



Fukushima

Que devient le césium radioactif dans les forêts ?

CONTEXTE :

> Les accidents nucléaires graves de Tchernobyl et Fukushima ont dispersé des éléments radioactifs sur de vastes territoires. Passé la phase d'urgence de gestion de crise et de protection des populations vient la problématique de la contamination de l'environnement et de ses effets à plus long terme sur l'homme et les écosystèmes. Si la gestion des surfaces agricoles et

urbanisées est maintenant assez bien connue, celle des forêts, plus complexe, nécessite une connaissance fine des mécanismes de contamination et de recyclage de la radioactivité. À ce titre, les forêts japonaises particulièrement impactées par l'accident de la centrale de Fukushima en 2011 font l'objet d'un programme de recherche.

Cahier partenaire
réalisé avec

IRSN

www.irsn.fr

Neuf ans après l'accident nucléaire de Fukushima, que sait-on du niveau de radioactivité dans les forêts environnantes ? Les nombreuses études de terrain ouvrent la voie à une modélisation fiable des mécanismes de recyclage du césium-137 au sein de l'écosystème forestier, qui permet d'expliquer et de prédire l'évolution de la contamination.

Le 11 mars 2011, un mégaséisme localisé à 80 kilomètres à l'est de l'île de Honshu, au Japon, et le tsunami qu'il déclenche endommagent la centrale nucléaire du Fukushima Daiichi. Trois jours plus tard, la catastrophe a dispersé une énorme quantité d'éléments radioactifs dans l'atmosphère, environ 7 milliards de milliards de becquerels [1]. La plus grande partie est retombée dans l'océan, mais 20 % de ces éléments environ se sont déposés sur le sol japonais. Et 75 % des zones terrestres les plus contaminées sont des forêts, qui, contrairement aux zones urbaines et agricoles, ne seront pas décontaminées. Aujourd'hui que sait-on du niveau de radioactivité de ces territoires forestiers ?

La réponse à cette question passe d'abord par une connaissance précise de l'évolution et du devenir du césium radioactif dans cet environnement. En effet, parmi les

radionucléides relâchés lors de l'accident, la plupart se sont déjà désintégrés du fait de leur courte période radioactive. Ce n'est pas le cas du césium-137, qui à ce jour persiste en raison de sa demi-vie de l'ordre de trente ans. Mais depuis l'accident, comment a-t-il été recyclé par la forêt ? Où se trouve-t-il exactement et en quelles concentrations ?

Dans le cadre du projet AMORAD*, programme lancé en 2013, les chercheurs de l'IRSN se sont fixé un objectif : développer un outil de simulation des transferts du césium-137 au sein de tous les compartiments de l'écosystème forestier le plus précis possible pour mieux comprendre l'évolution de la contamination. Et ce en le confrontant à des mesures *in situ*, suivies dans le temps. Ainsi entre 2013 et 2018, Frédéric Coppin, géochimiste et Pierre Hurtevent, agronome, spécialistes de l'écosystème forestier à l'IRSN, ont mené cinq campagnes de mesures avec leurs partenaires japonais d'AMORAD sur trois sites emblématiques des forêts de >

► Fukushima situés à Kawamata. « Grâce à la collaboration avec nos collègues Yuichi Onda et Hiroaki Kato, de l'université de Tsukuba, nous avons bénéficié de sites instrumentés dès juillet 2011. Deux parcelles de forêts de conifères : des cèdres japonais (*Cryptomeria japonica*). Et une forêt de chênes (*Quercus serrata*) qui jouxte l'école élémentaire du village Yamakiya », précise Pierre Hurtevent. Sur ces parcelles, on évalue les retombées à partir des mesures aéroportées de 2011 entre 420 et 450 kBq/m².

ÉCHANTILLONNAGE DE TOUS LES COMPARTIMENTS

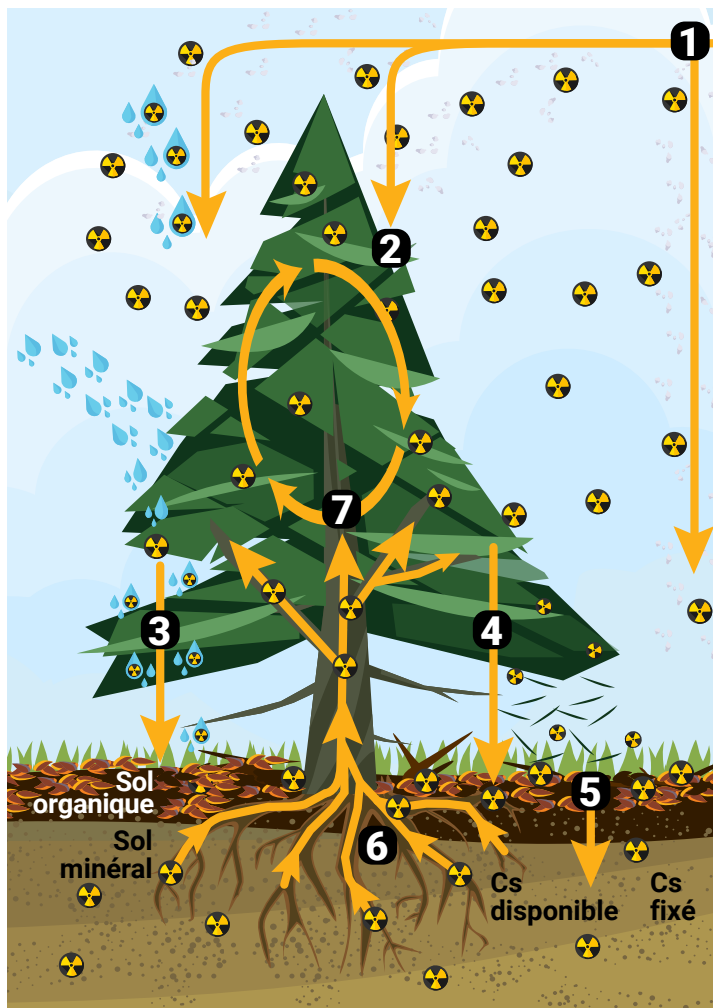
Les chercheurs de l'IRSN complètent alors l'échantillonnage des composantes clés de la forêt pour être en mesure de décrire très finement tout le cycle biogéochimique du césium. Aux mesures permettant de caractériser les transferts du césium-137 de l'arbre vers le sol, en raison du lessivage des feuilles et des troncs par les pluies et de la chute de feuilles et de branches, déjà réalisées par leurs collègues japonais entre 2011 et 2013, ils ajoutent un examen minutieux de chaque compartiment.

Dans les arbres, ils mesurent la contamination des feuilles, des branches, de l'écorce, du bois et des racines. Dans le sol, ils prélèvent systématiquement deux couches dans la partie dite « organique » : la litière — c'est-à-dire la couche superficielle de feuilles et branches tombées dans l'année — et l'humus — la couche sous-jacente plus dégradée. Et en dessous, dans la partie dite « minérale » du sol, ils analysent trois autres niveaux, jusqu'à 20 centimètres de profondeur.

La précision de l'échantillonnage est déterminante. Le cèdre japonais renouvelle en moyenne son feuillage tous les quatre à cinq ans. « Toutes les aiguilles n'ont pas la même histoire : une aiguille de trois ans en novembre 2013 a reçu directement le dépôt radioactif alors que ce n'est pas le cas de celle de deux ans ou de celle de l'année. Si ces dernières contiennent du césium-137, c'est qu'il vient de l'intérieur de l'arbre ou du lessivage des aiguilles plus anciennes. Quand vous faites une

mesure globale des aiguilles vous perdez toutes ces informations », explique Frédéric Coppin. Cet inventaire précis a permis de mieux comprendre les processus de recyclage du césium-137 entre l'arbre et le sol mais aussi au sein même de chacun de ses compartiments. Il a permis en particulier de quantifier certains phénomènes de translocation, c'est-à-dire de transfert *via* les flux de sève, entre les aiguilles et les différents organes de l'arbre. Tout comme ont été évalués la fraction de césium-137 retournée au sol par les chutes d'aiguilles et de branches et son temps de résidence dans les sols organiques.

Autant de données que n'existent pas pour les forêts contaminées par l'accident de Tchernobyl puisque les premières mesures n'y ont été réalisées qu'à partir de 1992, soit six ans après la contamination. Les premiers modèles élaborés suite à cet accident ont souffert de ce manque d'informations et sont restés longtemps rudimentaires. Aujourd'hui, grâce à toutes les données acquises dans les forêts de Fukushima entre 2011 et 2017, les modélisateurs ont affiné leur outil. En confrontant résultats des simulations et observations, Marc-André Gonze, spécialiste de modélisation et Philippe Calmon, radio-écologiste, en charge du développement de l'outil, ont amélioré le modèle de l'IRSN : le modèle TREE4 (Transfer of Radio-nuclides and External Exposure in FORest systems). « C'est le seul modèle qui intègre les transferts physiques, chimiques et biologiques au sein de tous les compartiments, en tenant compte à ce niveau de détail des caractéristiques



LE RECYCLAGE DU CÉSIMUM RADIOACTIF

Les retombées de césium-137 **1** sont interceptées en majeure partie par le feuillage **2**. Ce dépôt atteint ensuite le sol, soit lessivé par les pluies **3** soit via la chute d'aiguilles ou de branches **4**. Puis, il migre dans le sol **5**. De là, une partie du césium-137 disponible remonte dans l'arbre par les racines **6** et se répartit dans le tronc, les branches et les feuilles par transfert interne **7**.

physiologiques de l'arbre », précise Marc-André Gonze. TREE4 tient compte en effet de l'ensemble des transferts de césium à différentes échelles : il calcule l'interception du césium-137 atmosphérique par la canopée, le transfert vers le sol *via* le lessivage et la chute de litière, l'écoulement sur les tiges et l'écorce. À l'intérieur de l'arbre, il modélise l'incorporation du césium-137 par les processus physiologiques des parties externes vers les parties internes (du feuillage vers le tronc) et, inversement, il quantifie aussi

la rediffusion, due au recyclage du césium-137 disponible dans le sol, lors de la croissance de l'arbre. Pour cela, il quantifie les transferts et la mobilité du césium dans les couches organiques et minérales du sol.

Pour tester leurs simulations sur un jeu plus large de données, les chercheurs viennent de compiler l'ensemble des observations réalisées à Fukushima publiées dans plus d'une soixantaine d'articles. Forts de leur nouveau modèle et de cette méta-analyse, ils sont aujourd'hui à même de décrire ce qu'il est advenu du césium-137 depuis l'accident, dans une forêt typique de cèdres ou de cyprès.

UN SCÉNARIO EN TROIS PHASES

Le modèle TREE4 confirme un scénario en trois phases : à la fin mars 2011, le césium-137 rejeté dans l'atmosphère s'est déposé sur les forêts. La végétation a capté en moyenne 80% de ce dépôt initial, principalement par les branches et les aiguilles, le sol en ayant reçu directement 20%. Au cours des six premiers mois, les pluies qui lessivent la canopée et la chute des aiguilles et des branches font diminuer rapidement cette contamination dans les arbres et l'augmentent dans le sol. Ainsi au bout d'un an, en mars 2012, la répartition de l'inventaire s'est inversée puisque 80% de la contamination se retrouve dans le sol. Elle a culminé au début de l'automne 2011 dans la couche organique pour migrer ensuite dans les premiers centimètres de la couche minérale, où le césium-137 s'est fixé, préférentiellement sur les argiles.

On entre ensuite dans une deuxième phase plus lente – qui peut durer une quinzaine d'années après l'accident. La décontamination de la canopée se poursuit peu à peu. En 2018, il ne reste que 5% du dépôt initial dans les arbres, contre 80% dans le sol, le reste ayant disparu par désintégration radioactive. Pendant toute cette période, le bois du tronc protégé par l'écorce se contamine progressivement par deux voies. Les flux de sève descendants transportent une part de césium de la canopée et des feuilles vers le bois puis les racines. Et au printemps, par les flux ascendants, ce sont les racines qui remobilisent des nutriments pour la croissance du bois, des branches et des nouvelles feuilles, captant le césium-137 du sol. En 2018, la concentration dans le bois reste néanmoins dix fois inférieure à celle du feuillage. Mais en raison de leur biomasse relative, l'inventaire en césium-137 de ces deux compartiments est presque équivalent. Côté sol, les concentrations sont à peu près identiques dans la couche organique et le premier horizon minéral et environ dix fois moindres dans les couches plus profondes. L'ensemble n'évolue plus beaucoup depuis 2013, une part du césium étant fixée.

Lors de la troisième phase décrite par TREE4, on atteint un certain régime d'équilibre. Le transfert racinaire devient alors le mécanisme dominant de la contamination pour l'arbre. C'est vers cet état que tendent actuellement les forêts de Fukushima.

*AMORAD – Amélioration des MOdèles de prévision de la dispersion et d'évaluation de l'impact des RADionucléides au sein de l'environnement – est un programme financé par le Programme Investissements d'Avenir, piloté par l'IRSN en collaboration avec l'Andra, l'université de Tsukuba et l'IER de Fukushima pour les travaux de cet article.

NOTES

> [1] Le becquerel (Bq) est l'unité de mesure de l'activité d'une source radioactive, qui correspond au nombre de désintégrations par seconde.

QUID DES FORÊTS FRANÇAISES?

En France, comment anticiper l'impact de retombées radioactives sur nos forêts ? Transposer le modèle TREE4, calibré pour les forêts japonaises, à l'environnement français exige de collecter trois différents types de données spécifiques : les paramètres écophysologiques qui ont trait à la forêt et aux essences qui la composent (croissance, biomasse, surface foliaire, etc.), les paramètres liés au site (nature du sol, climat, cycle de l'eau, etc.) et enfin les paramètres de transfert, propres au césium-137 dans ce contexte forestier. Pour constituer cette base de données, l'IRSN a lancé un travail de thèse qui s'appuiera à la fois sur les observations du réseau RENECOFOR – une centaine de sites forestiers permanents –, géré par l'ONF, et sur l'échantillonnage de sites sélectionnés pour l'évaluation des paramètres de transfert du césium-137 entre les compartiments du système sol-arbre.

À partir du modèle TREE4, qu'indiquent les simulations à plus long terme ? Selon les calculs, après quinze à vingt ans, la contamination n'évolue plus beaucoup par recyclage mais continue de diminuer par décroissance radioactive. « Au bout de trente ans, la part du dépôt radioactif initial qui persisterait serait de l'ordre de 2% dans les arbres et de 48% dans le sol », explique Marc-André Gonze. Le reste ayant définitivement disparu par désintégration radioactive. Mais sur les prédictions au-delà de quinze ans, il reste prudent car des incertitudes subsistent notamment sur la localisation précise des racines et sur la part de césium-137 mobilisable qui influeraient sur le transfert racinaire.

Outre cet aspect prédictif, le modèle permet aussi de tester en amont des stratégies de gestion des zones forestières contaminées par un accident nucléaire. Au Japon, par exemple, enlever la quasi-totalité de la couche organique contaminée, une hypothèse un temps avancée, aurait-il été pertinent ? Les simulations montrent aujourd'hui qu'en enlevant cette couche après l'automne 2011 on aurait au mieux divisé le niveau de contamination par un facteur deux, tout en créant une masse considérable de déchets. Les avantages que pourraient procurer une telle solution apparaissent donc modestes en comparaison des conséquences écologiques auxquelles elle conduirait. ■

RÉFÉRENCES

- > Site AMORAD : www.irsn.fr/amorad
- > F. Coppin et al., Radiocaesium partitioning in Japanese cedar forests following the "early" phase of Fukushima fallout redistribution, *Sci. Rep.* 6, 37618, 2016.
- > M-A. Gonze et al., Meta-analysis of radiocesium contamination data in Japanese forest trees over the period 2011–2013, *Science of The Total Environment*, 601, 301-316, 2017.