



**HAL**  
open science

# Inventaire des indicateurs biologiques pour le suivi des opérations de démantèlement et d'assainissement d'installations nucléaires et l'évaluation du succès des opérations de (bio) remédiation : état de l'art et identification des besoins de développement

Madeleine Billmann

## ► To cite this version:

Madeleine Billmann. Inventaire des indicateurs biologiques pour le suivi des opérations de démantèlement et d'assainissement d'installations nucléaires et l'évaluation du succès des opérations de (bio) remédiation : état de l'art et identification des besoins de développement. Sciences de l'environnement. 2020. hal-04353106

**HAL Id: hal-04353106**

**<https://hal.inrae.fr/hal-04353106>**

Submitted on 19 Dec 2023

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Université de Bordeaux  
Master Ecotoxicologie et Chimie de l'Environnement

Rapport de stage bibliographique de Master 1  
Année universitaire 2019-2020  
Du 11 mai au 24 juillet 2020

# **Inventaire des indicateurs biologiques pour le suivi des opérations de démantèlement et d'assainissement d'installations nucléaires et l'évaluation du succès des opérations de (bio) remédiation : état de l'art et identification des besoins de développement**

**Madeleine Billmann**




**Tuteurs de stage : Claire Sergeant (CENBG) et Soizic Morin (INRAE)**

**Laboratoires d'accueil :**

**Centre d'Etudes Nucléaires de Bordeaux  
Gradignan**  
19 chemin du solarium 33170 Gradignan

**Institut National de Recherche pour  
l'Agriculture, l'Alimentation et  
l'Environnement Centre de Bordeaux**  
50 avenue de Verdun 33612 Cestas

## Remerciements

Je tiens à remercier Claire Serge  et Soizic Morin pour la qualité de leur encadrement, et ce malgré les conditions exceptionnelles auxquelles nous avons dû faire face ces derniers mois. Leur écoute et disponibilité m'ont beaucoup aidé  tout au long de ce stage réalisé à distance. Je suis également très reconnaissante du soutien  qui m'a été apporté lors de mes hésitations et de la confiance qui m'a été accordée quant au sérieux de mon travail.

## Les laboratoires

Mon stage s'est déroulé en collaboration entre deux laboratoires de recherche :

Le **CENBG** (Centre d'Etudes Nucléaires de Bordeaux Gradignan) est une Unité Mixte de Recherche, sous la double tutelle du CNRS (Centre National de Recherche Scientifique) -IN2P3 (Institut National de Physique Nucléaire et de Physique des Particules) et du Département Sciences de la Matière et du Rayonnement de l'Université de Bordeaux. Il a été créé en 1967. Trois pôles composent ce centre de recherche : Astro-Neutrino, le pôle Nucléaire et le pôle Santé-Environnement. L'équipe radioactivité et environnement dans laquelle j'ai effectué ce stage appartient au pôle Santé-Environnement.

Site : <http://www.cenbg.in2p3.fr/-Radioactivite-Environnement->

L'**INRAE** (Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement) est né le 1er janvier 2020 à la suite de la fusion entre l'**INRA**, (Institut National de la Recherche Agronomique) et l'**IRSTEA**, (Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture). Cet institut est spécialisé dans l'exploitation de la connaissance du monde vivant au service de l'agriculture, de l'alimentation et de l'environnement. L'équipe **ECOV** (Ecologie des Communautés Végétales Aquatiques et ~~sur~~ l'Impact des Pressions Multiples) dans laquelle j'ai effectué ce stage appartient à l'unité ~~des~~ **EABX** (Ecosystèmes Aquatiques et Changement Globaux)

Site : <https://www6.bordeaux-aquitaine.inrae.fr/eabx/EABX/ECOVEA>

# Sommaire

I.	<b><u>Introduction</u></b> .....	1
II.	<b><u>Démarche scientifique</u></b> .....	2
	A. <b>Constitution de la base de données bibliographiques</b> .....	2
	B. <b>Analyse des données</b> .....	3
III.	<b><u>Analyse bibliographique</u></b> .....	4
	A. <b>Résultats</b> .....	4
	B. <b>Perspectives d'études à développer</b> .....	9
	C. <b>Bioremédiation et valorisation des déchets TFA</b> .....	9
IV.	<b><u>Conclusion</u></b> .....	10
V.	<b><u>Bibliographie</u></b> .....	12
VI.	<b><u>Annexes</u></b> .....	16
VII.	<b><u>Résumé</u></b> .....	21

## **I. Introduction**

L'activité nucléaire est un domaine en pleine expansion notamment dans les pays en voie de développement en dépit de plusieurs accidents de grande importance comme Tchernobyl en 1986 ou Fukushima en 2011. Malgré les risques liés à cette activité, les installations nucléaires sont actuellement considérées comme indispensables à la transition énergétique car elles ne produisent pas de gaz à effet de serre. Actuellement en France, deux tiers des réacteurs en opération ont plus de 30 ans et approchent de leur fin de vie. Il est donc indispensable d'amener de l'expertise sur le sujet du démantèlement et de l'assainissement des installations nucléaires pour pouvoir gérer la grande quantité de déchets radioactifs induite par l'arrêt de toutes ces installations. Il y a un réel manque d'indicateurs pour le suivi de la contamination radioactive dans l'environnement (Lourenço et al. 2016), comme il est déploré pour le suivi de la contamination en uranium et plutonium au niveau des côtes japonaises à la suite de l'accident de Fukushima (Zuykov et al. 2020). Ce manque de connaissances est encore plus important dans le cadre des opérations de démantèlement et d'assainissement d'installations nucléaires. En effet, au niveau mondial en 2007, le radionucléide le plus étudié était le radiocésium (Baeza et al. 2007), contaminant trouvé dans l'environnement à la suite d'accidents nucléaires (Calmet et al. 1997).

Les déchets de très faible activité (TFA) représentaient 31,3% (482 000m<sup>3</sup>) du volume total des déchets radioactifs en France fin 2016 (Rapport de synthèse ANDRA, 2018), et jusqu'à 1 100 000 m<sup>3</sup> de déchets TFA sont prévus d'ici 2030. Les déchets TFA peuvent prendre diverses formes, il s'agit de tous les matériaux qui ont pu être au contact de substances radioactives, que ce soient des gravats, de la terre, de la ferraille. Les déchets TFA ont une activité radioactive inférieure à 100 becquerels par gramme, donc inférieure à la radioactivité naturelle. Il est possible de trouver dans les déchets TFA n'importe quel élément radioactif, présent au sein des installations nucléaires comme de l'uranium (U) et du plutonium (Pu) ainsi que de leurs produits descendants (Annexe 1). Ces radioisotopes représentent un danger dans la mesure où ils peuvent se trouver accumulés dans les organismes à proximité, ou même entraînés dans les eaux souterraines ou de surface par lessivage. D'autant plus que les vertébrés sont les organismes terrestres les plus radiosensibles en terme de mortalité et de reproductibilité (Yavuz et al. 2016). D'où l'importance de la spéciation de l'élément considéré, car les facteurs physicochimiques comme le pH ou la température peuvent modifier la biodisponibilité, le transfert, la mobilité ou la toxicité des radioéléments (Hutchins et al. 1998). Il est donc extrêmement important d'assurer un suivi de qualité de ces radioéléments dans l'environnement lors des opérations de démantèlement et d'assainissement nucléaire.

Quelques organismes ou projets mettent à disposition des informations concernant les opérations de démantèlement et d'assainissement des installations nucléaires comme le Plan National de Gestion des Matières et Déchets Radioactifs (PNGMDR), l'Agence Nationale pour la Gestion des Déchets Radioactifs (ANDRA), le Commissariat à l'Energie Atomique et aux énergies alternatives (CEA), le groupe Electricité de France, (EDF) ou l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN). A Bordeaux, à l'initiative du Centre d'Etudes Nucléaires de Bordeaux Gradignan (CENBG), un grand programme de recherche académique DEMAIN « Démantèlement des Installations Nucléaires » a vu

le jour en 2019. Ce projet vise à limiter les impacts des opérations de démantèlement et d'assainissement. Il s'organise autour de 4 pôles, dont le pôle « Santé & Environnement » qui s'intéresse à la migration des polluants dans la biosphère, la gestion des déchets ainsi que les effets sanitaires.

C'est dans ce cadre que ce stage s'insère. Il a pour objectif de réaliser un inventaire des indicateurs biologiques (IB) existants pour le suivi des opérations de démantèlement et d'assainissement des installations nucléaires ainsi que pour l'évaluation du succès des opérations de remédiation. En effet, un bioindicateur est une espèce animale, végétale, microbienne ou une communauté dont tous les organismes vivants reflètent d'une façon homogène les perturbations de l'environnement aquatique ou terrestre soit par des variations d'abondance, de morphologie, de physiologie ou de comportement et répondent aux critères de sélection (Letoumeau et Castonguay 1987). Selon le site internet de l'IRSN, les IB spécifiques à la radioactivité sont peu nombreux, alors qu'ils pourraient être très utiles à la surveillance environnementale.

Recompiler les IB spécifiques d'un ou plusieurs radionucléides ainsi que leurs réponses connues aux pressions permettrait de suivre le niveau de contamination du périmètre d'installations nucléaires en cours d'assainissement. Cela permettrait également d'identifier le manque de connaissances et de proposer des pistes d'amélioration possible. De plus, il serait possible de développer des méthodes de biorémédiation par phytoextraction notamment dans le cas d'IB bioaccumulateurs des éléments radioactifs. La phytoextraction est une technique de dépollution in situ fondée sur l'utilisation des plantes capables d'accumuler des polluants dans leurs parties aériennes (Bret et al. 2015). L'analyse bibliographique a été ciblée sur les organismes accumulateurs d'éléments radioactifs pour répondre aux questions du suivi biologique des opérations de démantèlement et d'assainissement des installations nucléaires ainsi que pour l'évaluation du succès des opérations de remédiation.

## **II. Démarche scientifique**

### **A) Constitution de la base de données bibliographiques**

Rassembler des données sur des IB pour assurer le suivi des opérations d'assainissement et de démantèlement nucléaire requiert de bonnes connaissances des installations nucléaires. Elles ont notamment été trouvées sur le site de l'IRSN. Les informations concernant le déroulement actuel des opérations de démantèlement et d'assainissement et la gestion des déchets radioactifs ont été trouvées dans le PNGMDR et les sites de l'ANDRA, du CEA, d'EDF ou de l'IRSN.

Une fois la familiarisation avec le sujet terminée, les limites du sujet ont été établies. Dans un premier temps, le sujet a été divisé en sous-parties. Il a fallu identifier les différents éléments radioactifs trouvés dans les déchets TFA, matériaux contaminés issus des installations nucléaires après leur arrêt et déchargement du cœur des réacteurs. En se concentrant sur les radionucléides du début des différentes chaînes de désintégration utilisées dans les réacteurs nucléaires comme l'uranium ou le plutonium ainsi que les éléments à longue période (Annexe 1). Ensuite ont été recherchés les potentiels IB spécifiques des différents éléments radioactifs pour assurer le suivi des opérations d'assainissement et de démantèlement. Pour chacune de ces sous-parties, des mots clés ont été cherchés en français et

en anglais afin d'élargir la recherche aux publications internationales. Les premières recherches ont été réalisées sur la base de données Web of Science (WOS).

Les mots clés ont été associés par des opérateurs booléens "AND" et "OR", ainsi que "TS = " ce qui signifie "Topics =" soit "sujet =" pour former la requête suivante : « TS = (Radionucl\* OR "radioactif waste\*" OR radiotoxicit\* OR radioelement\* OR actinide\* OR radioecolog\* OR radioisotope\*) AND TS = (bioindicator\* OR biomonitor\* OR "biological indicator\*" OR "biological monitor\*") AND TS = (uranium OR thorium OR radium OR radon OR plutonium OR americium OR neptunium OR plomb OR polonium OR bismuth OR Bi OR thallium OR Tl OR protactinium OR Pa OR actinium OR Ac OR francium OR Fr OR U OR Th OR Rn OR Ra OR Pu OR Am OR Po OR Pb OR Np) ». Cette requête lancée dans toutes les bases de données de WOS a donné 374 résultats, le 26 mai 2020 en considérant tous les articles depuis 1950. Une seconde requête a été faite en ajoutant à la requête précédente les mots clés suivant afin de cibler plus précisément les publications liées au démantèlement : « AND TS= (dismantl\* OR decommissioning OR cleanup OR assessment) ». Celle-ci n'a donné que 225 résultats, mais au vu du nombre de publications inexploitées dans le cadre de cette recherche bibliographique, il a fallu réélargir la recherche en utilisant des mots clés moins spécifiques du démantèlement et de l'assainissement. Cela peut s'expliquer par le fait que les recherches dans le domaine du démantèlement d'installations nucléaires non accidentées sont encore très peu nombreuses car c'est une préoccupation très récente.

Dans un premier temps, les recherches ont été axées sur les publications traitant le suivi de l'uranium, ceci explique pourquoi dans ce rapport il y a plus de données concernant ce radionucléide que les autres. Par la suite, la bibliographie des articles trouvés sur WOS a été lue afin d'identifier d'autres articles du même genre. Les textes intégraux de ces références accessibles ont été obtenus, grâce à d'autres bases des données comme Google Scholar, Scopus, ScienceDirect, Babord+ (base de données de l'université de Bordeaux).

Afin de présenter les résultats de manière claire, un tableau a été créé, une partie de ce tableau est présenté en Annexe 3. Il recense les IB potentiels, leur radioélément cible, leur réponse, l'exposition, le contexte de l'étude, la contamination du milieu, la concentration accumulée, le facteur de bioaccumulation. Ensuite différents graphiques et tableaux ont été réalisés en regroupant les différents organismes indicateurs d'un même radionucléide.

## **B) Analyse des données**

L'analyse des données s'est faite à partir de graphiques combinés sur le logiciel Excel. Sur ces graphiques sont représentées les activités des différents radioéléments dans le milieu et dans les organismes indicateurs. L'activité des radioéléments est toujours en becquerel par kilogramme ou par litre en fonction de l'environnement considéré. Le becquerel (Bq) mesure l'activité de la matière radioactive, donc le nombre de désintégrations par seconde. Le facteur de bioaccumulation (BCF) a ensuite été calculé pour chaque organisme et placé sur ces mêmes graphiques. Le BCF s'obtient en faisant le rapport entre l'activité d'un élément dans l'organisme et son activité dans le milieu :

$$\text{BCF} = \frac{\text{Activité de l'élément dans l'organisme}}{\text{Activité de l'élément dans l'environnement}}$$



Plus le BCF est élevé pour un organisme, plus il accumule l'élément donné. Dans certains cas, le BCF était donné dans les articles. Lorsque les BCF sont trop variables pour un même organisme, les données présentant les concentrations environnementales en radionucléides les plus faibles ont été sélectionnées, pour être en cohérence avec le sujet des déchets TFA.

### III. Analyse bibliographique

Le nombre de publications ne cesse d'augmenter depuis les années 2000 (Figure 1A) ce qui peut indiquer une réelle prise de conscience de l'importance du suivi des éléments radioactifs dans l'environnement. Le nombre de publications en fonction du pays (Figure 1B) reflète l'importance de l'activité nucléaire au sein du pays, en effet les USA, le Royaume-Uni, la Russie et la France font partie des plus gros producteurs d'énergie nucléaire au niveau mondial. En faisant la somme du nombre de publications des pays européens, soit 220 publications au total depuis 1951, nous constatons que c'est en Europe que ce sujet est le plus étudié. Cela peut avoir un lien avec l'accident de Tchernobyl qui a provoqué une très forte contamination des sols surtout en Europe de l'Est.

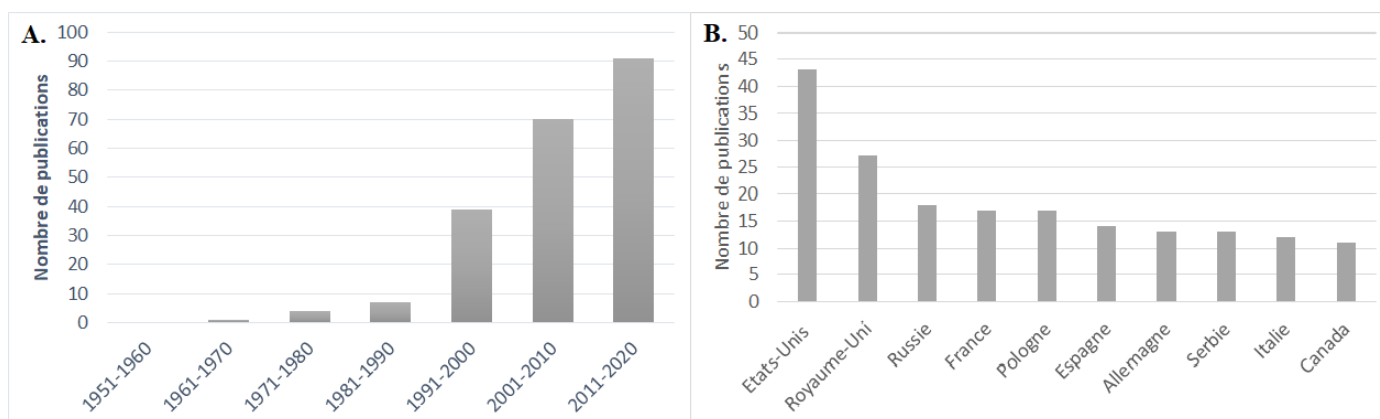


Figure 1 : A. Nombre de publications par décennie. B. Nombre de publications depuis 1951 en fonction du pays

#### A) Présentation des données recensées :

Les données recensées dans les nombreux articles ont été regroupées par radionucléide. De cette manière ont pu être comparés les différents IB ainsi que leur spécificité pour l'élément cible. Une partie de ces données se trouvent dans les annexes 2 et 3. Les éléments radioactifs ont été traités dans l'ordre de la chaîne de désintégration de  $^{238}\text{U}$  utilisé dans les centrales nucléaires (Annexe 1).

#### Uranium

L'uranium naturel est constitué à 99,275% de l'isotope  $^{238}\text{U}$  qui est le premier élément d'une des chaînes de désintégration utilisée dans les installations nucléaires (Annexe 1). Sa période est de 4,468 milliards d'années. Les deux autres isotopes naturels principaux sont  $^{235}\text{U}$  (0,719%) et  $^{234}\text{U}$  (0,0057%). C'est  $^{235}\text{U}$  fissile qui est enrichi pour être utilisé dans les réacteurs nucléaires. L'uranium

représente un danger particulier pour l'environnement car il est à la fois radiotoxique, par son émission de rayonnement alpha, et chimiotoxique. Dans les sols, la mobilité de l'uranium dépend des conditions d'oxydo-réduction du milieu (Sheppard et al. 2005). Dans un milieu oxydant aérobie par exemple, l'uranium a tendance à réagir avec l'oxygène pour former l'ion uranyle  $UO_2^{2+}$ , très mobile, où l'uranium a une valence de +VI, qui est sa forme la plus stable. L'ion uranyle se complexe facilement avec différentes particules du sol qui sont plus ou moins solubles et déterminent donc la mobilité de l'uranium. En milieu réducteur en anaérobie, l'uranium peut être réduit et va avoir tendance à précipiter. La biodisponibilité de l'uranium pour les végétaux dépend des mêmes paramètres que la mobilité de cet élément, plus il est complexé ou précipité, moins il est disponible à l'absorption des cellules. Dans les eaux, la spéciation de l'uranium est influencée par le pH et le potentiel d'oxydoréduction. La mobilité de l'uranium dans l'eau douce est principalement liée à la fraction colloïdale, en effet 90 % de l'uranium se trouve dans la fraction colloïdale. Néanmoins, la salinité a tendance à réduire la proportion de l'uranium liée aux colloïdes, ce qui diminue fortement sa mobilité en milieu marin (Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire 2012).

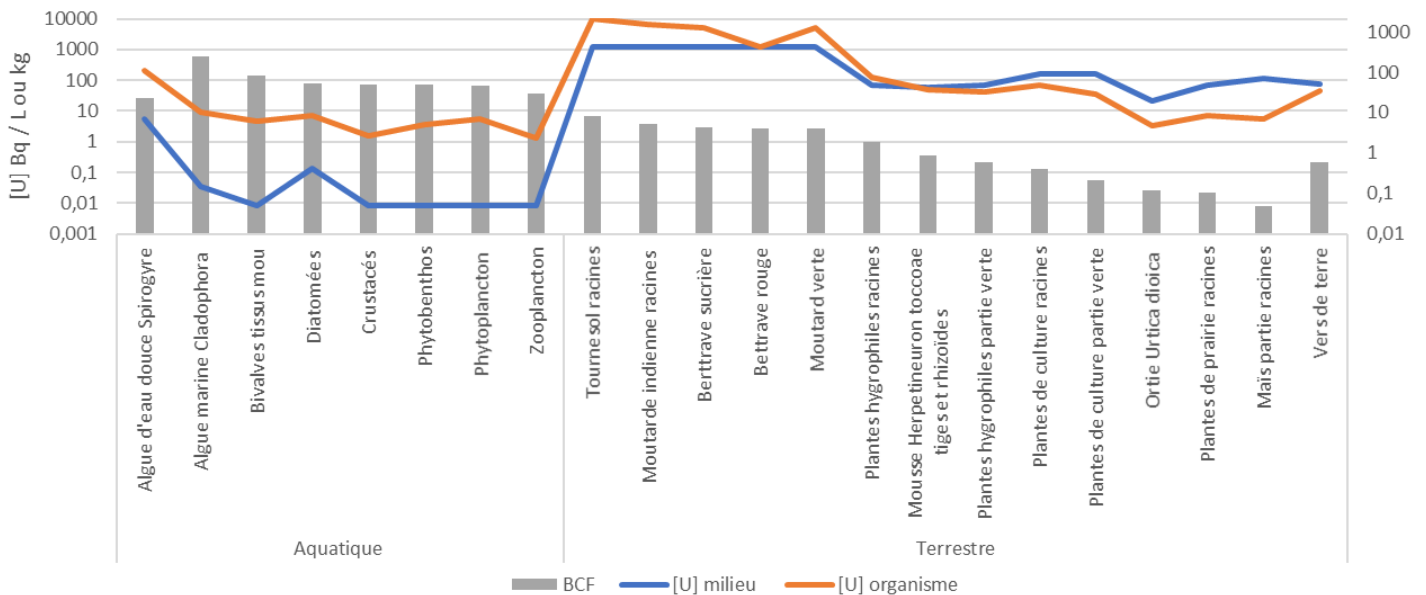


Figure 2 : Uranium dans différents organismes aquatiques et terrestres

Dans les articles trouvés, les organismes aquatiques sont soumis à des concentrations en U bien plus faibles que les organismes terrestres (Figure 2). Néanmoins, les BCF sont plus importants pour les organismes aquatiques. Mais certains organismes terrestres sont tout de même intéressants car ils présentent un BCF très élevé pour l'U. Il y a notamment les tournesols, la moutarde ou les betteraves. En effet, à partir du moment où il y a de l'accumulation, même faible, l'organisme peut être considéré comme intéressant pour le suivi ou même pour des opérations de phytoextraction et participer à la décontamination des sols. Mais en général, les BCF ont tendance à être plus élevés dans les racines que dans les parties aériennes ce qui n'est pas optimal pour ces techniques. Les organismes sont d'autant plus intéressants que le BCF est supérieur à un (Zhong et al. 2019). Par ailleurs, les facteurs

de transfert de l'uranium vers les organismes sont généralement de l'ordre de  $10^{-5}$ - $10^{-2}$ , ce qui est très faible (Tuo et al. 2017).

Les orties ont un BCF allant de 0,069 à 0,329 (Olszewski et al. 2016) (Annexe 3), ce qui n'est pas très élevé. L'accumulation est variable car elle est sous l'influence de la spéciation de l'U, en effet ce sont les propriétés du sol qui déterminent l'accumulation de l'U dans les plantes (Shahandeh et al. 2002). L'ortie n'est pas un bioindicateur idéal car les concentrations accumulées sont assez faibles et ne corrélient pas toujours avec la concentration dans le sol mais elle peut tout de même être utilisée pour le suivi de contaminations d'U (Olszewski, Boryło, et Skwarzec 2016). De plus, les orties sont des plantes herbacées vivaces, elles sont donc très économiques car elles ne nécessitent pas d'entretien. Elles pourraient donc servir pour des opérations de phytoextraction des sols TFA.

<i>Espèce d'algue</i>	$[U]_{eau}$ (Bq / L)	$[U]_{algues}$ (Bq / kg)	BCF	Référence
<i>Spirogyre (eau douce)</i>	$1,7 \pm 0,1$	$25,18 \pm 0,9$	$14,6 \pm 1,2$	(Aleissa et al. 2004)
<i>Cladophora (eau salée)</i>	$0,031 \pm 0,006$	$8,51 \pm 0,86$	$280 \pm 60$	

Tableau 1 : Concentrations en uranium dans des algues marines et d'eau douce.

L'accumulation est très différente entre les algues d'eau douce *Spirogyre* et les algues marines *Cladophora* (Tableau 1). Cette différence de biosorption n'est pas uniquement due au fait qu'il ne s'agit pas de la même espèce. Il semblerait que les caractéristiques physico-chimiques comme le pH et la matière dissoute ainsi que les ions majeurs présents dans l'eau influencent la spéciation de l'U dans l'eau qui va le rendre plus ou moins biodisponible à l'absorption (Aleissa et al. 2004). Une autre explication à cette différence de BCF pourrait être due à la concentration en U bien plus faible dans l'eau salée ce qui limiterait les mécanismes de défense des algues contre l'U.

## Plutonium

Le plutonium est un radioélément extrêmement radiotoxique en quasi-totalité d'origine artificielle. L'isotope le plus abondant est le  $^{239}\text{Pu}$ , il a une période de 24 000 ans. Dans les centrales nucléaires, il est utilisé en tant que combustible appelé MOX (Mélange d'Oxyde de plutonium et d'Oxyde d'uranium) et permet de recycler une partie des matières nucléaires. Dans l'environnement, la rétention de cet élément est dépendante du type de sol mais elle est assez forte de manière générale. Les transferts le long des chaînes trophiques paraissent assez faibles, mais beaucoup d'aspects restent méconnus (Fiche radionucléide, IRSN).

Le ver marin *Priapulida* semble être un IB intéressant car très accumulateur de  $^{239+240}\text{Pu}$  avec une très faible concentration dans l'eau ( $4,8 \cdot 10^{-3}$  Bq / L) (Figure 3). D'une manière générale tous ces organismes représentent des IB pour le suivi du plutonium dans l'eau. Etant un organisme zoobenthique, le ver marin, comme le reste du zoobenthos, participe à la remobilisation du Pu bloqué dans les sédiments vers la colonne d'eau. En effet, dans la baie de Gdansk (Mer Baltique, Pologne) les sédiments renfermeraient 6,4% du plutonium total de la baie (Skwarzec, Strumińska, et Boryło 2006). Les organismes benthiques au contact des sédiments se contaminent donc forcément par ceux-ci en plus de la contamination par l'eau.

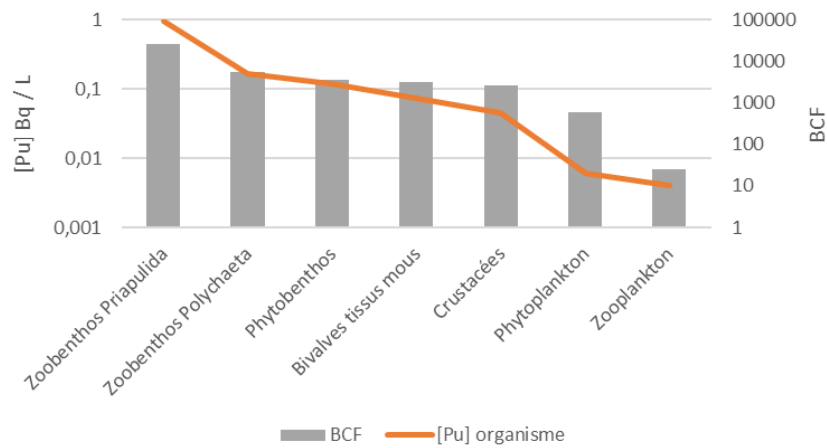


Figure 3 : Plutonium 239+240 dans différents organismes aquatiques ( $[Pu]_{\text{eau}} : 4,8 \cdot 10^{-3} \text{ Bq / L}$ )

## Plomb

Le plomb est présent dans toutes les chaînes de désintégrations majeures. Certains de ces isotopes sont stables et sont les produits finaux de ces chaînes.  $^{210}\text{Pb}$  est un radioisotope appartenant à filiation de l'uranium 238, sa période est de 22,3 ans (Annexe 1).

Organismes	$[^{210}\text{Pb}]$ milieu (Bq /kg)	$[^{210}\text{Pb}]$ organisme (Bq / kg)	BCF	Références
Tabac (feuilles)	$36,5 \pm 2,6$	$19,3 \pm 2,6$	0,53	(Máté et al. 2013)
Mousse <i>Herpetineuron toccocae</i> (tiges et rhizoïdes)	$77 \pm 10$	$832 \pm 27$	$10,86 \pm 1,5$	(Zhong et al. 2019)

Tableau 2 : Concentrations moyennes de  $^{210}\text{Pb}$  dans des feuilles de tabac et des mousses

Les mousses accumulent bien le  $^{210}\text{Pb}$  (Tableau 2), mais il y a un risque que ces données ne représentent pas uniquement le Pb du sol mais aussi le Pb issu des dépôts atmosphériques. En effet, même si les activités du  $^{210}\text{Pb}$  dans les mousses sont partiellement dépendantes des sols, celles-ci ne possèdent que des rhizoïdes et non des racines comme les autres plantes. Il n'y a donc pas de réelle adsorption des radioéléments du sol. Néanmoins la contamination des mousses peut être amplifiée par la remise en suspension des éléments présents dans le sol vers la solution du sol qui pénètrent dans les mousses sous forme de gouttelettes au niveau de la partie verte (Křmar et al. 2018). C'est pourquoi pour les mousses aquatiques, la quantité de matière en suspension est également un facteur influençant l'accumulation de certains radionucléides (Beaugelin-Seiller, Baudin, et Brottet 1994).

Les feuilles de tabac sont de bien moins bonnes accumulatrices de ce radionucléide (Tableau 2). Les deux organismes peuvent pourtant être soumis à des dépôts atmosphériques. Cela confirme le statut des mousses dans le cadre du suivi des contaminations environnementales. Néanmoins, même si les mousses présentent de nombreux avantages, l'effet de l'accumulation des contaminants par le sol est encore discuté. Il n'y a pas encore assez de connaissances à ce sujet surtout pour  $^{210}\text{Po}$  et  $^{210}\text{Pb}$  (Kılıç et al. 2019).

## Polonium

Le radioisotope du polonium (Po) le plus abondant naturellement est le  $^{210}\text{Po}$ . Cet isotope appartient à la filiation de l'uranium 238 (Annexe 1) c'est pourquoi il est possible de le retrouver dans les déchets TFA issus d'anciennes installations nucléaires. Sa période est de 138,376 jours. Dans les sols, le polonium se retrouve essentiellement dans les premiers centimètres, du fait des retombées atmosphériques provoquées par l'exhalation du radon et du dépôt d'aérosols de  $^{210}\text{Pb}$  qui sont ses précurseurs (Annexe 1).

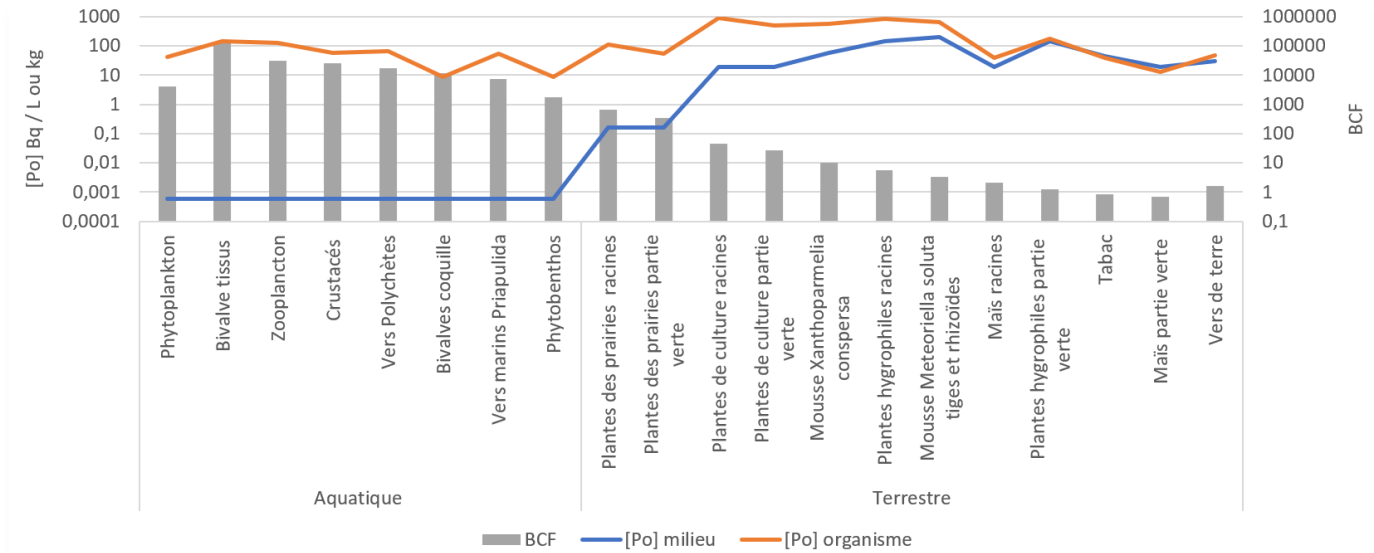


Figure 4 : Polonium dans différents organismes aquatiques et terrestres

Tout comme l'uranium, le  $^{210}\text{Po}$  est bien plus accumulé dans organismes aquatique que dans organismes terrestres (Figure 4). Les concentrations en radionucléides sont également plus élevées dans les racines que dans les parties aériennes. Le Po est un noyau fils de U (Annexe 1), cela pourrait expliquer ces similitudes. Les concentrations en  $^{210}\text{Po}$  sont comprises entre  $10^{-3}$  et  $10^{-4}$  dans l'eau ; pourtant les organismes aquatiques peuvent accumuler le  $^{210}\text{Po}$  et atteindre des concentrations plus ou moins similaires aux concentrations trouvées dans les organismes terrestres se développant dans des milieux bien plus contaminés. Ainsi les BCF des organismes aquatiques peuvent aller de  $10^3$  à plus de  $10^5$ . Les algues représentent des IB intéressant pour le suivi de nombreux radionucléides dans les eaux en les accumulent fortement et rapidement (Patrick et al. 2007).

D'une manière générale, le BCF semble plus élevé lorsque la concentration en  $^{210}\text{Po}$  dans le milieu est faible. Nous pouvons donc émettre l'hypothèse d'un seuil de concentration au-dessus duquel les organismes déclenchent des mécanismes de défense pour et empêcher l'accumulation du  $^{210}\text{Po}$  ce qui expliquerait pourquoi la concentration en  $^{210}\text{Po}$  dans les organismes n'augmente pas de manière linéaire avec l'augmentation du  $^{210}\text{Po}$  dans l'environnement. Il existe donc un manque de connaissances concernant les IB terrestre pour le suivi de contaminations très faibles. En effet, la majorité des IB sont développés dans le cadre du suivi environnemental après un accident nucléaire (Ueno et al. 2018) ou dans les environs d'un ancien site minier (Guimarães et al. 2011) ou d'une installation nucléaire en fonctionnement (Patrick et al. 2007).

## **B) Perspectives d'études à développer**

Actuellement, la plupart des IB sont des organismes accumulateurs de radionucléides, donc des biomarqueurs d'exposition. Il serait intéressant de trouver des biomarqueurs d'effet comme des anomalies physiques, ou de répertorier les espèces sensibles et résistantes afin d'estimer la qualité du milieu par la présence ou l'absence de ces espèces. En effet, les études sont souvent réalisées dans le cadre de surveillances de l'environnement après de fortes contaminations accidentelles. Il se peut donc que les espèces restantes dans ces zones soient des espèces peu sensibles à la radioactivité (Lecomte-Pradines et al. 2014). De plus, ces indicateurs visuels apporteraient une indication complémentaire sur les impacts écologiques de la contamination comme la perturbation des communautés en place. Cette perturbation se reflète soit au niveau structurel, il s'agit donc IB « indiciels » ; soit au niveau fonctionnel dans ce cas il s'agit plutôt de « biomarqueurs d'effet ». Quelques organismes ont d'ores et déjà été répertoriés comme de tels indicateurs (Annexe 2).

Il est également nécessaire de développer plus d'indicateurs pour suivre la spéciation des éléments car la toxicité varie très fortement en fonction de la forme chimique. Une très faible quantité de radioélément peut sous certaines conditions physico-chimiques représenter un bien plus grand danger qu'une quantité plus élevée dans d'autres conditions. Par exemple, l'uranium inorganique est responsable des réponses comportementales adaptatives chez le bivalve d'eau douce *Velesunio angasi*. Des expériences visant à mieux comprendre les mécanismes de spéciations et les réactions comportementales, comme l'étude de la variation du pH, pourraient permettre de distinguer les différentes espèces (Brown et al. 1994).

Il y a un réel manque au niveau des connaissances des IB spécifiques des radionucléides. Bien souvent, les études pour développer de nouveaux IB réutilisent des organismes répertoriés comme indicateurs d'autres éléments. Il y a notamment les champignons qui sont reconnus accumulateurs de nombreux éléments mais ceux-ci n'accumulent que très peu des radionucléides comme U ou Th (Vukojević, Đurđić, et Mutić 2019). De plus, comme vu dans le cas de U et Po, les organismes aquatiques ont à priori des BCF bien plus élevés, mais cela ne fait pas d'eux de meilleurs accumulateurs et donc de meilleurs IB. Il est nécessaire de réaliser des études à des concentrations environnementales similaires pour pouvoir comparer les BCF. D'autres paramètres, comme la croissance des organismes et leurs effets sur l'accumulation et la perte de contaminants, sont également à prendre en considérations, lors de l'étude de l'accumulation des radionucléides (Dahlgaard et Boelskifte 1992).

## **C) Bioremédiation et valorisation des déchets TFA :**

Les IB accumulateurs de radioéléments sont très importants car ils peuvent à la fois servir au suivi environnemental et aux opérations de bioremédiation. Néanmoins, il faut garder à l'esprit que l'efficacité des techniques de biorémédiation par phytextraction est dépendante des propriétés du sol. Ces dernières dirigent la tolérance et l'accumulation des radionucléides dans les plantes et déterminent ainsi l'efficacité de la décontamination des sols (Shahandeh et al. 2002).

La bioremédiation est primordiale pour diminuer le volume et la nocivité des déchets. Mais avant cela, des objectifs de qualité de l'environnement à atteindre doivent être déterminés. Il serait ensuite très intéressant de mettre en place un seuil de libération afin de pouvoir procéder à un déclassé des déchets radioactifs. Selon la définition de la directive 2013/59/Euratom, les seuils de libération correspondent à des valeurs fixées par l'autorité compétente ou dans la législation nationale, et exprimées en termes de concentration d'activité, auxquelles ou en dessous desquelles des matières provenant de pratiques soumises à notification ou à autorisation peuvent être dispensées de se conformer aux exigences de la présente directive. La mise en place d'un tel seuil encouragerait la valorisation des déchets dont la radioactivité se trouve, dans certains cas, être inférieure à la radioactivité naturelle. Il a été démontré que parfois, la dose limite fixée pourrait être trop restrictive, mais cela peut être nuancé par de nombreux facteurs comme le stade du cycle de vie des organismes (Jackson, Copplestone, et Johnson 2002). Il y a d'autres incohérences de ce genre, c'est notamment le cas en Pologne où la dose de radiations inhalée en fumant deux paquets de cigarettes par jour représente une dose, par année, équivalente à la dose reçue par les habitants du Nord de la Pologne les deux premières années après l'accident de Tchernobyl (Skwarzec, Strumińska, et Boryło 2006).

Malgré les études réalisées dans le domaine de la compréhension des mécanismes de transfert, beaucoup peinent encore à expliquer les différences d'adsorption et d'accumulation des radionucléides entre les espèces (Galhardi et al. 2017). Les IB pour l'évaluation des risques écologiques radiologiques sont encore trop peu nombreux (Garnier-Laplace et al. 2010). La compréhension de ces mécanismes est d'autant plus importante pour les organismes destinés à la consommation humaine (Uchida et Tagami 2018). Certaines études affirment que le transfert des éléments radioactifs dans les plantes de cultures par les racines ou l'adhésion de particules de sol est négligeable (Pourcelot et al. 2011). Ceci peut rendre une éventuelle réutilisation des anciennes zones d'installations nucléaires imaginable dans le futur. Néanmoins, la valorisation et le déclassé des déchets TFA reste un sujet très controversé dans la mesure où les données concernant un état de référence, ou état zéro, de l'environnement sont très peu nombreuses. Il serait donc nécessaire de déterminer dans un premier temps le bruit de fond radiologique pour pouvoir comparer les valeurs trouvées dans les organismes des zones contaminées à des valeurs trouvées dans des zones non contaminées (Zoriy et al. 2010). Cela permettra de qualifier le risque pour la santé humaine, et rendrait possible d'évaluer le succès des opérations de remédiation (Burger 2007) et songer à une éventuelle valorisation.

#### **IV. Conclusion**

Pour pouvoir faire face à la hausse de la quantité de déchets TFA prévue ces prochaines années, il est nécessaire de développer les recherches dans le domaine des IB pour le suivi des opérations de démantèlement et d'assainissement d'installations nucléaires et de l'évaluation du succès des opérations de remédiation. A ce jour, la majorité des IB sont développés à la suite de contaminations accidentelles ou dans le cadre d'installations nucléaires en fonctionnement ou d'anciens sites miniers. Il s'agit donc principalement d'IB pour le suivi de contaminations plus importantes que celles

trouvées dans les déchets TFA environnementaux. Beaucoup d'IB connus à ce jour sont accumulateurs de radionucléides. Pour l'uranium, le plutonium et le polonium, les IB aquatiques présentent des BCF très intéressants. Pour U et Po les BCF dans les organismes aquatiques sont bien supérieurs à ceux des organismes terrestres. Les IB accumulateurs, du fait de leur capacité à concentrer les éléments radioactifs, offrent des perspectives de bioremédiation des zones contaminées par phytoextraction. L'établissement d'un état de référence de contamination permettrait d'évaluer le succès des opérations de bioremédiation.



## V. Bibliographie

- Aleissa, Khalid A., El-Said I. Shabana, et Fahad I.S. Al-Masoud. 2004. « Accumulation of Uranium by Filamentous Green Algae under Natural Environmental Conditions ». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 260 (3): 683-87. <https://doi.org/10.1023/B:JRNC.0000028232.52884.61>.
- Babić, Dinko, Božena Skoko, Zdenko Franić, Jasminka Senčar, Marko Šoštarić, Ljerka Petroci, Mak Avdić, et al. 2020. « Baseline Radioecological Data for the Soil and Selected Bioindicator Organisms in the Temperate Forest of Plitvice Lakes National Park, Croatia ». *Environmental Science and Pollution Research* 27 (17): 21040-56. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08369-0>.
- Baeza, A, et J Guillén. 2007. « Role of Fungi in the Determination of the Radiological Status of Terrestrial Ecosystems ». *Global Science Books, Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability*, n° 1: 78-87.
- Beaugelin-Seiller, K., J.P. Baudin, et D. Brottet. 1994. « Use of Aquatic Mosses for Monitoring Artificial Radionuclides Downstream of the Nuclear Power Plant of Bugey (River Rhone, France) ». *Journal of Environmental Radioactivity* 24 (3): 217-33. [https://doi.org/10.1016/0265-931X\(94\)90041-8](https://doi.org/10.1016/0265-931X(94)90041-8).
- Boelskifte, S. 1985. « The Application of *Fucus Vesiculosus* as a Bioindicator of  $^{60}\text{Co}$  Concentrations in the Danish Straits ». *Journal of Environmental Radioactivity* 2 (3): 215-27. [https://doi.org/10.1016/0265-931X\(85\)90010-4](https://doi.org/10.1016/0265-931X(85)90010-4).
- Bolsunovsky, Alexander, Dmitry Dementyev, et Elena Trofimova. 2020. « Biomonitoring of Radioactive Contamination of the Yenisei River Using Aquatic Plants ». *Journal of Environmental Radioactivity* 211 (janvier): 106100. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.106100>.
- Boryło, Alicja, Bogdan Skwarzec, et Grzegorz Olszewski. 2012. « The Radiochemical Contamination ( $^{210}\text{Po}$  and  $^{238}\text{U}$ ) of Zone around Phosphogypsum Waste Heap in Wiślinka (Northern Poland) ». *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 47 (5): 675-87. <https://doi.org/10.1080/10934529.2012.660052>.
- Bret, Valérie, Anissa Hadji-Sahroui, Corinne Leyval, Joël Fontaine, et Stéphanie Ouvrard. 2015. *Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués: état de l'art et guide de mise en oeuvre*. ADME. Les Ulis (Essonnes): EDP sciences.
- Brown, Paul, Scott Markich, et Ross Jeffree. 1994. « Migration of Uranium: Integrating Geochemistry with Biomonitoring to Evaluate and Predict Its Environmental Impact ». *Radiochimica Acta* 66-67: 351-57. <https://doi.org/10.1524/ract.1994.6667.s1.351>.
- Burger, Joanna. 2007. « A Model for Selecting Bioindicators to Monitor Radionuclide Concentrations Using Amchitka Island in the Aleutians as a Case Study ». *Environmental Research* 105 (3): 316-23. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2007.05.017>.
- Calmet, D, P Boursier, P Bouisset, A Guiard, et E Barker. 1997. « Mushrooms as a reference materials for intercomparison exercises and as bioindicators of radiocesium deposition in soil (France and Central European countries), Applied Radiation and Isotopes », Elsevier Science, 49 (1-2): 19-28. [https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(97\)00253-4](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(97)00253-4).
- Çam Kaynar, Sermin, Umit Huseyin Kaynar, Omer Seyfettin Sevinç, et Umran Hiçsönmez. 2018. « Studying of  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  Deposition in Some Lichen Species in Manisa, Turkey ». *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 101 (4): 494-500. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2421-6>.
- Cristina dos Santos Leal, Teresa, Verginia R. Crispim, Marcos Frota, Alphonse Kelecom, et Admir Xavier da Silva. 2008. « Use of a Bioindicator System in the Study of the Mutagenetical

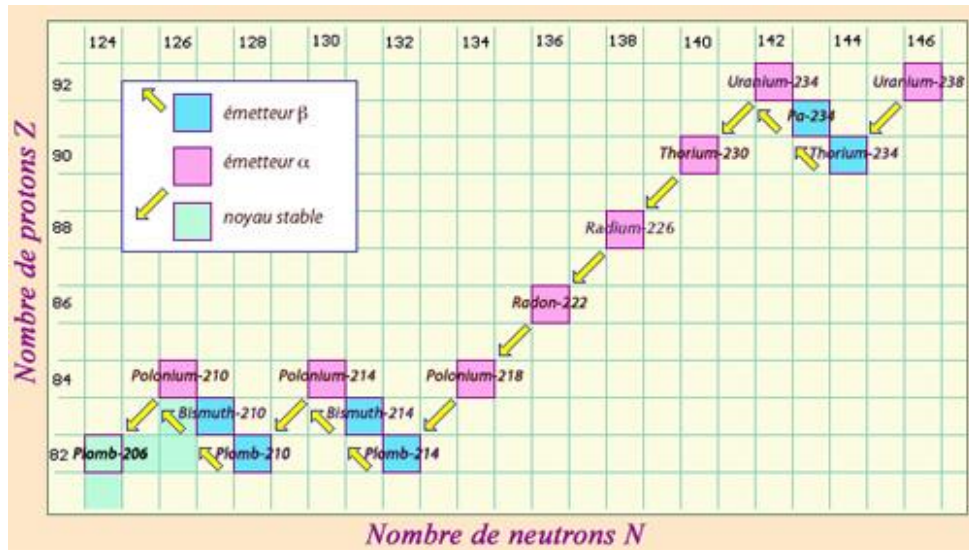
- Effects in the Neighborhoods of Deposits of Radioactive Waste ». *Applied Radiation and Isotopes* 66 (4): 535-38. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2007.11.003>.
- Dahlgaard, Henning, et Soren Boelskifte. 1992. « “SENSI”: A Model Describing the Accumulation and Time-Integration of Radioactive Discharges in the Bioindicator *Fucus Vesiculosus* ». *Journal of Environmental Radioactivity* 16 (1): 49-63. [https://doi.org/10.1016/0265-931X\(92\)90053-V](https://doi.org/10.1016/0265-931X(92)90053-V).
- Dapson, R. W., et L. Kaplan. 1975. « Biological Half-Life and Distribution of Radiocesium in a Contaminated Population of Green Treefrogs *Hyla Cinerea* ». *Oikos* 26 (1): 39. <https://doi.org/10.2307/3543274>.
- Edmands, Jesse D, Daniel J Brabander, et Drew S Coleman. 2001. « Uptake and Mobility of Uranium in Black Oaks: Implications for Biomonitoring Depleted Uranium-Contaminated Groundwater ». *Chemosphere* 44 (4): 789-95. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00376-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00376-3).
- Galhardi, Juliana Aparecida, Rafael García-Tenorio, Daniel Marcos Bonotto, Inmaculada Díaz Francés, et João Gabriel Motta. 2017. « Natural Radionuclides in Plants, Soils and Sediments Affected by U-Rich Coal Mining Activities in Brazil ». *Journal of Environmental Radioactivity* 177 (octobre): 37-47. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.06.001>.
- Garnier-Laplace, J, C Della-Vedova, P Andersson, D Copplestone, C Cailles, N A Beresford, B J Howard, P Howe, et P Whitehouse. 2010. « A Multi-Criteria Weight of Evidence Approach for Deriving Ecological Benchmarks for Radioactive Substances ». *Journal of Radiological Protection* 30 (2): 215-33. <https://doi.org/10.1088/0952-4746/30/2/S02>.
- Guimarães, Viviane S, Ícaro M M Brasil, Simara S Campos, Roseli F Gennari, Márcia R P Attie, et Susana O Souza. 2011. « Dose Due the Incorporation of Radionuclides Using Teeth as Bioindicators Nearby Caetité Uranium Mines » 5 (8): 5.
- Haselwandter, K., M. Berreck, et P. Brunner. 1988. « Fungi as Bioindicators of Radiocaesium Contamination: Pre- and Post-Chernobyl Activities ». *Transactions of the British Mycological Society* 90 (2): 171-74. [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(88\)80085-8](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(88)80085-8).
- Herlory, Olivier, Jean-Marc Bonzom, Rodolphe Gilbin, Sandrine Frelon, Stéphanie Fayolle, François Delmas, et Michel Coste. 2013. « Use of Diatom Assemblages as Biomonitor of the Impact of Treated Uranium Mining Effluent Discharge on a Stream: Case Study of the Ritord Watershed (Center-West France) ». *Ecotoxicology* 22 (8): 1186-99. <https://doi.org/10.1007/s10646-013-1106-5>.
- Herrero-Latorre, C., J. Barciela-García, S. García-Martín, et R.M. Peña-Crecente. 2017. « The Use of Honeybees and Honey as Environmental Bioindicators for Metals and Radionuclides: A Review ». *Environmental Reviews* 25 (4): 463-80. <https://doi.org/10.1139/er-2017-0029>.
- Hutchins, David A., Lan Stupakoff, Sharon Hook, Samuel N. Luoma, et Nicholas S. Fisher. 1998. « Effects of Arctic Temperatures on Distribution and Retention of the Nuclear Waste Radionuclides <sup>241</sup>Am, <sup>57</sup>Co, and <sup>137</sup>Cs in the Bioindicator Bivalve *Macoma Balthica* ». *Marine Environmental Research* 45 (1): 17-28. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(97\)00019-6](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(97)00019-6).
- Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire. 2012. « Uranium naturel et environnement ». Fiche radionucléide. <https://www.irsn.fr/FR/Larecherche/publications-documentation/fiches-radionucleides/environnement/Pages/Uranium-naturel-environnement.aspx#.XwIehygzauU>.
- Jackson, D., D. Copplestone, et M. Johnson. 2002. « Doses to Biota in the Vicinity of Sellafield, UK, and Radiological Protection of the Environment ». *Radioprotection* 37 (C1): C1-893-C1-898. <https://doi.org/10.1051/radiopro/2002220>.
- Kılıç, Önder, Murat Belivermiş, Ercan Sıkdokur, Narin Sezer, Sema Akyıl Erentürk, Sevilay Hacıyakupoglu, Afag Madadzada, et Marina Frontasyeva. 2019. « Assessment of <sup>210</sup>Po and <sup>210</sup>Pb by Moss Biomonitoring Technique in Thrace Region of Turkey ». *Journal of*

- Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 322 (2): 699-706. <https://doi.org/10.1007/s10967-019-06721-4>.
- Kovács, Tibor, Mária Horváth, Anita Csordás, Gergő Bátor, et Edit Tóth-Bodrogi. 2020. « Tobacco Plant as Possible Biomonitoring Tool of Red Mud Dust Fallout and Increased Natural Radioactivity ». *Heliyon* 6 (3): e03455. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03455>.
- Krmar, Miodrag, Dragan Radnović, Jan Hansman, Minučer Mesaroš, Chrysoula Betsou, Tatjana Jakšić, et Predrag Vasić. 2018. « Spatial Distribution of <sup>7</sup>Be and <sup>137</sup>Cs Measured with the Use of Biomonitors ». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 318 (3): 1845-54. <https://doi.org/10.1007/s10967-018-6121-9>.
- Lecomte-Pradines, C., J.-M. Bonzom, C. Della-Vedova, K. Beaugelin-Seiller, C. Villenave, S. Gaschak, F. Coppin, et al. 2014. « Soil Nematode Assemblages as Bioindicators of Radiation Impact in the Chernobyl Exclusion Zone ». *Science of The Total Environment* 490 (août): 161-70. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.115>.
- Letoumeau, C., et J. Castonguay. 1987. « Utilisation des indicateurs biologiques pour évaluer le stress environnemental ». *Atomic Energy Control Board*.
- Lourenço, Joana, Sónia Mendo, et Ruth Pereira. 2016. « Radioactively Contaminated Areas: Bioindicator Species and Biomarkers of Effect in an Early Warning Scheme for a Preliminary Risk Assessment ». *Journal of Hazardous Materials* 317 (novembre): 503-42. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.06.020>.
- Marovi, Gordana, Zdenko Frani, Jasminka Senar, Tomislav Bituh, et Ozren Vugrinec. 2008. « Mosses and Some Mushroom Species as Bioindicators of Radiocaesium Contamination and Risk Assessment ». *Coll. Antropol.* 32 (2): 109-14.
- Máté, B, M Horváth, J Somlai, et T Kovács. 2013. « Using Tobacco Plants as Biomonitors of Contaminated Norm Areas ». *Journal of Radiological Protection* 33 (1): 81-89. <https://doi.org/10.1088/0952-4746/33/1/81>.
- Millan, Fanny, Cheilla Izere, Vincent Breton, Olivier Voldoire, David G. Biron, Carlos E. Wetzel, Didier Miallier, Elisabeth Allain, Luc Ector, et Aude Beauger. 2020. « The effect of natural radioactivity on diatom communities in mineral springs ». *Botany Letters* 167 (1): 95-113. <https://doi.org/10.1080/23818107.2019.1691051>.
- Olszewski, Grzegorz, Alicja Boryło, et Bogdan Skwarzec. 2016. « A Study on Possible Use of *Urtica Dioica* (Common Nettle) Plants as Uranium (<sup>234</sup>U, <sup>238</sup>U) Contamination Bioindicator near Phosphogypsum Stockpile ». *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 308 (1): 37-46. <https://doi.org/10.1007/s10967-015-4302-3>.
- Patrick, Ruth, John Palms, Danielle Kreeger, et Charles Harris. 2007. « Twenty-Five Year Study of Radionuclides in the Susquehanna River Vio Periphyton Biomonitors ». *Health Physics* 92 (1): 1-9. <https://doi.org/10.1097/01.HP.0000228934.94734.3f>.
- Petrova, Alena S., Anna A. Lukonina, Gennadii A. Badun, et Nadezhda S. Kudryasheva. 2017. « Fluorescent Coelenteramide-Containing Protein as a Color Bioindicator for Low-Dose Radiation Effects ». *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 409 (18): 4377-81. <https://doi.org/10.1007/s00216-017-0404-9>.
- Pourcelot, L., B. Boulet, C. Le Corre, A. de Vismes Ott, X. Cagnat, J. Loyer, C. Fayolle, et al. 2011. « Actinides and Decay Products in Selected Produce and Bioindicators in the Vicinity of a Uranium Plant ». *Journal of Environmental Monitoring* 13 (5): 1327. <https://doi.org/10.1039/c1em10041f>.
- Shahandeh, H, et L R Hossner. 2002. « Role of Soil Properties in Phytoaccumulation of Uranium ». *Water, Air, and Soil Pollution* 141: 165-80.
- Sheppard, Steve C., Marsha I. Sheppard, Marie-Odile Gallerand, et Barb Sanipelli. 2005. « Derivation of Ecotoxicity Thresholds for Uranium ». *Journal of Environmental Radioactivity* 79 (1): 55-83. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2004.05.015>.

- Skwarzec, Bogdan, Dagmara Strumińska, et Alicja Boryło. 2006. « Radionuclides of iron ( $^{55}\text{Fe}$ ), nickel ( $^{63}\text{Ni}$ ), polonium ( $^{210}\text{Po}$ ), uranium ( $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ) and plutonium ( $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$ ) in Poland and Baltic Sea environment ». *Nukleonika* 51 (2): S45-51.
- Tuo, Fei, Jing Zhang, Wenhong Li, Shuaimo Yao, Qiang Zhou, et Zeshu Li. 2017. « Radionuclides in Mushrooms and Soil-to-Mushroom Transfer Factors in Certain Areas of China ». *Journal of Environmental Radioactivity* 180 (décembre): 59-64. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.09.023>.
- Uchida, Shigeo, et Keiko Tagami. 2018. « Comparison of Radiocesium Concentration Changes in Leguminous and Non-Leguminous Herbaceous Plants Observed after the Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant Accident ». *Journal of Environmental Radioactivity* 186 (juin): 3-8. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.08.016>.
- Ueno, Daisuke, Hazuki Mizukawa, Osamu Inanami, Hiromitsu Nagasaka, Nozomi Tatsuta, Yukinori Narazaki, Takeshi Fujino, Izumi Watanabe, Yutaka Kameda, et Kunihiko Nakai. 2018. « “Caddisfly Watch,” a Biomonitoring Program Using *Stenopsyche* Larvae to Determine Radioactive Cesium Contamination in Rivers Following the Fukushima Nuclear Disaster ». *Landscape and Ecological Engineering* 14 (1): 29-35. <https://doi.org/10.1007/s11355-017-0333-y>.
- Vukojević, Vesna, Slađana Đurđić, et Jelena Mutić. 2019. « Accumulation of U, Th, Pb, V, Rb, and Ag in Wild Mushrooms *Macrolepiota Procera* (Scop.) Singer from Goč, Serbia ». *Environmental Science and Pollution Research* 26 (13): 13147-58. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04723-z>.
- Yavuz, Mustafa, Süleyman Fatih Özmen, Mehmet Rızvan Tunç, et İsmail Boztosun. 2016. « *Microtus Guentheri* (Danford & Alston, 1880) (Rodentia: Cricetidae) as a Biomonitor for Radionuclides in Mersin Province of Turkey ». *Turk J Zool*, n° 40: 561-73. <https://doi.org/doi:10.3906/zoo-1509-24>.
- Zhang, Yu, Chen Li, et Xuegang Luo. 2020. « Enrichment Effect of *Hypnum Plumaeforme* on  $^{210}\text{Po}$  and  $^{210}\text{Pb}$  ». *International Journal of Phytoremediation* 22 (2): 140-47. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1652560>.
- Zhong, Qiangqiang, Jinzhou Du, Viena Puigcorbé, Jinlong Wang, Qiugui Wang, Binbin Deng, et Fule Zhang. 2019. « Accumulation of Natural and Anthropogenic Radionuclides in Body Profiles of Bryidae, a Subgroup of Mosses ». *Environmental Science and Pollution Research* 26 (27): 27872-87. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05993-3>.
- Zoriy, P., P. Ostapczuk, H. Dederichs, J. Höbig, R. Lennartz, et M. Zoriy. 2010. « Biomonitoring of Environmental Pollution by Thorium and Uranium in Selected Regions of the Republic of Kazakhstan ». *Journal of Environmental Radioactivity* 101 (5): 414-20. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2010.02.014>.
- Zuykov, Michael, Scott W. Fowler, Philippe Archambault, Graeme Spiers, et Michael Schindler. 2020. « Practical Advice on Monitoring of U and Pu with Marine Bivalve Mollusks near the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant ». *Marine Pollution Bulletin* 151 (février): 110860. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110860>.

## VI. Annexes

### Annexe 1 : Chaîne de désintégration/décroissance de l'Uranium 238 et tableau des périodes de ses descendants



Le diagramme montre, sur la carte des noyaux, le cheminement de la cascade de désintégrations partant de  $^{238}\text{U}$  et se terminant au  $^{206}\text{Pb}$  stable, avec ses 82 protons et 124 neutrons. Les désintégrations alpha diminuent de 2 unités les nombres de protons et de neutrons, alors que les désintégrations bêta-moins diminuent de 1 les neutrons et augmentent de 1 les protons. Les cheminements alpha sont corrigés à intervalles réguliers par des désintégrations bêta qui permettent d'atteindre le meilleur équilibre entre protons et neutrons.

	Période	Unité	Emetteur
Uranium-238	4,468	Milliards d'années	alpha
Thorium-234	24,10	jours	bêta -
Protactinium-234	6,70	heures	bêta -
Uranium-234	245 500	ans	alpha
Thorium-230	75380	ans	alpha
Radium-226	1 600	ans	alpha
Radon-222	3,8235	jours	alpha
Polonium-218	3,10	minutes	alpha
Plomb-214	26,8	minutes	bêta -
Bismuth-214	19,9	minutes	bêta -
Polonium-214	164,3	microsecondes	alpha
Plomb-210	22,3	ans	bêta
Bismuth-210	5,015	jours	bêta
Polonium-210	138,376	jours	alpha
Plomb-206	Stable		

Filiation radioactive simplifiée de  $^{238}\text{U}$ . Les désintégrations qui se succèdent avec des périodes extraordinairement différentes changent la composition du noyau donc la nature de l'atome. Le nombre de nucléons diminue de 4 quand le noyau émet une particule alpha et reste inchangé quand il émet un électron bêta. Les descendants les plus connus sont le radium et le radon.

Sources : IN2P3, site laradioactivité.com

## Annexe 2 : Indicateurs biologiques d'effets

<i>Indicateurs biologiques</i>	<i>Cibles de détection</i>	<i>Réponses</i>	<i>Références</i>
<i>Abeilles</i>	$^{228}\text{Ac}$ , $^7\text{Be}$ , $^{214}\text{Bi}$ , $^{235}\text{U}$ , $^{226}\text{Ra}$ , $^{208}\text{Tl}$ , $^{40}\text{K}$ , $^{212}\text{Pb}$ , $^{214}\text{Pb}$	Mortalité	(Herrero-Latorre et al. 2017)
<i>Hydrozoaires</i> <i>Obelia longissima</i>	$^3\text{H}$ , radiations beta de faible intensité	Réaction de bioluminescence des protéines fluorescentes contenant des coélastéramides	(Petrova et al. 2017)
<i>Misère pourpre</i> <i>Tradescantia pallida</i>	Radiations ionisantes, même très faibles	Effet mutagène visuel Nombre de micronuclei (mutations) MCN augmente proportionnellement avec la dose de radiation Gy /h 46,5 $\mu\text{Gy}$ /h $\rightarrow$ 2,27 MCN / 100 cellules	(Letoumeau et Castonguay 1987) (Cristina dos Santos Leal et al. 2008)
<i>Rainette verte</i> <i>male Hyla cinerea</i>	Radiocésium	Diminution de la masse et de la longueur corporelle	(Dapson et Kaplan 1975)
<i>Diatomées</i>	Radon	Formes tératogéniques	(Millan et al. 2020)
<i>Elodea canadensis</i>	Radiations ionisantes chroniques	Aberrations chromosomiques	(Bolsunovsky, Dementyev, et Trofimova 2020)

Annexe 3 : Indicateurs biologiques accumulateurs de radionucléides

Indicateur biologique	Elément radioactif cible	Contamination milieu	Concentration organisme Bq / kg MS	BCF	Références
Mousse Ditrichum pallidum (tiges et rhizoïdes)	<sup>7</sup> Be	17 Bq / kg	758	44,588	(Zhong et al. 2019)
Mousse Meteoriella soluta (tiges et rhizoïdes)		12 Bq / kg	127	10,583	
Periphyton	<sup>58</sup> Co	290000 Bq	0,007		(Patrick et al. 2007)
Periphyton	<sup>60</sup> Co	470000 Bq	0,052		
Algue brune Fucus serratus		< 1 LD Bq / L	3,98	25000	(Boelskifte, et al. 1985)
Algue brune Fucus vesiculosus		< 1 LD Bq / L	3,04	25000	
Periphyton	<sup>51</sup> Cr	29000000 Bq	0,052		(Patrick et al. 2007)
Mousse aquatique Fontinalis antipyretica		0,5 Bq / L	4260	14200	(Bolsunovsky et al. 2020)
Plante aquatique Ceratophyllum demersum		0,3 Bq / L	2300	7700	
Plante aquatique Elodea canadensis		0,3 Bq / L	900	3000	
Plante aquatique Myriophyllum spicatum		0,3 Bq / L	400	1340	
Plante aquatique Potamogeton lucens		0,3 Bq / L	3900	13000	
Plante terrestre Batrachium kauffmanii		0,3 Bq / L	1710	5700	
Ver de terre		<sup>134</sup> Cs	0,26 Bq / kg	1,25	4,808
Ver de terre	0,14 Bq / kg		3,688	26,339	
Mousse Ditrichum pallidum (tiges et rhizoïdes)	<sup>137</sup> Cs	2 Bq / kg	5	2,5	(Zhong et al. 2019)
Mousse Herpetineuron toccoae (tiges et rhizoïdes)		6 Bq / kg	144	24	
Ver de terre		12,3 Bq / kg	46,563	3,786	(Babić et al. 2020)
Champignon Cortinarius armillatus		700-2500 Bq / m2	0,033		(Haselwandter, Berreck, et Brunner 1988)
Champignon Rozites caperatus		700-2500 Bq / m2	0,026		
Mousses			6410 Bq / m3		
Mousse aquatique Fontinalis antipyretica	<sup>59</sup> Fe	0,24 Bq / L	78	330	(Bolsunovsky et al. 2020)
Plante aquatique Ceratophyllum demersum		0,24 Bq / L	31	130	
Plante aquatique Elodea canadensis		0,24 Bq / L	6,7	29	
Plante aquatique Myriophyllum spicatum		0,24 Bq / L	26	110	
Plante aquatique Potamogeton lucens		0,24 Bq / L	40	170	
Plante terrestre Batrachium kauffmanii		0,24 Bq / L	15	63	
Mousse Herpetineuron toccoae	<sup>40</sup> K	251 Bq / kg	226	0,900	(Zhong et al. 2019)
Ver de terre		628 Bq / kg	536,25	0,854	(Babić et al. 2020)
Ver de terre		493 Bq / kg	481,25	0,976	
Champignon Boletus brunneissimus W.F.Chin				1,41	(Tuo et al. 2017)
Champignon Tylopilus felleus				1,21	
Periphyton	<sup>54</sup> Mn	970000 Bq	0,005		(Patrick et al. 2007)
Mousse aquatique Fontinalis antipyretica	<sup>239</sup> Np	3 Bq / L	1490	500	(Bolsunovsky et al. 2020)
Plante aquatique Ceratophyllum demersum		3 Bq / L	1040	350	
Plante aquatique Elodea canadensis		3 Bq / L	110	40	
Plante aquatique Myriophyllum spicatum		3 Bq / L	490	160	
Plante aquatique Potamogeton lucens		3 Bq / L	800	270	
Plante terrestre Batrachium kauffmanii		3 Bq / L	174	60	
Mousse Funaria hygrometrica (tiges et rhizoïdes)	<sup>210</sup> Pb	52 Bq / kg	426	8,192	(Zhong et al. 2019)
Tabac (feuilles)		36,5 Bq / kg	19,3	0,529	(Máté et al. 2013)

Mousse Hypnum plumaeforme		100 Bq / kg	149	1,49	(Zhang, Li, et Luo 2020)	
Mousse Cladonia sp.		60 Bq / kg	314	5,233	(Çam Kaynar et al. 2018)	
Mousse Neofuscelia pulla		60 Bq / kg	671	11,183		
Maïs partie verte		16 Bq / kg	2,1	0,131	(Boryło, Skwarzec, et Olszewski 2012)	
Maïs (racines)		16 Bq / kg	6,4	0,4		
Mousse Leptobryum pyriforme (tiges et rhizoïdes)		86 Bq / kg	279	3,244	(Zhong et al. 2019)	
Plantes de culture (partie verte)		19,1 Bq / kg	510	26,702	(Boryło, Skwarzec, et Olszewski 2012)	
Plantes de culture (racines)		19,1 Bq / kg	890	46,597		
Plantes hygrophiles (partie verte)		148 Bq / kg	180	1,216		
Tabac		45,5 Bq / kg	39	0,857	(Kovács et al. 2020)	
Tabac (feuilles basses)		60,1 Bq / kg	30,7	0,511	(Máté et al. 2013)	
Ver de terre		31 Bq / kg	48,563	1,567	(Babić et al. 2020)	
Mousse Hypnum plumaeforme	<sup>210</sup> Po	50 Bq / kg	62,5	1,25	(Zhang, Li, et Luo 2020)	
Mousse Cladonia sp		57 Bq / kg	364	6,386	(Çam Kaynar et al. 2018)	
Mousse Xanthoparmelia conspersa		57 Bq / kg	584	10,246		
Bivalve (coquille)		0,0005 Bq / L	8,5	12000	(Skwarzec et al. 2006)	
Bivalve (tissus mou)		0,0005 Bq / L	143	143000		
Crustacés		0,00059 Bq / L	60	25000		
Phytobenthos		0,00059 Bq / L	9	1800		
Phytoplankton		0,00059 Bq / L	41	4200		
Plantes des prairies (racines)			0,166 Bq / L	113	680,723	(Boryło, Skwarzec, et Olszewski 2012)
Plantes des prairies (partie verte)			0,166 Bq / L	56	337,349	
Plantes hygrophiles (racines)		148 Bq / L	840	5,676	(Skwarzec, Strumińska, et Boryło 2006)	
Polychètes		0,00059 Bq / L	65	17000		
Ver marin Priapulida		0,00059 Bq / L	53	7500		
Zooplankton		0,00059 Bq / L	126	32000		
Crustacés		0,0000048 Bq / L	0,046	2700		
Bivalves (tissus mou)		0,0000048 Bq / L	0,073	3200		
Phytobenthos		0,0000048 Bq / L	0,118	3500		
Phytoplankton		0,0000048 Bq / L	0,006	600		
Polychètes		0,0000048 Bq / L	0,169	5500		
Ver marin Priapulida		0,0000048 Bq / L	0,957	27000		
Zooplankton		0,0000048 Bq / L	0,004	25		
Mousse Ditrichum pallidum (tiges et rhizoïdes)	<sup>226</sup> Ra	7 Bq / kg	14	2	(Zhong et al. 2019)	
Ver de terre		61 Bq / kg	34	0,557377049	(Babić et al. 2020)	
Mousse aquatique Fontinalis antipyretica	<sup>46</sup> Sc	0,1 Bq / L	310	3100	(Bolsunovsky, Dementyev, et Trofimova 2020)	
Plante aquatique Ceratophyllum demersum		0,1 Bq / L	90	900		
Plante aquatique Elodea canadensis		0,1 Bq / L	39	390		
Plante aquatique Myriophyllum spicatum		0,1 Bq / L	59	590		
Plante aquatique Potamogeton lucens		0,1 Bq / L	90	900		
Plante terrestre Batrachium kauffmanii		0,1 Bq / L	25	250		
Mousse Funaria hygrometrica	<sup>232</sup> Th	174 Bq / kg	238	1,368	(Zhong et al. 2019)	
Mousse Leptobryum pyriforme (tiges et rhizoïdes)		34 Bq / kg	31	0,912		
Ver de terre			60 Bq / kg	47,938	0,799	(Babić et al. 2020)



Betterave sucrière	U	1234,568 Bq / kg	5185,185	4,2	(Shahandeh et Hossner 2002)
Betterave rouge		1234,568 Bq / kg	1234,568	4,1	
Moutard verte		1234,568 Bq / kg	4938,272	4	
Moutarde indienne (racines)		1234,568 Bq / kg	6666,667	5,4	
Tournesol racines		1234,568 Bq / kg	10000	8,1	
Ortie <i>Urtica dioica</i>		20,518 Bq / kg	3,259	0,121	(Olszewski, Boryło, et Skwarzec 2016)
Algue d'eau douce <i>Spirogyre</i>		1,7289 Bq / L	25,185	14,6	(Aleissa, Shabana, et Al-Masoud 2004)
Algue marine <i>Cladophora</i>		0,033 Bq / L	8,519	280	
Diatomées		0,158 Bq / L	8,642	54,688	(Herlory et al. 2013)
Chêne noir <i>Quercus velutina</i> (bois d'aubier)			0,040		(Edmands, Brabander, et Coleman 2001)
Ortie <i>Urtica dioica</i> (racine)	<sup>234</sup> U	20,7 Bq / kg	0,82	0,040	(Olszewski, Boryło, et Skwarzec 2016)
Maïs partie racines	<sup>238</sup> U	115 Bq / kg	5,5	0,048	(Boryło, Skwarzec, et Olszewski 2012)
Maïs partie verte		115 Bq / kg	3	0,026	
Mousse <i>Funaria hygrometrica</i> (tiges et rhizoïdes)		42 Bq / kg	30	0,714	(Zhong et al. 2019)
Ortie <i>Urtica dioica</i> (partie verte)		20,4 Bq / kg	2,46	0,121	(Olszewski, Boryło, et Skwarzec 2016)
Plantes de culture (partie verte)		168 Bq / kg	36	0,214	(Boryło, Skwarzec, et Olszewski 2012)
Plantes de culture (racines)		168 Bq / kg	68	0,405	
Plantes de prairies (partie verte)		69 Bq / kg	5,5	0,080	
Plantes de prairies racines		69 Bq / kg	7,1	0,103	
Plantes hydrophiles (partie verte)		69 Bq / kg	42	0,609	
Plantes hydrophiles (racines)		69 Bq / kg	130	1,884	
Ver de terre		73 Bq / kg	54,375	0,745	(Babić et al. 2020)
Bivalves (tissus mou)		0,0084 Bq / L	4,5	82	(Skwarzec, Strumińska, et Boryło 2006)
Crustacés		0,0084 Bq / L	1,5	51	
Phytobenthos	0,0084 Bq / L	3,5	48		
Phytoplancton	0,0084 Bq / L	5,5	45		

## Résumé

L'activité nucléaire est un domaine en pleine expansion, notamment dans les pays en voie de développement, en dépit de plusieurs accidents dans le passé. Actuellement en France, deux tiers des réacteurs en opération approchent de leur fin de vie. Il est donc indispensable d'amener de l'expertise sur le sujet du démantèlement et de l'assainissement des installations nucléaires pour pouvoir gérer la grande quantité de déchets radioactifs induite par l'arrêt de toutes ces installations. Il y a un réel manque d'indicateurs biologiques pour le suivi de contamination radioactive de très faible activité dans l'environnement, même si le nombre d'études sur ce sujet augmente progressivement. L'objectif de ce stage est de réaliser un inventaire des indicateurs biologiques existants pour le suivi des opérations de démantèlement et d'assainissement des installations nucléaires ainsi que pour l'évaluation du succès des opérations de remédiation. La recherche s'est portée sur tout radionucléide pouvant se trouver sur les lieux ou dans les matériaux issus des anciennes installations nucléaires.

Dans un premier temps, ont été considérés les éléments de la chaîne de désintégration de l'uranium 238 qui a de nombreux radionucléides fils comme le polonium 210 ou le plomb 210. Le polonium et l'uranium sont tous deux plus accumulés par les organismes aquatiques que par les organismes terrestres. Néanmoins il faut prendre en considération que les concentrations dans ces deux milieux ne sont pas les mêmes et peuvent donc impacter les mécanismes d'accumulation. Ces mécanismes sont également dirigés par d'autres paramètres physicochimiques comme le pH, la température, la spéciation, et varient d'un organisme à l'autre. Certains indicateurs biologiques reconnus pour le suivi d'autres contaminants, comme les mousses ou les algues, sont également intéressants pour le suivi des radionucléides. D'autres, comme les champignons, se révèlent moins appropriés pour accumuler les radioéléments comme l'uranium ou le thorium. La toxicité des radionucléides variant en fonction des paramètres physicochimiques, il serait intéressant de développer des indicateurs pour le suivi de la spéciation des éléments afin de caractériser au mieux le danger radioécologique.

L'utilisation d'indicateurs biologiques accumulateurs de radionucléides est très importante car ils peuvent à la fois servir au suivi environnemental et aux opérations de bioremédiation grâce à leur capacité à extraire les contaminants du sol. Ces propriétés de phytoextraction sont primordiales pour diminuer le volume et la nocivité des déchets. La mise en place d'un seuil de libération encouragerait la valorisation des déchets dont la radioactivité se trouve, dans certains cas, être inférieure à la radioactivité naturelle. Malgré les études réalisées dans le domaine de la compréhension des mécanismes de transfert, beaucoup peinent encore à expliquer les différences d'adsorption et d'accumulation des radionucléides entre les espèces. La compréhension de ces mécanismes est d'autant plus importante pour les organismes destinés à la consommation humaine. Afin de protéger au mieux l'environnement il serait nécessaire de déterminer le bruit de fond radiologique. Cela permettrait de qualifier par la suite le risque et rendrait possible d'évaluer le succès des opérations de remédiation. Il serait donc enfin possible de songer à une éventuelle valorisation de ces déchets anciennement contaminés.