 marine-algae », *Marine Ecology Progress Series*, vol. 11, p. 233-237.
- FLUES, M., V. MORAES ET B. P. MAZZILLI (2002). « The influence of a coal-fired power plant operation on radionuclide concentrations in soil », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 63, n° 3, p. 285-294.
- FOWLER, S. W. (2011). « Po-210 in the marine environment with emphasis on its behaviour within the biosphere », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 102, p. 448-461.
- GALHARDI, J. A., ET COLLAB. (2017a). « Natural radionuclides in lichens, mosses and ferns in a thermal power plant and in an adjacent coal mine area in Southern Brazil », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 167, p. 43-53.
- GALHARDI, J. A., ET COLLAB. (2017b). « Natural radionuclides in plants, soils and sediments affected by U-rich coal mining activities in Brazil », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 177, p. 37-47.
- GARCIA-ORELLANA, J., ET COLLAB. (2016). « Influence of submarine groundwater discharge on (210)Po and (210)Pb bioaccumulation in fish tissues », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 155-156, p. 46-54.
- GASCO, C., ET COLLAB. (2002). « Variations of the activity concentrations and fluxes of natural (210Po, 210Pb) and anthropogenic (239+240Pu, 137Cs) radionuclides in the Strait of Gibraltar (Spain) », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 62, p. 241-262.
- GERMAIN, P., G. LECLERC ET S. SIMON (1995). « Transfer of Po-210 into *mytilus-edulis* (l) and *fucus-vesiculosus* (l) from Franceaie-de-Seine (Channel coast of France) », *Science of the Total Environment*, vol. 164, p. 109-123.
- GIRI, S., V. N. JHA, G. SINGH ET R. M. TRIPATHI (2012). « Dose estimates for the local inhabitants from Po-210 ingestion via dietary sources at a proposed uranium mining site in India », *International Journal of Radiation Biology*, vol. 88, p. 540-546.
- GIRI, S., G. SINGH, V. N. JHA ET R. M. TRIPATHI (2010). « Natural radionuclides in fish species from surface water of Bagjata and Banduhurang uranium mining areas, East Singhbhum, Jharkhand, India », *International Journal of Radiation Biology*, vol. 86, p. 946-956.
- GJELSVIK, R., ET COLLAB. (2014). « Polonium-210 and Caesium-137 in lynx (*Lynx lynx*), wolverine (*Gulo gulo*) and wolves (*Canis lupus*) », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 138, p. 402-409.
- GODOY, J. M., ET COLLAB. (2014). « (210)Polonium and (210)lead content of marine birds from Southeastern Brazil », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 135, p. 108-112.

- GODOY, J. M., ET COLLAB. (2012). « (210)Polonium content of small cetaceans from Southeastern Brazil », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 106, p. 35-39.
- GODOY, J. M., ET COLLAB. (2008). « Po-210 concentration in Perna perna mussels: looking for radiation effects », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 99, p. 631-640.
- GOUVEA, R. C., P. L. SANTOS ET I. R. DUTRA (1992). « Pb-210 and Po-210 concentrations in some species of marine mollusks », *Science of the Total Environment*, vol. 112, n<sup>os</sup> 2-3, p. 263-267.
- GROZDOV, S. P. (1961). « Electrocardiographic changes in rabbits under the action of X-rays and assimilated polonium English summ », *Meditinskaiia Radiologiia*, vol. 6, p. 48-53.
- GWYNN, J. P., A. NALBANDYAN ET G. RUDOLFSEN (2013). « Po-210, Pb-210, K-40 and Cs-137 in edible wild berries and mushrooms and ingestion doses to man from high consumption rates of these wild foods », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 116, p. 34-41.
- GWYNN, J. P., J. E. BROWN, K. M. KOVACS ET C. LYDERSEN (2006). « The derivation of radionuclide transfer parameters for and dose-rates to an adult ringed seal (*Phoca hispida*) in an Arctic environment », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 90, p. 197-209.
- HAINES, J. W., J. D. HARRISON, H. E. POTTINGER ET A. W. PHIPPS (1995). « Transfer of polonium to the embryo and fetus of rat and guinea-pig », *International Journal of Radiation Biology*, vol. 67, p. 381-390.
- HAMEED, P. S., K. SHAHEED ET S. S. N. SOMASUNDARAM (1997). « A study on distribution of natural radionuclide polonium-210 in a pond ecosystem », *Journal of Biosciences*, vol. 22, p. 627-634.
- HAMILTON, T., D. SEAGARS, T. JOKELA ET D. LAYTON (2008). « Cs-137 and Po-210 in Pacific walrus and bearded seal from St. Lawrence Island, Alaska », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 56, p. 1158-1167.
- HANSEN, W. R., ET R. L. WATTERS (1970). « Plant uptake of 210Po from soil », *Radiation Botany*, vol. 10, p. 371-375.
- HARADA, K., W. C. BURNETT ET P. A. LAROCK (1989). « Polonium in florida groundwater and its possible relationship to the sulfur cycle and bacteria », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 53, p. 143-150.
- HARRISON, J., ET COLLAB. (2007). « Polonium-210 as a poison », *Journal of Radiological Protection*, vol. 27, p. 17-40.
- HASSONA, R. K., ET COLLAB. (2008). « Assessment of Committed Effective Dose due to consumption of Red Sea coral reef fishes collected from the local market (Sudan) », *Science of the Total Environment*, vol. 393, n<sup>os</sup> 2-3, p. 214-218.
- HEMALATHA, P., D. MADHUPARNA, S. K. JHA ET R. M. TRIPATHI (2014). « An investigation of 210Po distribution in marine organisms in the Mumbai Harbour Bay », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 303, p. 271-276.
- HEYRAUD, M., R. D. CHERRY ET E. B. DOWDLE (1987). « The subcellular-localization of natural Po-210 in the hepatopancreas of the rock lobster (*Jasus-lalandii*) », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 5, p. 249-260.
- HEYRAUD, M., ET R. D. CHERRY (1983). « Correlation of Po-210 and Pb-210 enrichments in the sea-surface microlayer with neuston biomass », *Continental Shelf Research* 1, p. 283-293.

- HEYRAUD, M., ET R. D. CHERRY (1979). « Po-210 and Pb-210 in marine food-chains », *Marine Biology*, vol. 52, p. 227-236.
- HEYRAUD, M., S. W. FOWLER, T. M. BEASLEY ET R. D. CHERRY (1976). « Polonium-210 in euphausiids – Detailed study », *Marine Biology*, vol. 34, p. 127-136.
- HICSONMEZ, U., S. A. ERENTURK, A. U. GORGUN ET M. A. A. ASLANI (2020). « Removal of <sup>209</sup>Po from aquatic environment and its equilibrium and thermodynamic parameters », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 220-221, p 106280.
- HODGE, V. F., F. L. HOFFMAN ET T. R. FOLSOM (1974). « Rapid accumulation of plutonium and polonium on giant brown algae », *Health Physics*, vol. 27, p. 29-35.
- HOLM, E., ET COLLAB. (2010). *Hair and Feathers as Indicators of Internal Contamination of <sup>210</sup>Po and <sup>210</sup>Pb*, NKS-217, ISBN 978-87-7893-287-7.
- HOLTZMAN, R. B. (1969). « Concentrations of the naturally occurring radionuclides radium-226, lead-210 and polonium-210 in aquatic fauna ». Dans D. J. Nelson et F. C. Evans (dir.), *National Symposium on Radioecology II*, Ann Arbor, Michigan, CONF-670503, p. 535-546.
- Holtzman, R. B. (1966). « Natural levels of lead-210, polonium-210 and radium-226 in humans and biota of the Arctic », *Nature (London)*, vol. 210, p. 1094-1097.
- HONG, G. H., ET COLLAB. (2008). « Distribution of <sup>210</sup>Po and export of organic carbon from the euphotic zone in the southwestern East Sea (Sea of Japan) », *Journal of Oceanography*, vol. 64, p. 277-292.
- HOROWITZ, E. J., J. K. COCHRAN, M. P. BACON ET D. J. HIRSCHBERG (2020). « <sup>210</sup>Po and <sup>210</sup>Pb distributions during a phytoplankton bloom in the North Atlantic: Implications for POC export », *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 164, p.103339.
- HOSSEINI, A., J. E. BROWN, J. P. GWYNN ET M. DOWDALL (2012). « Review of research on impacts to biota of discharges of naturally occurring radionuclides in produced water to the marine environment », *Science of the Total Environment*, vol. 438, p. 325-333.
- HOWARD, B. J., ET COLLAB. (2013). « The IAEA handbook on radionuclide transfer to wildlife », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 121, p. 55-74.
- HYNE, R. V., J. D. SMITH ET G. ELLENDER (1992). « Tissue and subcellular-distribution of Fe, Cu, Zn and Po-210 in the abalone *Haliotis-rubra* », *Marine Biology*, vol. 112, p. 75-80.
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA) (1994). *Sources of radioactivity in the marine environment and their relative contributions to overall dose assessment from marine radioactivity (MARDOS Project) (IAEA-MEL-R2/94)*, IAEA, Vienne.
- INSTITUT DE RADIOPROTECTION ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE (IRSN) (2021). *Tchernobyl, Livret d'information, Collection thématique*, [En ligne], France, 40 p. [[https://www.laradioactivite.com/site/pages/RadioPDF/irsn\\_livret\\_tchernobyl.pdf](https://www.laradioactivite.com/site/pages/RadioPDF/irsn_livret_tchernobyl.pdf)] (Consulté le 29 septembre 2021).
- INSTITUT DE RADIOPROTECTION ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE (IRSN) (2011). « Simulations de la dispersion atmosphérique du panache radioactif formé par les rejets de la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi, entre le 12 mars et le 20 mars 2011 », [En ligne], [[https://www.irsn.fr/FR/Actualites\\_presse/Actualites/Pages/20110319\\_simulation\\_dispersion\\_panache\\_radioactif.aspx#.YVSjYTHMKUK](https://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Pages/20110319_simulation_dispersion_panache_radioactif.aspx#.YVSjYTHMKUK)] (Consulté le 29 septembre 2021).



- JEFFREE, R. A., R. SZYMCZAK ET G. A. PECK (2004). « Po-210 and Pb-210 concentration factors for zooplankton and faecal pellets in the oligotrophic South-West Pacific », *Isotopes in Environmental Studies Aquatic Forum 2004*, IAEACN-118/112, p. 325-326.
- JEAMBRUN, M. (2012). *L'uranium et ses descendants dans la chaîne alimentaire*, Thèse (Ph. D.), Université de Strasbourg, Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg, 214 p. [En ligne], [[http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/82/10/54/PDF/jeambrun\\_marion\\_2012\\_ED413.pdf](http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/82/10/54/PDF/jeambrun_marion_2012_ED413.pdf)].
- JHA, V. N., ET COLLAB. (2013). « Uptake of Po-210 by aquatic plants of a fresh water ecosystem around the uranium mill tailings management facility of Jaduguda, India », *International Journal of Radiation Biology*, vol. 89, p. 770-781.
- JIA, G. G., ET COLLAB. (2003). « Pb-210 and Po-210 concentrations in the Venice lagoon ecosystem (Italy) and the potential radiological impact to the local public and environment », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 256, p. 513-528.
- JOHNSTON, A. (1987). *Radiation exposure of members of the public resulting from operation of the Ranger Uranium mine. [Technical Memorandum 20]*, Office of the Supervising Scientist for the Alligator Rivers Region, Sydney, Australie.
- KANNAN, V., M. A. R. IYENGAR ET R. RAMESH (2001). « Dose estimates to the public from Po-210 ingestion via dietary sources at Kalpakkam (India) », *Applied Radiation and Isotopes*, vol. 54, p. 663-674.
- KARUNAKARA, N., ET COLLAB. (2000). « Distribution and enrichment of Po-210 in the environment of Kaiga in South India », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 51, p. 349-362.
- KENNEDY, A. R., J. WORCESTER ET J. B. LITTLE (1977). « Deposition and localization of Po-210 intratracheally instilled in hamster lung as determined by autoradiography of freeze-dried sections », *Radiation Research*, vol. 69, p. 553-572.
- KHAN, M. F., J. BENJAMIN ET S. G. WESLEY (2011a). « Radiotoxicity via intake of marine organisms: exposure and risk assessment in South Indians », *Toxicological and Environmental Chemistry*, vol. 93, p. 549-564.
- KHAN, M. F., S. UMARAJESWARI ET S. G. WESLEY (2011b). « Biomonitoring Po-210 and Pb-210 in marine brachyuran crabs collected along the coast of Kudankulam, Gulf of Mannar (GOM), India », *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 13, p. 553-562.
- KHAN, M. F., ET S. G. WESLEY (2016). « Baseline concentration of Polonium-210 (<sup>210</sup>Po) in tunafish », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 107, n° 1, p. 379-382.
- KHAN, M. F., S. G. WESLEY ET M. P. RAJAN (2014). « Polonium-210 in marine mussels (bivalve molluscs) inhabiting the southern coast of India », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 138, p. 410-416.
- KHAN, M. F., ET S. G. WESLEY (2012a). « Radionuclides in resident and migratory fishes of a wedge bank region: Estimation of dose to human beings, South India », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, p. 2224-2232.
- KHAN, M. F., ET S. G. WESLEY (2012b). « Radionuclide monitoring in molluscs inhabiting intertidal region near a nuclear installation, Gulf of Mannar, India », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, p. 436-444.
- KHAN, M. F., ET S. G. WESLEY (2011a). « Tissue distribution of Po-210 and Pb-210 in select marine species of the coast of Kudankulam, southern coast of Gulf of Mannar, India », *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 175, p. 623-632.

- KHAN, M. F., ET S. G. WESLEY (2011b). « Bioaccumulation of Po-210 and Pb-210 in cephalopods collected from Kudankulam (southeastern coast of Gulf of Mannar, India) and assessment of dose in human beings », *Radiation Protection Dosimetry*, vol. 147, p. 457-466.
- KHAN, M. F., ET S. G. WESLEY (2011c). « Assessment of health safety from ingestion of natural radionuclides in seafoods from a tropical coast, India », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 62, p. 399-404.
- KILIÇ, Ö., ET COLLAB. (2019). « Assessment of Po-210 and Pb-210 by moss biomonitoring technique in Thrace region of Turkey », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 322, n° 2, p. 699-706.
- KILIÇ, Ö., ET COLLAB. (2018). « <sup>210</sup>Po and <sup>210</sup>Pb in fish from northern Aegean Sea and radiation dose to fish consumers », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 318, p. 1189-1199.
- KIM, G., ET COLLAB. (2005). « Enrichment of excess Po-210 in anoxic ponds », *Environmental Science & Technology*, vol. 39, p. 4894-4899.
- KIM, S. H., G. H. HONG, H. M. LEE ET B. E. CHO (2017). « <sup>210</sup>Po in the marine biota of Korean coastal waters and the effective dose from seafood consumption », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 174, p. 30-37.
- KRISTAN, U., ET COLLAB. (2015). « Polonium-210 and selenium in tissues and tissue extracts of the mussel *Mytilus galloprovincialis* (Gulf of Trieste) », *Chemosphere*, vol. 119, p. 231-241.
- LADINSKAYA, Y., D. PARFENOV, D. K. POPOV ET A. V. FEDOROVA (1973). « Pb-210 and Po-210 content in air, water, foodstuffs, and human body », *Archives of Environmental & Occupational Health*, vol. 27, p. 254-258.
- LAPHAM, S. C., J. B. MILLARD ET J. M. SAMET (1989). « Health implications of radionuclide levels in cattle raised near U mining and milling facilities in Ambrosia Lake, New Mexico », *Health Physics*, vol. 56, p. 327-340.
- LAROCK, P., ET COLLAB. (1996). « Bacterial mobilization of polonium », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 60, p. 4321-4328.
- LAZORENKO, G. E., G. G. POLIKARPOV ET A. R. BOLTACHEV (2002). « Natural radioelement polonium in primary ecological groups of black sea fishes », *Russian Journal of Marine Biology*, vol. 28, n° 1, p. 52-56.
- LEBEDEVA, G. A. (1961). « Development of early morphological changes in the gastrointestinal tract with the administration of polonium English summ », *Arkhiv Patologii*, vol. 23, p. 16-21.
- LEE, C. W., ET COLLAB. (2009). « Assessment of (<sup>210</sup>)Po in foodstuffs consumed in Korea », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 279, p. 519-522.
- LI, C., ET COLLAB. (2011). « Biokinetics of Po-210 in rats: excretion via urine and faeces and retention in tissues and organs », *Radiation Protection Dosimetry*, vol. 145, p. 395-399.
- LITTLE, J. B., A. R. KENNEDY ET R. B. MCGANDY (1985). « Effect of dose-rate on the induction of experimental lung-cancer in hamsters by alpha-radiation », *Radiation Research*, vol. 103, p. 293-299.
- LITTLE, J. B., A. R. KENNEDY ET R. B. MCGANDY (1975). « Lung-cancer induced in hamsters by low-doses of alpha-radiation from polonium-210 », *Science*, vol. 188, p. 737-738.

- LOUW, I., A. FAANHOF ET D. KOTZE (2009). « Determination of polonium-210 in various foodstuffs after microwave digestion », *Radioprotection*, vol. 44, n° 5, p. 89-95.
- LUBNA, A., N. A. NIKAZLIN, S. AFIZA SURIANI ET C. A. R. MOHAMED (2011). « A study on the activity concentration of Po-210 in the marine environment of the Kapar coastal area », *Journal of Tropical Marine Ecosystem*, vol. 1, p. 1-8.
- LUNA-PORRES, M. Y., ET COLLAB. (2014). « Potential human health risk by metal(loid)s, U-234, U-238 and Po-210 due to consumption of fish from the Luis L. Leon Reservoir (Northern Mexico) », *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 11, p. 6612-6638.
- LUNA-PORRES, M. Y., ET COLLAB. (2012). « Determination of uranium and polonium in *Sparus aurata* by alpha spectrometry », *Revista Mexicana De Fisica*, vol. 58, p. 224-227.
- MACDONALD, C. R., L. L. EWING, B. T. ELKIN ET A. M. WIEWEL (1996). « Regional variation in radionuclide concentrations and radiation dose in caribou (*Rangifer tarandus*) in the Canadian Arctic, 1992-94 », *Science of the Total Environment*, vol. 182, p. 53-73.
- MACKLIN RANI, L., R. K. JEEVANRAM, V. KANNAN ET M. GOVINDARAJU (2014). « Estimation of Polonium-210 activity in marine and terrestrial samples and computation of ingestion dose to the public in and around Kanyakumar coast, India », *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, vol. 7, p. 207-213.
- MAHON, D. C. (1982). « Uptake and translocation of naturally-occurring radionuclides of the uranium series », *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 29, p. 697-703.
- MALTA, M., ET F. P. CARVALHO (2011). « Radionuclides in marine mammals off the Portuguese coast »', *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 102, p. 473-478.
- MARSICO, E. T., ET COLLAB. (2014). « Distribution of Po-210 in two species of predatory marine fish from the Brazilian coast », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 128, p. 91-96.
- MATHEWS, T., ET N. S. FISHER (2008). « Evaluating the trophic transfer of cadmium, polonium, and methylmercury in an estuarine food chain », *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 27, p. 1093-1101.
- MCDONALD, P., D. JACKSON, D. R. P. LEONARD ET K. MCKAY (1999). « An assessment of Pb-210 and Po-210 in terrestrial foodstuffs from regions of England and Wales », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 43, p. 15-29.
- MCDONALD, P., S. W. FOWLER, M. HEYRAUD ET M. S. BAXTER (1986). « Po-210 in mussels and its implications for environmental alpha-autoradiography », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 3, n° 4, p. 293-303.
- MEDLEY, P., C. DOERING, F. EVANS ET A. BOLLHÖFER (2017). « Natural radionuclides and stable elements in weaver ants (*Oecophylla smaragdina*) from tropical northern Australia », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 178-179, p. 404-410.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCC) (2022). *Critères de décision pour l'indice PBT*. [En processus de publication.]
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES (MELCC) (2021). « Critères de qualité de l'eau de surface: Radionucléides (débit de dose) », [En ligne], Québec, [http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/details.asp?code=S0949](http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0949)].

- MINISTÈRE DE L'ÉNERGIE ET DES RESSOURCES NATURELLES (MERN) (2020). *Les minéraux critiques et stratégiques – Plan québécois pour la valorisation des minéraux critiques et stratégiques 2020-2025*, [En ligne], Québec, 62 p. [[https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/energie-ressources-naturelles/publications-adm/plan-strategique/PL\\_valorisation\\_mineraux\\_critiques\\_strategiques.pdf?1618857094](https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/energie-ressources-naturelles/publications-adm/plan-strategique/PL_valorisation_mineraux_critiques_strategiques.pdf?1618857094)].
- MELI, M. A., ET COLLAB. (2013a). « Radioactivity measurements and dosimetric evaluation in meat of wild and bred animals in central Italy », *Food Control*, vol. 30, p. 272-279.
- MELI, M. A., ET COLLAB. (2013b). « Po-210 and Pb-210 concentration in environmental samples of the Adriatic Sea », *International Journal of Environmental Research*, vol. 7, p. 51-60.
- MIKHAILOVICH, S. M. (1958). « Hemorrhagic syndrome in the clinical picture of radiation sickness in dogs, caused by polonium English summ », *Meditsinskaia Radiologiia*, vol. 3, p. 9-14.
- MISHRA, S., S. BHALKE, G. G. PANDIT ET V. D. PURANIK (2009). « Estimation of Po-210 and its risk to human beings due to consumption of marine species at Mumbai, India », *Chemosphere*, vol. 76, p. 402-406.
- MITCHELL, N., D. PEREZ-SANCHEZ ET M. C. THORNE (2013). « A review of the behaviour of U-238 series radionuclides in soils and plants », *Journal of Radiological Protection*, vol. 33, p. R17-R48.
- MIRZOEVA, N. Y., ET COLLAB. (2020). « 210Po in Crimean salt lakes », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 219, p.106270.
- MOFFETT, D., ET M. TELLIER (1977). « Uptake of radioisotopes by vegetation growing on uranium railings », *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 57, p. 417-424.
- MOROZ, B. B., ET N. P. SMIRNOVA (1959). « The action of Po-210 on the body Referat. Zhur., Biol., 1961, No. 1K72. (Translation.) », *Meditsinskaia Radiologiia*, vol. 4, p. 66-74.
- MORROW, P. E., ET R. J. DELLA ROSA (1964). « Distribution and excretion of polonium-210. VII. Fate of colloid after intratracheal administration to rabbits », *Radiation Research, Supplement 5*, p. 124-132.
- MORROW, P. E., ET COLLAB. (1964). « Distribution and excretion of polonium-210. 11. The early fate in cats », *Radiation Research, Supplement 5*, p. 60-66.
- MORTVEDT, J. J. (1994). « Plant and soil relationships of uranium and thorium decay series radionuclides – A review », *Journal of Environmental Quality*, vol. 23, p. 643-650.
- MUSTHAFA, M. S., ET R. KRISHNAMOORTHY (2012). « Estimation of Po-210 and Pb-210 and its dose to human beings due to consumption of marine species of Ennore Creek, South India », *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 184, p. 6253-6260.
- NARAYANA, Y., ET K. M. RAJASHEKARA (2010). « Study of Po-210 and Pb-210 in the riverine environments of coastal Karnataka », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 101, p. 468-471.
- NARAYANA, Y, P. K. SHETTY ET K. SIDDAPPA (2006). « Behavior of 210Po and 210Pb in high background areas of coastal Kerala on the south west coast of India », *Applied Radiation and Isotopes.*, vol. 64, n° 3, p. 396-401.
- NELSON, A. W., ET COLLAB. (2017). « Polonium-210 accumulates in a lake receiving coal mine discharges – Anthropogenic or natural? », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 167, p. 211-221.
- NOSHKIN, V. E., W. L. ROBISON ET K. M. WONG (1994). « Concentration of Po-210 and Pb-210 in the diet at the Marshall Islands », *Science of the Total Environment*, vol. 155, p. 87-104.

- NOZAKI, Y., F. DOBASHI, Y. KATO, ET Y. YAMAMOTO (1998). « Distribution of Ra isotopes and the  $^{210}\text{Pb}$  and  $^{210}\text{Po}$  balance in surface seawaters of the mid Northern Hemisphere », *Deep Sea Research*, vol. 45, p. 1263-1284.
- OKUKU, E. O., L. I. KITERESI, V. O. WANJERI ET G. O. OWATO (2020). « Baseline survey of sediment contamination with  $^{210}\text{Polonium}$  in three peri-urban creeks of Mombasa, Kenya », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 154, p. 111040.
- OLSZEWSKI, G., A. BORYŁO ET B. SKWARZEC (2016). « A study on possible use of *Urtica dioica* (common nettle) plant as polonium  $^{210}\text{Po}$  and lead  $^{210}\text{Pb}$  contamination biomonitor in the area of phosphogypsum stockpile », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 23, n° 7, p. 6700-6708.
- OUYANG, J., ET COLLAB. (2018). « Temporal variations, sources and tracer significance of Polonium-210 in the metropolitan atmosphere of Beijing, China », *Atmospheric Environment*, vol. 193, p. 214-223.
- OZDEN, B., ET COLLAB. (2013). « Assessment of the effects of physical-chemical parameters on Po-210 and Pb-210 concentrations in cultivated and uncultivated soil from different areas », *Geoderma*, vol. 192, p. 7-11.
- PAQUET, F., ET COLLAB. (1998). « Transfer of polonium, neptunium, plutonium and americium to the primate fetus », *Radiation Protection Dosimetry*, vol. 79, p. 303-306.
- PEARSON, A. J., S. GAW, N. HERMANSPAHN ET C. N. GLOVER (2016). « Activity concentrations of  $^{137}\text{Caesium}$  and  $^{210}\text{Polonium}$  in seafood from fishing regions of New Zealand and the dose assessment for seafood consumers », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 151, n° 3, p. 542-550.
- PENTREATH, R. J., N. B. LOVETT, B. R. HARVEY ET R. D. IBBETT (1979). « Alpha-emitting nuclides in commercial fish species caught in the vicinity of Windscale, United Kingdom, and their radiological significance to man ». Dans *Proc. Int. Symp. IAEA on Biological Implications of Radionuclides Released from Nuclear Industries*, IAEA, Vienne, IAEA-SM-23711, p.227-245.
- PEREIRA, W. D. S., A. KELECOM, R. D. C. DOS SANTOS GOUVEA ET D. DE AZEVEDO PY JUNIOR (2008). « Analysis of the body distribution of absorbed dose in the organs of three species of fish from Sepetiba Bay ». Dans A. S. Paschoa et F. Steinhausler (dir.), *Natural Radiation Environment*, vol. 1034, p. 397-400.
- PERSSON, B. R. R., ET E. HOLM (2011). « Polonium-210 and lead-210 in the terrestrial environment: a historical review », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 102, p. 420-429.
- PIETRZAKFLIS, Z., E. CHRZANOWSKI ET S. DEMBINSKA (1997). « Intake of Ra-226, Pb-210 and Po-210 with food in Poland », *Science of the Total Environment*, vol. 203, p. 157-165.
- PIETRZAKFLIS, Z., ET M. SKOWRONSKASMOLAK (1995). « Transfer of Pb-210 and Po-210 to plants via root-system and aboveground interception », *Science of the Total Environment*, vol. 162, p. 139-147.
- PILLAI, G. S., G. SATHEESHKUMAR ET P. S. HAMEED (2018). « Distribution and bioaccumulation of Po-210 and Pb-210 in abiotic and biotic components of the Bay of Bengal », *Radiation Protection Dosimetry*, vol. 182, n° 2, p. 273-284.
- PLANISEK, P., L. BENEDIK ET B. SMODIS (2013). « Comparison of various dissolution techniques for determination of Po-210 in biological samples », *Applied Radiation and Isotopes*, vol. 81, p. 53-56.

- POLLARD, D., T. P. RYAN ET A. DOWDALL (1998). « The dose to Irish seafood consumers from Po-210 », *Radiation Protection Dosimetry*, vol. 75, p. 139-142.
- RAGHAVENDRA, T., ET COLLAB. (2013). *Estimation of polonium concentration in groundwater samples from the Peddagattu/Nambapur and Seripalli regions using alpha-spectrometry*, Mangalore University, Mangalore.
- RAJA, P., ET P. S. HAMEED (2010). « Study on the Distribution and Bioaccumulation of Natural Radionuclides, Po-210 and Pb-210 in Parangipettai Coast, South East Coast of India », *Indian Journal of Marine Sciences*, vol. 39, p. 449-455.
- RAM, R., J. VAUGHAN, B. ETSCHMANN ET J. BRUGGER (2019). « The aqueous chemistry of polonium (Po) in environmental and anthropogenic processes », *Journal of Hazardous Materials*, vol. 380, p. 120725.
- RAYNO, D. R. (1983). « Estimated dose to man from uranium milling via the beef milk food-chain pathway », *Science of the Total Environment*, vol. 31, p. 219-241.
- RENAUD, P., ET COLLAB. (2015). « <sup>210</sup>Pb and <sup>210</sup>Po activities in French foodstuffs », *Radioprotection*, vol. 50, n° 2, p. 123-128.
- RENCOVÁ, J., ET COLLAB. (2004). « Influence of heavy metals upon the retention and mobilization of polonium-210 in rats », *International Journal of Radiation Biology*, vol. 80, n° 10, p. 769-776.
- RENCOVÁ, J., ET COLLAB. (1997). « Reduction of subacute lethal radiotoxicity of polonium-210 in rats by chelating agents », *International Journal of Radiation Biology*, vol. 72, p. 341-348.
- ROSELLI, C., ET COLLAB. (2017). « Application of an in vitro digestion model for <sup>210</sup>Po bioaccessibility assessment in seafood », *Journal of Radiological Protection*, vol. 37, n° 4, p. 907-917.
- ROŽMARIĆ, M., ET COLLAB. (2013). « Seasonal and spatial variations of <sup>210</sup>Po and <sup>210</sup>Pb activity concentrations in *Mytilus galloprovincialis* from Croatian coast of the Adriatic Sea », *Chemosphere*, vol. 93, n° 9, p. 2063-2068.
- RUELAS-INZUNZA, J., ET COLLAB. (2012). « Po-210 activity and concentrations of selected trace elements (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) in the muscle tissue of *Tunas thunnus albacares* and *Katsuwonus pelamis* from the Eastern Pacific Ocean », *Biological Trace Element Research*, vol. 149, p. 371-376.
- RYAN, B., A. BOLLHÖFER ET P. MARTIN (2008). « Radionuclides and metals in freshwater mussels of the upper South Alligator River, Australia », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 99, n° 3, p. 509-526.
- RYAN, T. P., ET COLLAB. (1999). « Po-210 in *Mytilus edulis* in the Irish marine environment », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 43, p. 325-342.
- SAITO, R. T., I. I. L. CUNHA, R. C. L. FIGUEIRA ET M. G. TESSLER (2003). « Pb-210 and Po-210 levels in sediments, water, and bioindicators in the Cananea-Iguape estuary - Sao Paulo – Brazil », *Czechoslovak Journal of Physics*, vol. 53, p. A75-A81.
- SAITO, R. T., ET I. I. L. CUNHA (1997). « Analysis of Po-210 in marine samples », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 220, p. 117-119.
- SAMUELS, L. D., V. R. HUNT, J. B. LITTLE ET E. P. RADFORD (1964). « Gonadal exposure to polonium-210 in man + in mouse », *Genetics*, vol. 50, p. 282-283.

- SANTÉ CANADA (2009). « Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada à Document technique-Paramètres radiologiques », [En ligne], [[http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/radiological\\_para-radiologiques/index-fra.php](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/radiological_para-radiologiques/index-fra.php)].
- SCHRECKHISE, R. G., ET R. L. WATTERS (1969). « Internal distribution and milk secretion of Polonium-210 after oral administration to a lactating goat », *Journal of Dairy Science*, vol. 52, p. 1867.
- SEILER, R. L., ET J. L. WIEMELS (2012). « Occurrence of Po-210 and biological effects of low-level exposure: The need for research », *Environmental Health Perspectives*, vol. 120, p. 1230-1237.
- SEILER, R. L. (2011). « <sup>210</sup>Po in Nevada groundwater and its relation to gross alpha radioactivity », *Ground Water*, vol. 49, p. 160-171.
- SERGEEV, V. I., N. Y. STEPANOVA, A. V. SAVENKO ET Y. A. SAPOZHNIKOV (2015). « Use of iron sulfide for removing polonium from liquid radioactive waste », *Radiochemistry*, vol. 57, n° 5, p. 534-536.
- SERT, E., ET COLLAB. (2011). « Biomonitoring of Po-210 and Pb-210 using lichens and mosses around coal-fired power plants in Western Turkey », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 102, p. 535-542.
- SHAHEED, K., S. S. N. SOMASUNDARAM, P. S. HAMEED ET M. A. R. IYENGAR (1997). « A study of polonium-210 distribution aspects in the riverine ecosystem of Kaveri, Tiruchirappalli, India », *Environmental Pollution*, vol. 95, p. 371-377.
- SHAMI, S. G., L. A. THIBODEAU, A. R. KENNEDY ET J. B. LITTLE (1982). « Proliferative and morphological changes in the pulmonary epithelium of the syrian golden-hamster during carcinogenesis initiated by Po-alpha-Po-210 alpha-radiation », *Cancer Research*, vol. 42, p. 1405-1411.
- SHANNON, L. V., R. D. CHERRY ET O. J. ORREN (1970). « Polonium-210 and lead-210 in the marine environment », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 34, p. 701-711.
- SHARMA, D. B., ET COLLAB. (2020). « Distribution of <sup>210</sup>Pb and <sup>210</sup>Po in ground water around uranium mineralized area of Jaduguda, Jharkhand, India », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 327, p. 217-227.
- SIRELKHATIM, D. A., A. K. SAM ET R. K. HASSONA (2008). « Distribution of Ra-226-Pb-210-Po-210 in marine biota and surface sediments of the Red Sea, Sudan », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 99, p. 1825-1828.
- SIVAKUMAR, R. (2014). « An assessment of the Po-210 ingestion dose due to the consumption of agricultural, marine, fresh water and forest foodstuffs in Gudalore (India) », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 137, p. 96-104.
- SKIPPERUD, L., ET COLLAB. (2013). « Po-210 and Pb-210 in water and fish from Taboshar uranium mining Pit Lake, Tajikistan », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 123, p. 82-89.
- SKUTERUD, L., ET COLLAB. (2005). « Sr-90, Po-210 and Pb-210 in lichen and reindeer in Norway », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 84, p. 441-456.
- SKWARZEC, B. (1997). « Polonium, uranium and plutonium in the southern Baltic Sea », *Ambio*, vol. 26, p. 113-117.
- SKWARZEC, B. (1988). « Accumulation of Po-210 in selected species of baltic fish », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 8, p. 111-118.

- SKWARZEC, B., ET R. BOJANOWSKI (1988). « Po-210 content in sea-water and its accumulation in southern baltic plankton », *Marine Biology*, vol. 97, p. 301-307.
- SKWARZEC, B., ET L. FALKOWSKI (1988). « Accumulation of Po-210 in baltic invertebrates », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 8, p. 99-109.
- SKWARZEC, B., ET A. JAKUSIK (2003). « Po-210 bioaccumulation by mushrooms from Poland », *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 5, p. 791-794.
- SKWARZEC, B., J. U. ULATOWSKI, D. I. STRUMINSKA ET J. FALANDYSZ (2003). « Polonium Po-210 in the phytobenthos from Puck Bay », *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 5, p. 308-311.
- SKWARZEC, B., ET J. FABISIAK (2007). « Bioaccumulation of polonium Po-210 in marine birds », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 93, p. 119-126.
- SKWARZEC, B., ET M. PRUCNAL (2007). « Accumulation of polonium Po-210 in tissues and organs of deer carvidae from Northern Poland », *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, vol. 42, p. 335-341.
- SKWARZEC, B., D. I. STRUMINSKA-PARULSKA, A. BORYLO ET K. KABAT (2012). « Polonium, uranium and plutonium radionuclides in aquatic and land ecosystem of Poland », *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, vol. 47, p. 479-496.
- SMITH, J., ET P. H. TOWLER (1993). « Polonium-210 in cartilaginous fishes (Chondrichthyes) from South Eastern Australia waters », *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, vol. 44, p. 727-733.
- SOLATIE, D., M. JUNTILA ET P. VESTERBACKA (2006). « <sup>210</sup>Po and <sup>210</sup>Pb in the food chain lichen-reindeer-human », *Radiochemistry*, vol. 48, n° 6, p. 632-633.
- SOREMARK, R., ET V. R. HUNT (1966). « Autoradiographic studies of distribution of polonium-210 in mice after a single intravenous injection », *International Journal of Radiation Biology and Related Studies in Physics Chemistry and Medicine*, vol. 11, p. 43-50.
- SPOERL, E. S., ET D. S. ANTHONY (1956). « Biological research related to polonium ». Dans H. V. Hoyer (dir.), *Polonium*, Tennessee, US Atomic Energy Commission Technical Information Service Extension, chapitre 5, p. 97-115.
- STANNARD, J. N. (1964). « Distribution and excretion of polonium-210. I. Comparison of oral and intravenous routes in the rat », *Radiation Research, Supplement 5*, p. 49-59.
- STANNARD, J. N., ET F. A. SMITH (1964). « Distribution and excretion of polonium-210. X. Species comparison », *Radiation Research, Supplement 5*, p. 166-174.
- STAVEN, L. H., K. RHOADS, B. A. NAPIER ET D. L. STRENGE (2003). *A compendium of transfer factors for agricultural and animal products*, Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington.
- STEPNOWSKI, P., ET B. SKWARZEC (1999). « The bioaccumulation of Po-210 and Pb-210 in the southern Baltic organisms », *Czechoslovak Journal of Physics*, vol. 49, p. 205-209.
- STEPNOWSKI, P., ET B. SKWARZEC (2000a). « Tissue and subcellular distributions of Po-210 in the crustacean *Saduria entomon* inhabiting the southern Baltic Sea », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 49, p. 195-199.



- STEPNOWSKI, P., ET B. SKWARZEC (2000b). « A comparison of Po-210 accumulation in molluscs from the southern Baltic, the coast of Spitsbergen and Sasek Wielki Lake in Poland », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 49, p. 201-208.
- STEWART, G. M., ET N. S. FISHER (2003a). « Bioaccumulation of polonium-210 in marine copepods », *Limnology and Oceanography*, vol. 48, p. 2011-2019.
- STEWART, G. M., ET N. S. FISHER (2003b). « Experimental studies on the accumulation of polonium-210 by marine phytoplankton », *Limnology and Oceanography*, vol. 48, p. 1193-1201.
- STRADY, E., ET COLLAB. (2015). « <sup>210</sup>Po and <sup>210</sup>Pb trophic transfer within the phytoplankton-zooplankton-anchovy/sardine food web: a case study from the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea) », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 143, p. 141-151.
- STROK, M., ET B. SMODIS (2011). « Levels of Po-210 and Pb-210 in fish and molluscs in Slovenia and the related dose assessment to the population », *Chemosphere*, vol. 82, p. 970-976.
- STRUMIŃSKA-PARULSKA, D. I., J. FALANDYSZ ET Y. WANG (2020a). « Radiotoxic <sup>210</sup>Po and <sup>210</sup>Pb in uncooked and cooked Boletaceae mushrooms from Yunnan (China) including intake rates and effective exposure doses », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 21, p. 106236.
- STRUMIŃSKA-PARULSKA, D. I., ET COLLAB. (2020b). « Bolete mushroom *Boletus baniugan* from Yunnan as a reflection of the geographical distribution of <sup>210</sup>Po, <sup>210</sup>Pb and uranium (<sup>234</sup>U, <sup>235</sup>U, <sup>238</sup>U) radionuclides, their intake rates and effective exposure doses », *Chemosphere*, vol. 253, p. 126585.
- STRUMIŃSKA-PARULSKA, D. I., ET G. OLSZEWSKI (2018). « Is ecological food also radioecological? <sup>210</sup>Po and <sup>210</sup>Pb studies », *Chemosphere*, vol. 191, p. 190-195.
- STRUMIŃSKA-PARULSKA, D. I., G. OLSZEWSKI ET J. FALANDYSZ (2017). « <sup>210</sup>Po and <sup>210</sup>Pb bioaccumulation and possible related dose assessment in parasol mushroom (*Macrolepiota procera*) », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 24, p. 26858-26864.
- STRUMIŃSKA-PARULSKA, D. I., ET COLLAB. (2016). « Determination of <sup>210</sup>Po and <sup>210</sup>Pb in red-capped scaber (*Leccinum aurantiacum*): bioconcentration and possible related dose assessment », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 23, n° 22, p. 22606-22613.
- STRUMIŃSKA-PARULSKA, D. I., K. SZYMAŃSKA ET B. SKWARZEC (2015). « Determination of <sup>210</sup>Po in hair of domestic animals from Poland and Norway », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 306, p. 71-78.
- STRUMIŃSKA-PARULSKA, D. I., ET COLLAB. (2010). « Polonium (<sup>210</sup>Po), uranium (<sup>238</sup>U) and plutonium (<sup>239</sup>+<sup>240</sup>Pu) in the biggest Polish rivers », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 286, p. 373-380.
- SUH, H. L., ET COLLAB. (1995). « <sup>210</sup>Po accumulation in the pelagic community of Yongil Bay, Korea », *Journal of the Korean Society of Fisheries and Ocean Technology*, vol. 28, p. 219-226.
- SURIYANARAYANAN, S., ET COLLAB. (2010). « Assessment of Po-210 and Pb-210 in marine biota of the Mallipattinam ecosystem of Tamil Nadu, India », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 101, p. 1007-1010.
- SURIYANARAYANAN, S., ET COLLAB. (2008). « Studies on the distribution of Po-210 and Pb-210 in the ecosystem of Point Calimere Coast (Palk Strait), India », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 99, p. 766-771.

- SWIFT, D. J., D. L. SMITH, D. J. ALLINGTON ET M. J. IVES (1994). « The  $^{210}\text{Po}$  content of north-sea edible crab, cancer-pagurus L, and common shrimp, crangon-crangon L and the potential radiological impact », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 23, p. 213-230.
- SZACIŁOWSKI, G., J. OŚKO ET T. PLISZCZYŃSKI (2019). « Determination of  $^{210}\text{Po}$  in air filters from metallurgic industry », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 322, p. 1351-1356.
- SZYMAŃSKA, K., ET D. I. STRUMIŃSKA-PARULSKA (2020). « Atmospheric fallout impact on  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$ -content in wild growing mushrooms », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 27, p. 20800-20806.
- SZYMAŃSKA, K., D. I. STRUMIŃSKA-PARULSKA ET J. FALANDYSZ (2019). « Isotopes of  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in Hazel bolete (*Leccinellum pseudoscabrum*) - bioconcentration, distribution and related dose assessment », *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 26, n° 18, p. 18904-18912.
- SZYMAŃSKA, K., J. FALANDYSZ, B. SKWARZEC ET D. I. STRUMIŃSKA-PARULSKA (2018). «  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in forest mushrooms of genus *Leccinum* and topsoil from northern Poland and its contribution to the radiation dose », *Chemosphere*, vol. 213, p. 133-140.
- TANAKA, N., Y. TAKEDA ET S. TSUNOGAI (1983). « Biological effects on the removal of Th-234, Po-210 and Pb-210 from surface waters on Funka Bay, Japan », *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 47, p. 1783-1790.
- TATEDA, Y., F. P. CARVALHO, S. W. FOWLER ET J. C. MIQUEL (2003). « Fractionation of  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in coastal waters of the NW Mediterranean continental margin », *Continental Shelf Research*, vol. 23, p. 295-316.
- THAKUR, P., ET A. WARD (2020). «  $^{210}\text{Po}$  in the environment: insight into the naturally occurring polonium isotope », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 323, p. 27-49.
- THENG, T. L., Z. AHMAD ET C. A. MOHAMED (2004). « Activity concentrations of Po-210 in the soft parts of cockle (*Anadara granosa*) at Kuala Selangor, Malaysia », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 262, p. 485-488.
- THOMAS, P. A., J. IRVINE, J. LYSTER ET R. BEAULIEU (2005). « Radionuclides and trace metals in Canadian moose near uranium mines : Comparison of radiation doses and food chain transfer with cattle and caribou », *Health Physics*, vol. 88, p. 423-438.
- THOMAS, P. A. (2000a). « Radionuclides in the terrestrial ecosystem near a Canadian uranium mill – Part I : Distribution and doses », *Health Physics*, vol. 78, p. 614-624.
- THOMAS, P. A. (2000b). « Radionuclides in the terrestrial ecosystem near a Canadian uranium mill – Part II : Small mammal food chains and bioavailability », *Health Physics*, vol. 78, p. 625-632.
- THOMAS, P. A., ET T. E. GATES (1999). « Radionuclides in the lichen-caribou-human food chain near uranium mining operations in northern Saskatchewan, Canada », *Environmental Health Perspectives*, vol. 107, p. 527-537.
- THOMAS, P. A. (1995). *Radionuclides in small mammals of the Saskatchewan prairie – including implications for the boreal forest and arctic tundra*, Regina, Saskatchewan, Rapport technique pour Environnement Canada.
- THOMAS, P. A. (1994). « Dosimetry of Po-210 in humans, caribou, and wolves in Northern Canada », *Health Physics*, vol. 66, p. 678-690.

- THOMAS, R., ET COLLAB. (2020). «  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Po}$  and lead isotopes in a pit lake water profile in Sweden », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 223-224, p. 106384.
- THOMAS, R. G. (1964). « The binding of polonium by red blood cells and plasma proteins », *Radiation Research, Supplement 5*, p. 29-39.
- THOMPSON, C. E., C. A. BURTON, D. J. QUINN ET Y. C. NG (1972). *Concentration factors of chemical elements in edible aquatic organisms*, N.C.R.L. 50564 Rev.1.
- UDDIN, S., ET COLLAB. (2020). « Po uptake in microalgae at different seawater pH: An experimental studysimulating ocean acidification », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 151, p. 110844.
- UDDIN, S., ET M. BEBHEHANI (2014). « Bioaccumulation of Po-210 in common gastropod and bivalve species from the northern Gulf », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 104, p. 132-135.
- UDDIN, S., ET COLLAB. (2012). « Baseline concentration of Po-210 in Kuwait's commercial fish species », *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, p. 2599-2602.
- UGUR, A., ET COLLAB. (2017). « Association between radionuclides ( $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$ ) and antioxidant enzymes in oak (*Quercus coccifera*) and mastic tree (*Pistacia lentiscus*) », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 174, p. 71-77.
- UGUR, A., B. ÖZDEN ET I. FILIZOK (2011). « Spatial and temporal variability of  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) at the Turkish coast of the Aegean Sea », *Chemosphere*, vol. 83, p. 1102-1107.
- UGUR, A., B. ÖZDEN, M. M. SAC ET G. YENER (2003). « Biomonitoring of Po-210 and Pb-210 using lichens and mosses around a uraniumiferous coal-fired power plant in western Turkey », *Atmospheric Environment*, vol. 37, p. 2237-2245.
- UNSCEAR (2000). *Sources and effects of ionizing radiation*, Report to the General Assembly of the United Nations with Scientific Annexes, United Nations sales publication E.00.IX.3, New York.
- VAARAMAA, K., D. SOLATIE ET L. ARO (2009). « Distribution of Pb-210 and Po-210 concentrations in wild berries and mushrooms in boreal forest ecosystems », *Science of the Total Environment*, vol. 408, p. 84-91.
- VAASMA, T., ET COLLAB. (2017). « Pb-210 and Po-210 atmospheric releases via fly ash from oil shale-fired power plants », *Environmental Pollution*, vol. 222, p. 210-218.
- VANDENHOVE, H., ET COLLAB. (2009). « Proposal for new best estimates of the soil-to-plant transfer factor of U, Th, Ra, Pb and Po », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 100, p. 721-732.
- VENUNATHAN, N., ET Y. NARAYANA (2016). « Activity of  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in the riverine environs of coastal Kerala on the southwest coast of India », *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, vol. 9, n° 4, p. 392-399.
- WALENCIK-ŁATA, A., ET COLLAB. (2016). « The study of natural and artificial radionuclides incorporation in teeth and head bones of animals lived nearby Caetité uranium mine, Brazil », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 162-163, p. 39-44.
- WASKA, H., G. KIM ET G. B. KIM (2013). « Comparison of S, Se, and Po-210 Accumulation Patterns in Common Squid *Todarodes pacificus* from the Yellow Sea and East/Japan Sea », *Ocean Science Journal*, vol. 48, p. 215-224.

- WASKA, H., ET COLLAB. (2008). « Distribution patterns of chalcogens (S, Se, Te, and Po-210) in various tissues of a squid, *Todarodes pacificus* », *Science of the Total Environment*, vol. 392, p. 218-224.
- WILDGUST, M. A., P. McDONALD ET K. N. WHITE (1998). « Temporal changes of  $^{210}\text{Po}$  in temperate coastal waters », *Science of the Total Environment*, vol. 18, p. 1-10.
- WOOD, M. D., ET COLLAB. (2010). « Radionuclide transfer to reptiles », *Radiation and Environmental Biophysics*, vol. 49, p. 509-530.
- YAMAMOTO, M., ET COLLAB. (1994). « Po-210 and pb-210 in marine organisms: Intake levels for Japanese », *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 178, p. 81-90.
- YOUNES, A., C. ALLIOT, M. MOKILI ET G. Montavon (2018). « Is polonium-210 a good indicator for anthropogenic radioactivity? » *Cancer Biotherapy and Radiopharmaceuticals*, vol. 33, n° 8, p. 356-360.
- YUILE, C. L., H. L. BERKE ET T. HULL (1967). « Lung cancer following polonium-210 inhalation in rats », *Radiation Research*, vol. 31, p. 760-774.
- ZHONG, Q., V. PUIGCORBÉ, C. SANDERS ET J. DU (2020). « Analysis of  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Bi}$ , and  $^{210}\text{Pb}$  in atmospheric and oceanic samples by simultaneously auto-plating  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Bi}$  onto a nickel disc », *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 220-221, p. 106301.



**Environnement,  
Lutte contre  
les changements  
climatiques,  
Faune et Parcs**

**Québec** 