

# BILAN DES CONSÉQUENCES DE L'ACCIDENT DE FUKUSHIMA SUR L'ENVIRONNEMENT AU JAPON, UN AN APRÈS L'ACCIDENT

28 février 2012

L'accident survenu à la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi, le 11 mars et les jours suivants, a entraîné des rejets de substances radioactives dans l'environnement :

- dans l'atmosphère, sous forme de gaz ou de très fines particules radioactives dispersées dans l'air (aérosols), dont une partie est retombée sur les surfaces au sol au Japon pour former des dépôts radioactifs persistants ;
- dans le milieu marin, directement sous forme de rejets liquides en mer et indirectement du fait des retombées sur la surface de la mer d'une partie des aérosols radioactifs dispersés au-dessus de l'océan.

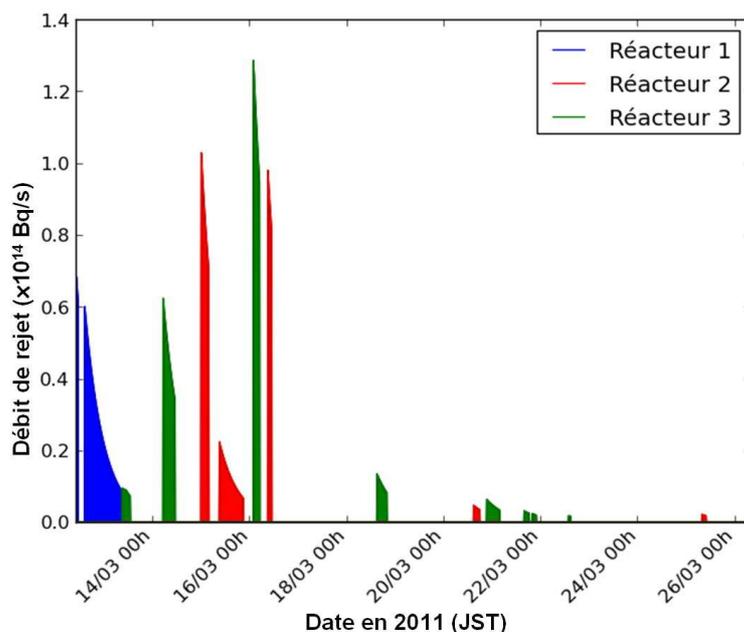
## 1. LES REJETS RADIOACTIFS DANS L'AIR

Les estimations actuelles de l'IRSN, qui doivent encore être considérées comme provisoires, sont les suivantes :

- **rejets de gaz rares radioactifs : 6550 PBq** (pétabecquerels =  $10^{15}$  Bq) (même ordre de grandeur que pour l'accident de Tchernobyl), majoritairement du xénon 133 ( $^{133}\text{Xe}$ , période de 5,3 jours) ;
- **rejets d'iodes radioactifs : 408 PBq** (environ dix fois moins que pour l'accident de Tchernobyl), dont 197 PBq d'iode 131 ( $^{131}\text{I}$ , période de 8 jours) et 168 PBq d'iode 132 ( $^{132}\text{I}$ , période de 2,3 heures) ;
- **rejets de tellures radioactifs : 145 PBq**, dont 108 PBq de tellure 132 ( $^{132}\text{Te}$ , période de 3,2 jours) ayant pour descendant l'iode 132, et 12 PBq de tellure 129m ( $^{129\text{m}}\text{Te}$ , période de 33,6 jours) ayant pour descendant le tellure 129 ( $^{129}\text{Te}$ , période de 1,2 heures ; rejet initial estimé à 8 PBq) ;
- **rejets de césiums radioactifs : 58 PBq** (environ trois fois moins que pour l'accident de Tchernobyl), dont 21 PBq de césium 137 ( $^{137}\text{Cs}$ , période de 30 ans), 28 PBq de césium 134 ( $^{134}\text{Cs}$ , période de 2,1 ans) et 9,8 PBq de césium 136 ( $^{136}\text{Cs}$ , période de 13,2 jours).

Les autres radionucléides rejetés (38) auraient représenté une activité totale de 28 PBq, soit moins de 0,5 % de l'ensemble des rejets. Seuls certains de ces radionucléides ont été effectivement décelés, en faible quantité, dans l'environnement japonais. En particulier, **du plutonium rejeté lors de l'accident (attesté par sa composition isotopique) a été mesuré dans les dépôts formés au nord-ouest de la centrale de Fukushima Dai-ichi, mais à des niveaux très faibles, difficiles à distinguer de ceux du plutonium venant des retombées des essais d'armes nucléaire en atmosphère.**

**Les rejets principaux se sont produits du 12 au 25 mars 2011, en une quinzaine d'épisodes dont les plus importants auraient eu lieu avant le 17 mars.** L'IRSN a pu réaliser une reconstitution de ces épisodes de rejet en les attribuant à l'un ou l'autre des 3 réacteurs accidentés (voir figure ci-après). Ces estimations restent entachées d'imprécision, notamment pour les rejets qui ont été dispersés au-dessus du Pacifique, où aucune mesure n'a été réalisée. Par ailleurs, compte tenu de l'état de dégradation des installations accidentées et de la contamination importante du site nucléaire, des rejets atmosphériques ont dû se poursuivre au cours des mois suivants, mais à un niveau beaucoup plus faible et difficilement décelable dans l'environnement.

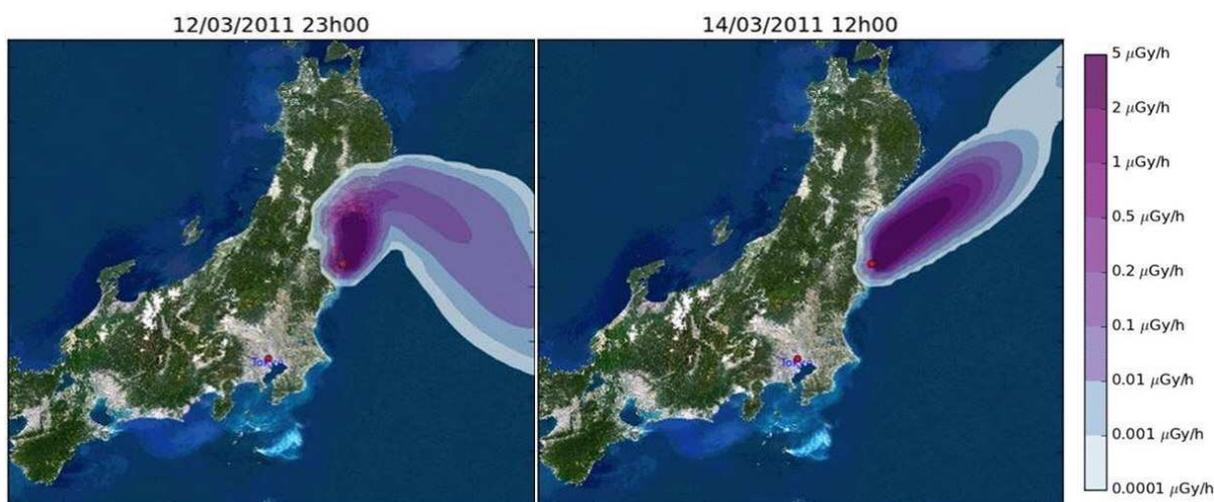


Évolution du débit de rejet par réacteur pour l'ensemble des radionucléides rejetés dans l'atmosphère pendant l'accident de Fukushima (en bleu : réacteur 1 ; en rouge : réacteur 2 ; en vert : réacteur 3).

## 2. LA DISPERSION ATMOSPHÉRIQUE DES REJETS

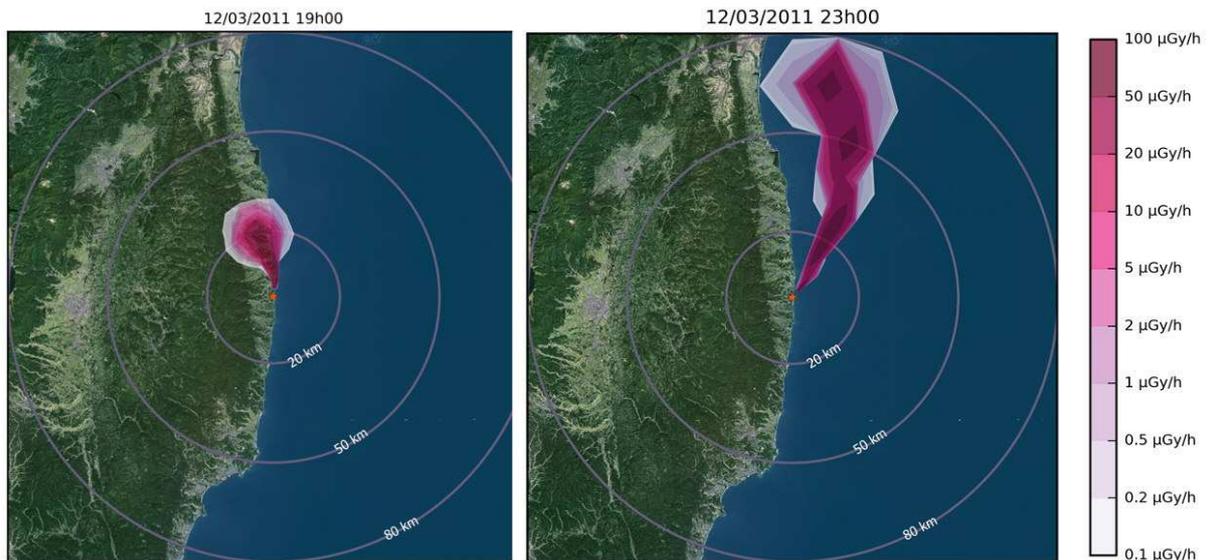
En 2011, après les premières évaluations effectuées en situation de crise, l'IRSN a réalisé une modélisation plus précise de la dispersion atmosphérique des rejets provoqués par l'accident, à partir de l'estimation actualisée des rejets et de l'interprétation de données météorologiques plus complètes et des résultats de mesure du débit de dose ambiant sur le territoire japonais. **Cette modélisation permet d'identifier les différentes phases de contamination de l'air à l'échelle régionale et locale :**

- les premiers rejets survenus entre le 12 et le 14 mars se sont dispersés principalement vers le nord, le long de la côte est de l'île de Honshu, puis vers le nord-est et l'est, au dessus du Pacifique ;



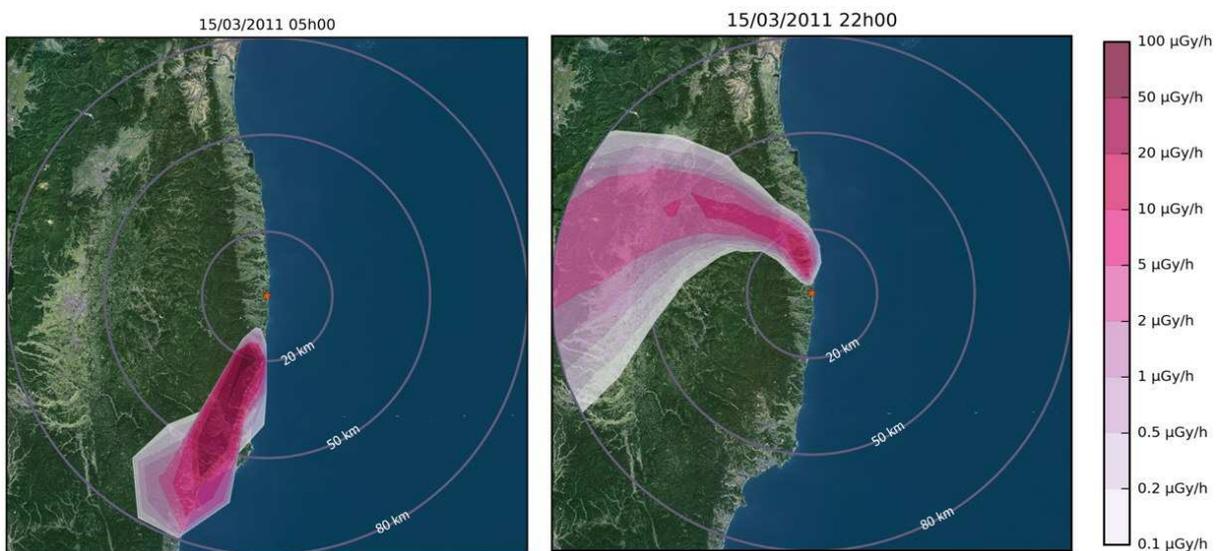
Modélisation à l'échelle régionale du débit de dose ambiant résultant de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima entre le 12 et le 14 mars (hors contribution des dépôts radioactifs - modèle IRSN IdX).

Ces rejets ont sans doute peu impacté le Japon, sauf immédiatement au nord de la centrale accidentée (élévation du débit de dose détectée le 12 mars à Minamisoma).



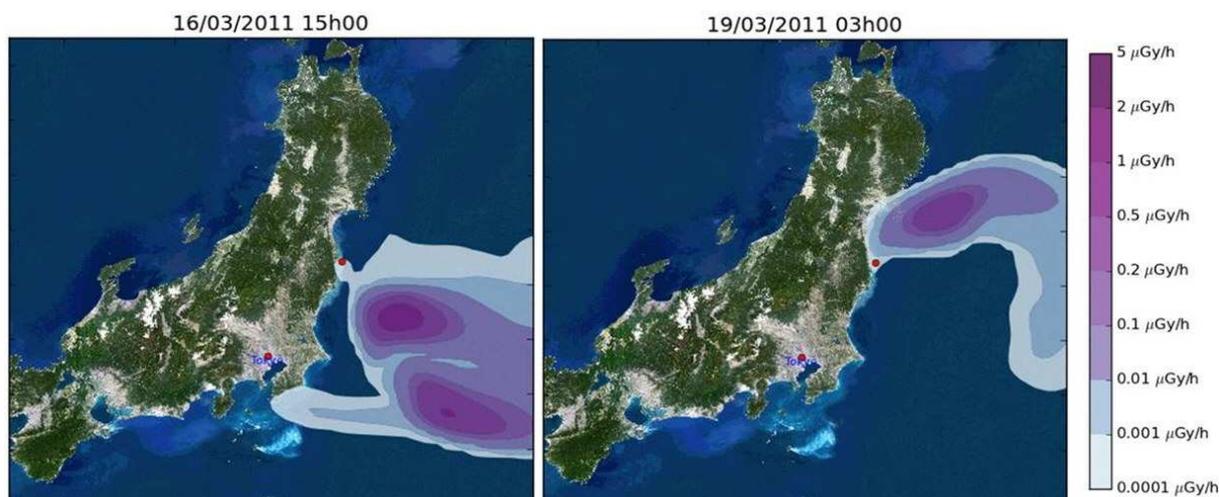
**Modélisation à l'échelle locale du débit de dose ambiant résultant de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima dans la journée du 12 mars 2011 (hors contribution des dépôts radioactifs - modèle IRSN pX).**

- les 15 et 16 mars, les rejets du réacteur 2 se sont dispersés en direction des terres japonaises, alors que les conditions météorologiques changeaient rapidement. Les rejets du matin se seraient dirigés vers le sud, le long de la côte, alors que ceux de la nuit du 15 au 16 mars seraient partis vers le nord-ouest, croisant un front de précipitations intenses qui se déplaçait dans le sens opposé ;



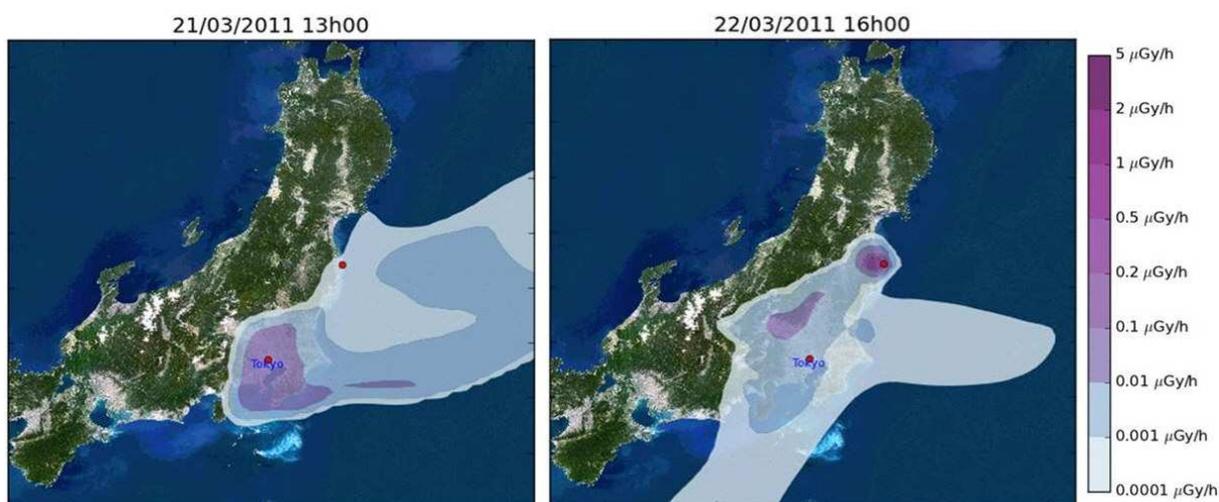
**Modélisation à l'échelle locale du débit de dose ambiant résultant de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima dans la journée du 15 mars 2011 (hors contribution des dépôts radioactifs - modèle IRSN pX).**

- à partir de 16 mars et au cours des jours suivants, les rejets se sont dispersés vers l'est, au dessus du Pacifique, épargnant l'essentiel des terres japonaises ;



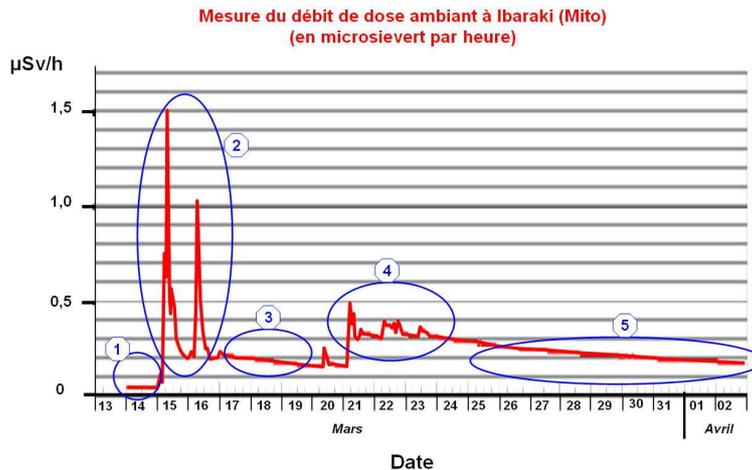
*Modélisation à l'échelle régionale du débit de dose ambiant résultant de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima les 16 mars après-midi et 19 mars (hors contribution des dépôts radioactifs - modèle IRSN IdX), illustrant le second épisode de dispersion au dessus du Pacifique.*

- entre le 20 mars après-midi et le 23 mars, les rejets se sont dispersés à nouveau au-dessus des terres japonaises. Passé le 23 mars, les masses d'air contaminées se sont dirigés vers le Pacifique et les rejets ultérieurs ont été trop faibles pour entraîner une augmentation significative de la radioactivité dans l'environnement terrestre.



*Modélisation du débit de dose ambiant résultant de la dispersion atmosphérique des rejets de l'accident de Fukushima les 21 et 22 mars (hors contribution des dépôts radioactifs - modèle IRSN IdX), illustrant le second épisode de contamination de l'air sur l'île de Honshu.*

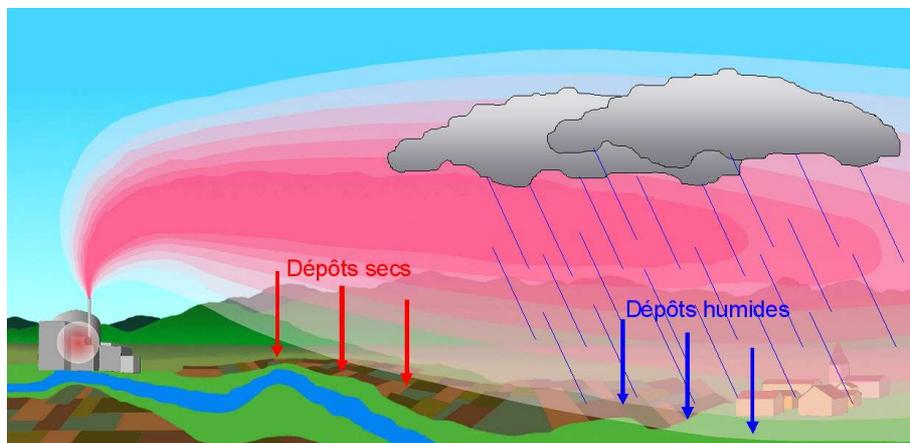
Les différentes phases de contamination de l'air décrites par la modélisation réalisée par l'IRSN sont cohérentes avec les séries de mesure du débit de dose obtenues par les balises installées sur le territoire japonais, comme l'illustre le graphique ci-après. Ce graphique montre également qu'après chaque épisode de contamination radioactive de l'air subsiste un niveau de débit de dose plus élevé qu'avant, dû au rayonnement émis par le dépôt radioactif qui s'est formé au moment où l'air était contaminé.



*Chronique de mesure du débit de dose gamma ambiant à Ibaraki montrant le recouvrement de la phase de rejet et la phase de dépôt de l'accident de Fukushima. ① : débit de dose ambiant avant l'accident ; ② : premier épisode de contamination atmosphérique ; ③ : débit de dose dû aux dépôts radioactifs rémanents formés lors du premier épisode de contamination atmosphérique ; ④ : deuxième épisode de contamination atmosphérique ; ⑤ : débit de dose dû aux dépôts radioactifs rémanents formés au cours des épisodes de contamination atmosphérique successifs.*

### 3. LA CONTAMINATION DE L'ENVIRONNEMENT TERRESTRE PAR LES DÉPÔTS RADIOACTIFS

Au cours des épisodes de contamination de l'air, une partie des radionucléides dispersés dans l'air sous formes de très fines particules (aérosols) ou de gaz solubles (une partie des iodes radioactifs) s'est déposée sur les surfaces au sol pour former un dépôts radioactifs superficiels. Deux processus complémentaires sont à l'origine de ces dépôts, comme illustré dans la figure ci-dessous.



*Schéma illustrant la formation des dépôts secs et des dépôts humides lors de la dispersion atmosphérique de substances radioactives.*

Les **dépôts secs** se sont formés sur toutes les surfaces, quelle que soient leur nature et leur orientation (horizontale, verticale ou inversée), au contact de l'air contaminé, sous l'effet des turbulences de l'air. L'importance de ces dépôts secs dépendait notamment de la concentration des radionucléides dans l'air au niveau du sol et de la durée de la contamination de l'air. Les dépôts secs ont pu se former à l'intérieur des bâtiments dès lors que l'air intérieur était contaminé.

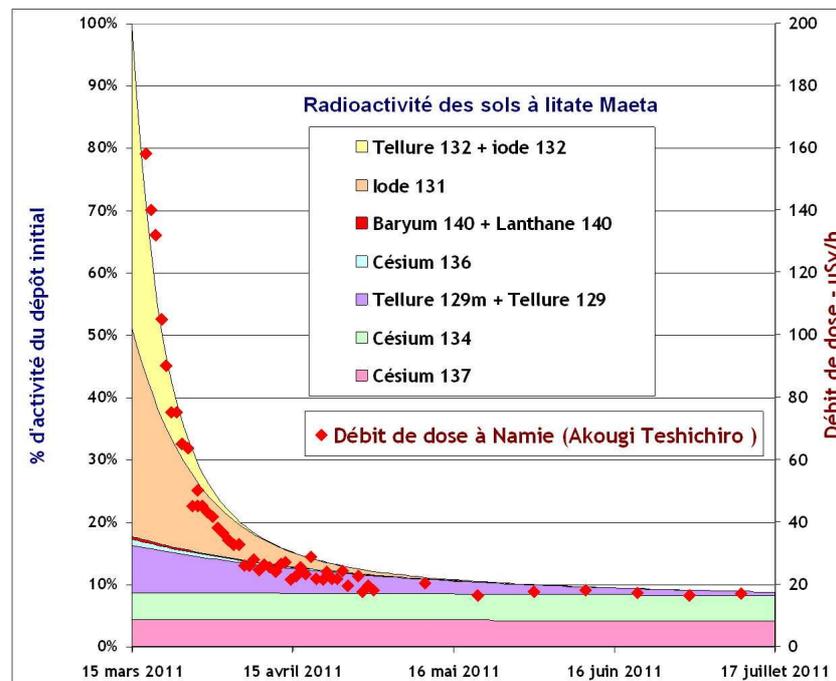
Les **dépôts humides** se sont formés sur les territoires où des précipitations (pluie ou neige) se sont produites pendant la dispersion du panache radioactif. Ils résultaient de l'entraînement des particules radioactives ou des gaz solubles (cas de l'iode) par les gouttes d'eau lors de leur trajet dans l'air. Ils n'ont pas impacté l'intérieur des bâtiments. La répartition de la contamination sur les surfaces au sol recevant les dépôts humides est forcément variable à courte distance, compte tenu

de l'écoulement de l'eau de pluie (ou lors de la fonte des neiges) en surface ou de son infiltration dans le sol.

**Ces dépôts ont entraîné une contamination de l'environnement terrestre japonais qui a persisté après la dissipation de la contamination de l'air provoquée par les rejets accidentels.** Ces dépôts ont entraîné deux conséquences principales :

- une élévation permanente du débit de dose ambiant dû au rayonnement gamma émis par les radionucléides contenus dans les dépôts, qui diminue progressivement au cours du temps en fonction de la décroissance radioactive des radionucléides constituant le dépôt initial ;
- une contamination des productions agricoles, plus ou moins immédiate et plus ou moins durable.

La composition initiale des dépôts radioactifs au Japon était le reflet de celle de la contamination de l'air mais dépendait également des propriétés physico-chimiques des radionucléides présents dans l'air (par exemple les gaz rares sont chimiquement inertes et restent à l'état gazeux). A partir de l'analyse d'un échantillon de sol prélevé à litate Maeta, situé à une trentaine de kilomètres au nord-ouest de la centrale de Fukushima Dai-ichi (échantillons fournis par l'ACRO), l'IRSN a pu reconstituer la composition isotopique du dépôt en ce lieu, à sa date présumée de formation (le 15 mars 2011). L'évolution de la contribution des différents radionucléides à l'activité totale des dépôts, en référence à l'activité initiale du dépôt, est présentée dans la figure ci-dessous. Une évolution similaire a été observée pour le débit de dose mesuré dans le même secteur.

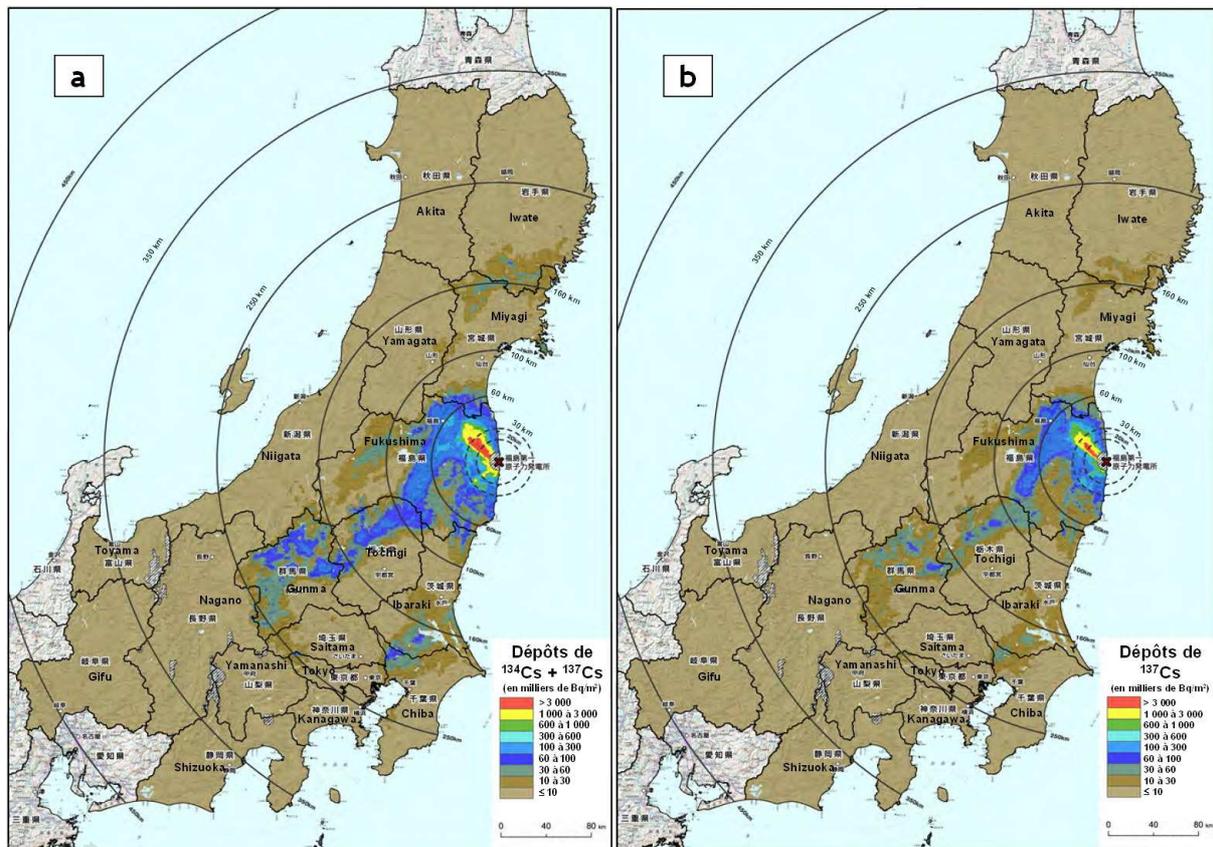


*Décroissance du dépôt radioactif au nord-ouest de Fukushima Dai-ichi : a) débit de dose mesuré à Namie (Akougi Teshichiro ; point de mesure 32 du MEXT à 31 km de la centrale) ; b) évolution de l'activité des principaux radionucléides dans les dépôts (proportion de l'activité initiale au 15 mars 2011), déduite de l'analyse effectuée par l'IRSN sur un échantillon de sol superficiel prélevé le 31 mars 2011 à litate Maeta (45 km de la centrale).*

A partir du 5 avril, l'activité totale des dépôts rémanents représentaient moins de 20% de l'activité initiale du 15 mars. **Cette évolution rapide illustre bien le fait que les enjeux de radioprotection au Japon se sont concentrés sur le premier mois suivant l'accident**, à cause des doses potentiellement reçues par exposition externe au dépôt ainsi que du risque de contamination des denrées végétales (légumes à feuilles) et animales (lait) produites dans les zones ayant reçu les dépôts radioactifs.

**Deux mois après l'accident, avec la disparition des radionucléides de courtes périodes ( $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$  et  $^{131}\text{I}$ ) qui étaient largement majoritaires dans le dépôt initial, ce sont les césiums 134 et 137**

qui constituent la part majoritaire des dépôts rémanents, alors qu'ils ne représentaient à eux deux que 9% de l'activité initiale. Ainsi, à partir du 20 mai 2011, ils contribuaient à plus de 80% de l'activité des dépôts rémanents au Japon, ce qui explique pourquoi les cartographies des dépôts publiées au Japon n'ont porté que sur ces deux radionucléides.



Cartographie des dépôts cumulés de césiums  $^{134}\text{Cs}$  et  $^{137}\text{Cs}$  (a) et des dépôts de césium  $^{137}\text{Cs}$  (b) publiée par le MEXT à la suite des différentes campagnes de mesures aéroportées réalisées depuis fin juin 2011.

Ces cartes appellent également les commentaires suivants.

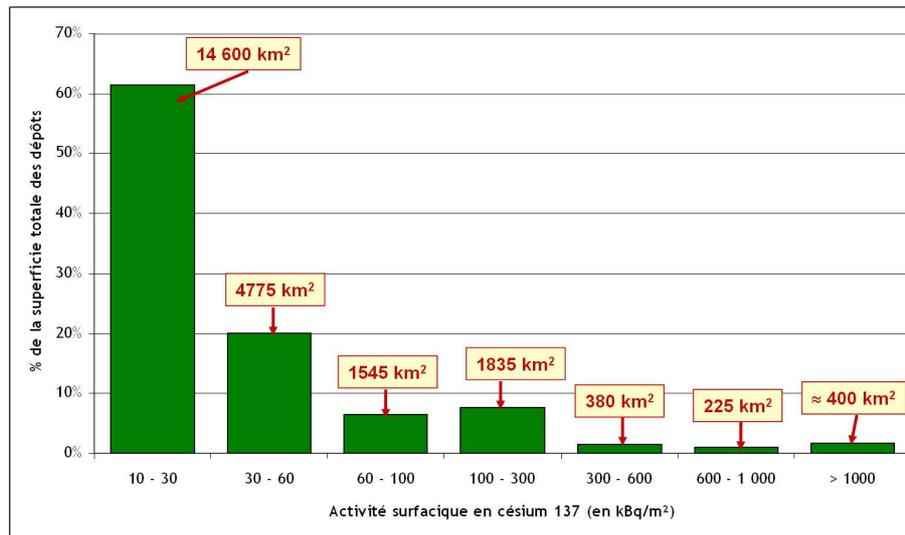
**A l'intérieur de la zone des 20 kilomètres (zone évacuée en urgence au moment de l'accident),** les activités surfaciques en césium  $^{137}\text{Cs}$  mesurées sur des prélèvements de sol varient entre moins de 30 kBq/m<sup>2</sup> et 15 000 kBq/m<sup>2</sup>, soit un écart d'un facteur 500 entre les valeurs extrêmes. Parmi une centaine de points de prélèvements dans cette zone, 11 ont une activité surfacique mesurée dépassant 3 000 kBq/m<sup>2</sup> en césium  $^{137}\text{Cs}$ . Les activités les plus élevées sont observées immédiatement à l'ouest de la centrale, avec 14 000 kBq/m<sup>2</sup> en césium  $^{134}\text{Cs}$  et 15 000 kBq/m<sup>2</sup> en césium  $^{137}\text{Cs}$ .

**Dans la zone d'évacuation planifiée mise en place à partir du 22 avril, au-delà des 20 km au nord-ouest de la centrale** (communes d'Iitate, de Katsurao, et pour partie, de Namie, de Kawamata et de Minamisoma), les activités surfaciques en césium  $^{134}\text{Cs}$  et en césium  $^{137}\text{Cs}$  varient entre moins de 60 kBq/m<sup>2</sup> et 8 000 kBq/m<sup>2</sup>. Parmi une centaine de points de prélèvements dans cette zone, trois ont une activité surfacique mesurée dépassant 3 000 kBq/m<sup>2</sup> en césium  $^{137}\text{Cs}$ .

**En dehors de ces deux zones,** les activités surfaciques cumulées en césium  $^{134}\text{Cs}$  et en césium  $^{137}\text{Cs}$  ne dépassent pas 600 kBq/m<sup>2</sup>, sauf dans un secteur limité au sud-ouest entre 20 et 30 km.

Le graphique ci-après présente une estimation par l'IRSN des superficies de territoires contaminés au Japon en fonction du niveau de contamination en césium  $^{137}\text{Cs}$ . **A niveau de contamination égal, les superficies concernées au Japon sont nettement inférieures que celles des territoires contaminés autour de Tchernobyl,** ce qui s'explique notamment par le fait qu'une part importante des rejets de l'accident de Fukushima s'est dispersée au-dessus du Pacifique. Il y aurait ainsi au Japon environ 600 km<sup>2</sup> de territoire avec un dépôt de césium  $^{137}\text{Cs}$  supérieur à 600 000 Bq/m<sup>2</sup> (en y incluant la part située dans la zone des 20 km), contre 13 000 km<sup>2</sup> autour de Tchernobyl, ce qui représente de l'ordre de 20 fois moins. Toutefois, en plus des 80 000 personnes évacuées en urgence dans la zone des 20 km, la population vivant sur ces territoires serait d'environ 70 000

personnes, ce qui représente au total plus de la moitié de la population qui se trouvait dans les territoires les plus contaminés autour de Tchernobyl (270 000 personnes dans des territoires ayant des dépôts de césium 137 supérieurs à 555 000 Bq/m<sup>2</sup>).



*Proportion de surface des territoires impactés par les dépôts de césium 137 en fonction de l'importance de ces dépôts (en faisant l'hypothèse que les dépôts dans la zone des 9 km sont majoritairement élevés).*

En dehors de la zone principale de dépôts (activité surfacique en césium supérieure à 300 000 Bq/m<sup>2</sup>), située à moins de 80 km de la centrale de Fukushima Dai-ichi, **des dépôts significatifs, mais de plus faible intensité, se sont également formés dans le prolongement de la zone principale de dépôts, et également au-delà, sous forme de taches isolées (répartition en « taches de léopard »)**. L'activité surfacique en césiums 134 et 137 y est généralement inférieure à 100 000 Bq/m<sup>2</sup>, sauf dans quelques territoires où elle peut aller jusqu'à 300 000 Bq/m<sup>2</sup>. Il s'agit de niveaux comparables à ce qui avait été observé dans divers pays d'Europe, par exemple en Scandinavie ou en Autriche, après l'accident de Tchernobyl.

**Enfin, la composition isotopique initiale des dépôts radioactifs n'a pas été la même sur l'ensemble du territoire.** D'après les mesures effectuées dans les sols au Japon, il apparaît que le secteur situé au sud de la centrale de Fukushima Dai-ichi a reçu des dépôts nettement plus riches en iode 131 que dans le secteur du nord-ouest (rapport d'activités initiales <sup>131</sup>I/<sup>137</sup>Cs (en référence au 15 mars 2011) proche de 50 au sud, contre 8 à 12 au nord-ouest). Une tendance similaire est observée pour le <sup>129m</sup>Te. Dans ce secteur sud, où les dépôts radioactifs ont été plus faibles qu'au nord-ouest, la proportion plus importante d'iode radioactif pourrait s'expliquer :

- par des conditions différentes de formation des dépôts (prédominance des dépôts secs) ;
- par des différences de formes physico-chimiques de l'iode (gaz ou aérosols) dans l'air au moment où le dépôt s'est formé ;
- ou par des différences de composition isotopique des rejets successifs émis par les réacteurs accidentés.

**Cela signifie également que si les dépôts persistants au sud de la centrale de Fukushima Dai-ichi sont relativement plus faibles, il est possible que les concentrations d'iode radioactif dans l'air aient pu être aussi importantes que dans le secteur nord-ouest, dans les heures ayant suivi les rejets.**

**A l'échelle locale, il peut exister de grandes disparités dans la répartition des dépôts :**

- lorsque le couvert végétal est dense et très feuillu (par exemple en forêt), le dépôt sec a tendance à être plus important et à se concentrer sur les végétaux ;
- le dépôt humide (pluie contaminée) a tendance à s'égoutter du couvert végétal et rejoindre le sol pour s'y infiltrer ou ruisseler en surface en fonction de l'imperméabilité et de la pente du sol, notamment si la quantité d'eau tombée est importante. Il en

résulte alors une redistribution locale des dépôts radioactifs humides, entraînant des dépôts rémanents plus importants (points chauds ou « hot spots ») par exemple autour des arbres (égouttement de l'eau de pluie contaminée tombée sur le feuillage), sous les toitures, dans les collecteurs d'eau pluviale, ou dans les zones naturelles d'accumulation.

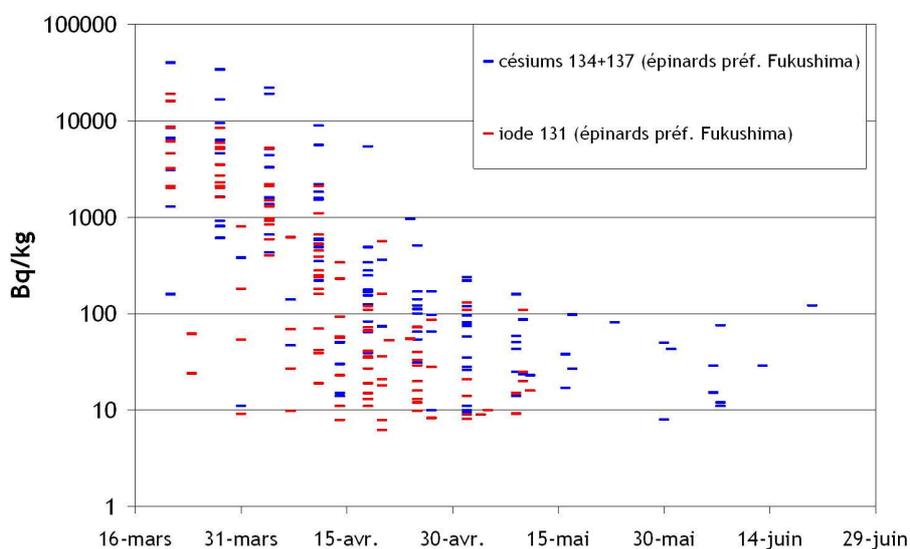
Tous ces phénomènes peuvent conduire à une forte hétérogénéité locale des dépôts rémanents, pouvant varier d'un facteur 10, voire plus, qui ne sont pas révélés par les cartographies obtenues par les campagnes de mesures aériennes, dont la précision est insuffisante. Seules des prospections de terrain, avec des radiamètres ou des spectromètres portatifs, ou par des prélèvements de sols analysés en laboratoire, permettent de déceler les « points chauds ». Les différentes mesures publiées par les autorités japonaises ont ainsi permis de révéler ces disparités dans le dépôt, notamment en milieu urbain.

## 4. LA CONTAMINATION DES DENRÉES ALIMENTAIRES AU JAPON

Les dépôts de substances radioactives qui se sont formés lors de la dispersion du panache radioactif ont entraîné une contamination des parties aériennes des plantes et, par conséquent, des productions végétales pour l'alimentation humaine et du bétail.

- Les productions végétales

Les légumes à feuilles (salades, épinards, poireaux...) ont été les plus immédiatement affectés par cette contamination. L'importance de celle-ci dépendait de l'intensité des dépôts mais aussi de la forme sèche ou humide de ceux-ci (à dépôt égal, le dépôt sec contamine plus efficacement les feuilles que le dépôt humide). **La contamination des feuilles a été maximale immédiatement après la formation des dépôts ; elle a diminué ensuite rapidement (voir figure ci-après),** car les nouvelles feuilles formées par la croissance végétale n'ont pas reçu de retombées radioactives (typiquement, les salades récoltées 50 jours après un accident sont cent fois moins contaminées que celles à maturité immédiatement après l'accident).



*Évolution de la contamination en iode 131 et césiums 134+137 des épinards de la préfecture de Fukushima (données MHLW).*

Parmi l'ensemble des données communiquées par le MLHW sur des denrées comestibles, **toutes catégories confondues, ce sont les légumes-feuilles qui ont présenté la contamination à la fois la plus précoce et la plus élevée :**

- 54 100 Bq/kg d'iode 131 dans un échantillon d'épinards prélevé le 18 mars à Hitashi (préfecture d'Ibaraki), à 120 kilomètres environ au sud de la centrale ;

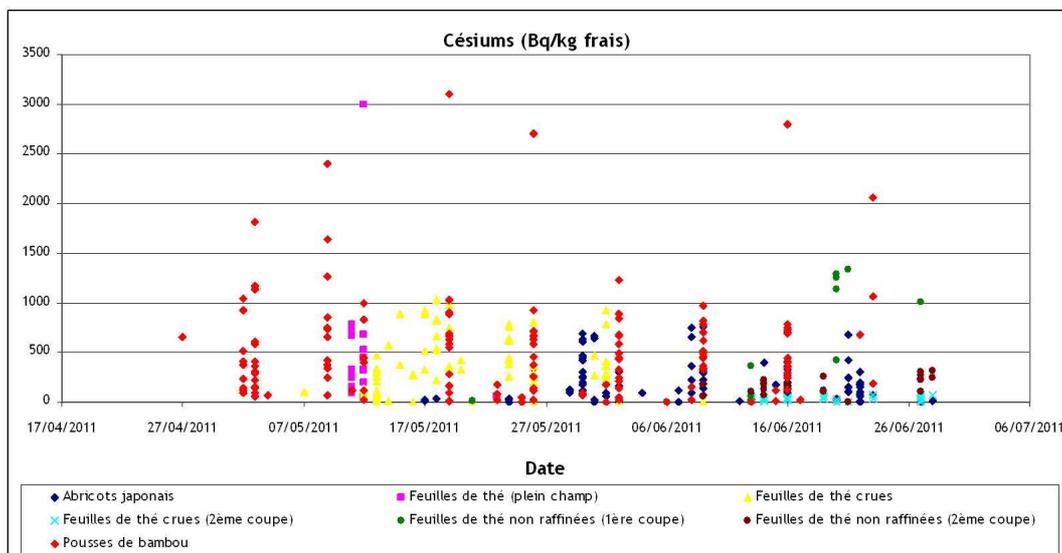
- 41 000 Bq/kg de césium 134 et 41 000 Bq/kg de césium 137 dans un échantillon de kukitachina (légume-feuille local) prélevé le 21 mars à Motomiya (préfecture de Fukushima), à 70 kilomètres environ à l'ouest de la centrale.

**Au cours du mois de mars, de nombreux prélèvements de légumes des préfectures de Fukushima, Ibaraki, Chiba et Tochigi avaient une contamination en césiums et/ou en iode 131 dépassant les normes de commercialisation ou de consommation.** En avril et en mai, des dépassements ponctuels de ces normes (uniquement pour les césiums ; l'iode 131 n'est plus détecté après la mi-mai) étaient encore observés. Jusqu'à fin juin, des activités en césiums détectables mais inférieures aux normes de commercialisation ou de consommation étaient encore décelées.

Aucun résultat n'a été publié au Japon concernant des légumes à feuilles originaires du secteur nord-ouest de la centrale de Fukushima Dai-ichi, où les dépôts ont été les plus importants, probablement en raison de l'absence de culture dans ce secteur ou de l'immaturation des produits dans les semaines ayant suivi l'accident (sortie de l'hiver, présence de neige). Théoriquement, les niveaux de contamination des légumes à feuilles auraient pu être très élevés dans ce secteur (dépassant le million de Bq/kg frais), comme en attestent d'ailleurs les résultats obtenus sur des végétaux (« mauvaises herbes ») originaires d'Italie.

**Plus tard dans l'année (fin du printemps, été et automne), d'autres catégories de denrées végétales ont présentés des niveaux significatifs de contamination en césiums 134 et 137, mais plus modérés que pour les légumes à feuilles (voir figure ci-après).** Il s'agit en particulier :

- de fruits d'arbres, tels que les **abricots japonais** (umé ; jusqu'à plus centaines de Bq/kg dans la préfecture de Fukushima), les « **yusu** » (jusqu'à 2400 Bq/kg frais le 26 août à Minamisoma ou, plus tardivement, 860 Bq/kg frais le 11 octobre à Date (préfecture de Fukushima)), les **kiwis** récoltés à l'automne (avec une activité massique en césiums atteignant 1100 Bq/kg frais le 14 novembre à Minamisoma), les **figues**, les **grenades**, les **châtaignes**...
- des pousses de bambou, récoltées à partir de début mai, avec des activités massiques en césiums 134 et 137 qui ont pu atteindre jusqu'à plusieurs milliers de Bq/kg frais ;
- des feuilles de thé, récoltés à partir de mai, qui ont pu présenter une contamination de plusieurs centaines de Bq/kg de césium radioactif, même à grande distance (préfecture de Shizuoka, à plus de 300 km de la centrale accidentée).



**Évolution de la contamination en césiums 134+137 des abricots japonais, des feuilles de thé et des pousses de bambou récoltés dans diverses préfectures japonaises.**

**Pour ces denrées, le mode de contamination a été différent de celui des légumes à feuilles :** ces produits, qui n'existaient pas au moment de l'accident, n'ont pas été directement contaminés par les retombées radioactives mais par un transfert par la sève (phénomène de translocation) de la contamination déposée sur les surfaces végétales exposées aux retombées (feuilles persistantes des

théiers et des bambous, troncs et fleurs d'arbre). Ces plantes ont alors pu stocker les radionucléides interceptés dans des tissus ou organes de réserve (bois, racines, tubercules...) ; ces radionucléides ont été ensuite continûment remobilisés par la sève qui apporte les nutriments aux parties végétales en croissance (nouvelles feuilles, fruits). C'est pourquoi la contamination de ces denrées a perduré dans la même gamme de valeurs sur l'ensemble de la période de récolte en 2011, les variations observées dans les résultats étant certainement dues à des origines différentes des produits contrôlés. Il est probable qu'une contamination similaire, mais de plus en plus faible, devrait être observée dans les prochaines récoltes.

**Sur le long terme, c'est le transfert du césium du sol vers les racines (transfert racinaire) qui constituera la principale cause de contamination des productions agricoles. Toutefois, pour un dépôt de même importance, la contamination des plantes cultivées et de l'herbe par transfert racinaire est toujours nettement plus faible (de l'ordre de 100 fois moins) que la contamination initiale provoquée par le dépôt foliaire.** De plus, compte tenu du temps de migration des radionucléides dans le sol, le transfert racinaire n'est significatif que pour les radionucléides de période suffisamment longue, comme les césiums 134 et 137.

En 2011, cette voie d'atteinte a été secondaire par rapport aux autres sources de contamination des denrées. Toutefois, elle a été probablement à l'origine de la faible contamination en césiums observée dans certaines récoltes de riz de la préfecture de Fukushima (jusqu'à plusieurs centaines de Bq/kg). Parmi les près de 3900 analyses de riz brut ou raffiné effectuées entre août 2011 et janvier 2012, moins de 10% ont révélé une contamination détectable en césiums (échantillons issus essentiellement de la Préfecture de Fukushima) ; 3 analyses ont révélé des teneurs supérieures aux normes autorisées (500 Bq/kg). Pour ces cas, l'origine de la contamination est vraisemblablement la combinaison du transfert racinaire et du transfert direct dans la plante du césium dissous dans l'eau dans laquelle poussaient les cultures.

Afin de limiter l'impact du transfert racinaire sur les productions agricoles, les autorités japonaise ont interdit en 2011 la mise en culture de parcelles dont la contamination du sol dépasse 5000 Bq/kg de césium radioactif par kilogramme de terre<sup>1</sup>. En considérant un facteur de transfert racinaire de 0,1, qui est une valeur majorante, la contamination en césium des cultures poussant sur un sol à 5000 Bq/kg pourrait atteindre 500 Bq par kilogramme de produit frais, correspondant au niveau maximal admissible fixé au Japon pour les denrées.

**Certains champignons récoltés dans la préfecture de Fukushima ont également présenté rapidement des niveaux relativement élevés de contamination.** Il s'agit d'espèces dont le mycélium (réseau souterrain et pérennes des champignons) était le plus proche de la surface (quelques centimètres de profondeur) et, de ce fait, particulièrement sensible à la contamination de l'eau de pluie infiltrée dans le sol. C'est ainsi que des activités en iode 131 et en césiums 134 et 137 de quelques dizaines à quelques milliers de Bq/kg ont été mesurées dès le mois d'avril dans les champignons provenant de la préfecture de Fukushima, témoignant de ce transfert rapide. La majorité des champignons ayant une contamination importante étaient des shiitakes séchés (il est important de noter que le séchage peut concentrer le césium jusqu'à 10 fois), mais des activités très élevées ont aussi été mesurées dans des champignons frais. L'activité en césiums (<sup>134</sup>Cs+<sup>137</sup>Cs) la plus élevée identifiée parmi les résultats publiés est de 28 000 Bq/kg ; elle a été mesurée dans un « lactaire à lait abondant » (*Lactarius volemus*), ramassé le 1<sup>er</sup> septembre 2011 à Tanagura-machi (préfecture de Fukushima). Une telle contamination des champignons devrait se reproduire au cours des années à venir, justifiant une surveillance régulière et des précautions en termes de consommation.

- **Les productions animales**

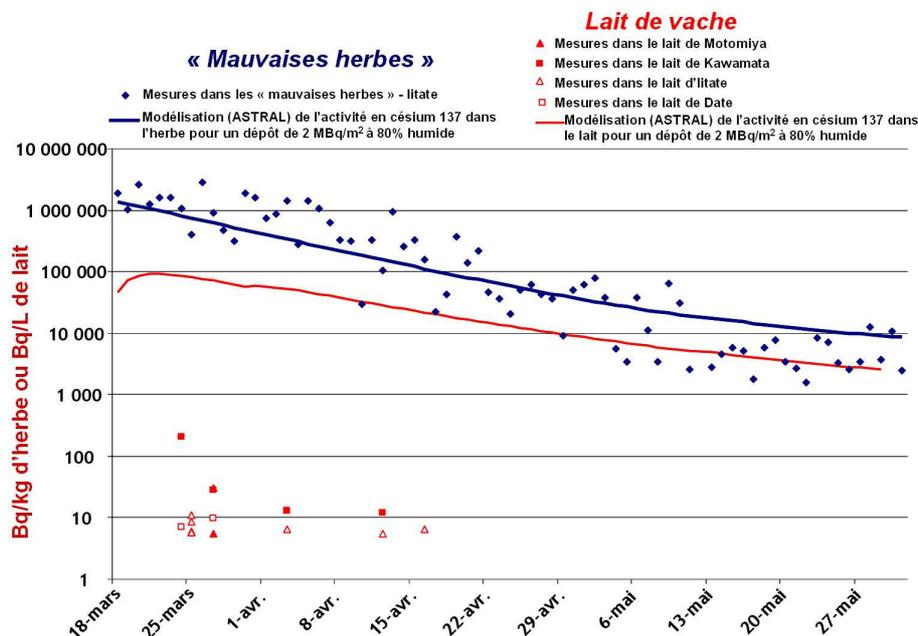
La contamination des animaux et des produits d'élevage (viandes, lait, œufs...) résulte principalement de l'ingestion de denrées contaminées : de fourrages et dans une moindre mesure d'eau d'abreuvement.

---

<sup>1</sup> A titre indicatif, si on fait l'hypothèse que le césium est réparti de façon homogène dans les 10 premiers centimètres de sol, dont la masse volumique est d'environ 1500 kg/m<sup>3</sup>, une contamination de 5000 Bq/kg dans la terre correspond approximativement à un dépôt surfacique de césium de 750 000 Bq/m<sup>2</sup>, niveau qui n'est pratiquement observée au Japon que dans la zone de contamination principale située au nord-ouest de la centrale de Fukushima Dai-ichi ainsi qu'à moins d'une trentaine de kilomètres au sud-ouest de ce site.

De manière générale, sur la base des résultats publiés au Japon, les activités mesurées dans le lait semblent avoir été relativement modérées en comparaison des valeurs très élevées des dépôts et de la contamination de l'herbe au nord-ouest de la centrale accidentée. Ainsi, les activités les plus élevées mesurées dans le lait ont été de l'ordre de 10 à 100 Bq/L, avec un maximum mesuré de 210 Bq/L pour chacun des césiums (localité d'Iitate le 19 mars 2011), et de 100 à 1 000 Bq/L, avec un maximum de 5 300 Bq/L pour l'iode 131 (localité de Kawamata le 20 mars). Entre mars 2011 et début février 2012, sur environ 2 000 résultats d'analyses d'échantillons de lait et de produits laitiers, seuls 23 ont présenté des activités d'iode ou de césiums dépassant les normes de commercialisation.

Il est probable que la date de l'accident, à la fin de l'hiver, a limité la contamination des animaux (et donc du lait) qui devaient être nourris soit avec du fourrage local récolté la saison précédente, soit avec du fourrage importé (l'importation des aliments pour animaux semble être fréquente au Japon). A titre indicatif, le graphique ci-après montre quels auraient pu être les niveaux de contamination atteints dans le lait de vache dans la commune d'Iitate, à environ 40 km au nord-ouest de la centrale de Fukushima Dai-ichi, si le bétail avait consommé l'herbe poussant localement, en se basant sur les résultats publiés au Japon sur les « mauvaises herbes » prélevés dans cette commune. Les concentrations mesurées dans le lait originaire de ce secteur étaient de l'ordre de 100 à 1000 fois plus faibles que ces prévisions théoriques.



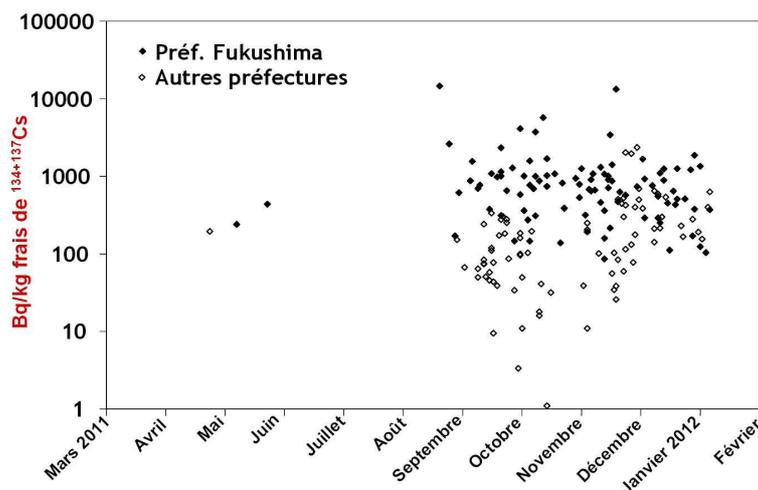
Activités volumiques en césium 137 des échantillons de lait ayant présenté les niveaux de contamination les plus élevés et provenant de la région d'Iitate-Kawamata-Date, ainsi que de Mitomiya (symboles rouges). Activités massiques en césium 137 mesurées dans les « mauvaises herbes » prélevées à Iitate (losanges bleus) et modélisation à l'aide du logiciel ASTRAL des activités en césium 137 dans ces végétaux (ligne bleue) et dans le lait (ligne rouge) produit par des vaches qui les auraient consommés. La modélisation a été réalisée en considérant un dépôt initial de césium 137 de 2 MBq/m<sup>2</sup> à 80% sous forme de dépôt humide.

A l'instar du lait, et probablement pour les mêmes raisons, la contamination de la viande semble être restée très modérée au regard des dépôts radioactifs dans les zones les plus touchées. Ainsi, l'iode 131 n'a presque jamais été mesuré dans les viandes : les activités sont restées inférieures aux limites de détection, il est vrai relativement élevées (de l'ordre de 20 à 50 Bq/kg le plus souvent). Sur environ 65 000 résultats d'analyses d'échantillons de viandes (entre mars 2011 et février 2012), environ 200 ont présenté des activités de césium dépassant les limites de commercialisation (500 Bq/kg), dont 67 échantillons de gibiers (viande de sanglier principalement) et 141 échantillons de bœuf. A titre de comparaison, si les animaux avaient consommé de l'herbe au niveau d'activité des « mauvaises herbes » mesurées à Iitate, la contamination en césium 137 de la viande aurait pu atteindre, mi-avril 2011, 200 000 Bq/kg frais.

Plus que la localisation et l'importance des dépôts, les pratiques d'alimentation sont déterminantes. Ainsi, deux lots d'échantillons de viandes ont été analysés les 8 et les 9 juillet à Minamisoma-shi, au nord de la centrale de Fukushima Dai-ichi, dans une ferme située juste à l'extérieur de la zone d'exclusion de 20 km. Les résultats entre les deux lots sont radicalement différents : 1500 à 4200 Bq/kg pour le premier lot et de 4 à 10 Bq/kg pour le second. En ce qui concerne les 11 bovins concernés par le premier lot présentant les activités les plus élevées et d'après une information publiée le 12 juillet dans le Mainichi Daily News, l'éleveur alimentait son cheptel depuis début avril avec de la paille de riz récoltée l'automne précédent, stockée à l'extérieur et par conséquent contaminée par les retombées radioactives atmosphériques de mars.

**Dans les années à venir, les activités en césium 134 et 137 des produits de l'élevage et notamment du lait et de la viande de bœuf continueront de dépendre principalement des pratiques d'alimentation des animaux.** Ainsi, une pratique d'élevage respectant strictement la limite de contamination des fourrages à 300 Bq/kg pour la production de viande de bœuf et de lait (décisions du MAFF du 14 avril 2011), pourrait conduire à des activités dans le lait avoisinant la norme de commercialisation pour le lait (200 Bq/L) et la dépassant pour la viande.

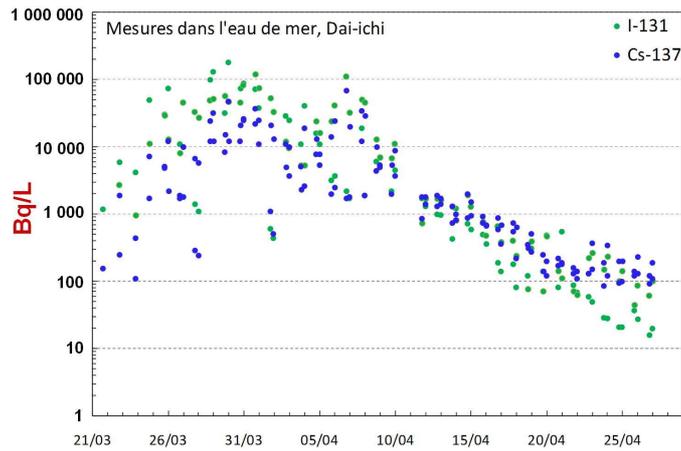
Près de 350 analyses de **viandes de gibiers** ont été réalisées au Japon entre avril 2011 et janvier 2012, essentiellement depuis l'automne 2011. Elles concernent de la viande de sanglier (155 analyses), d'ours noir asiatique (85 analyses), de faisans (42 analyses) et de cervidés (65 analyses). **Contrairement aux produits de l'élevage (viande de bœuf), les activités de césium ( $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ ) ont le plus souvent été au-dessus des limites de détection. Les activités les plus élevées ont été observées dans la viande de sanglier et d'ours.** La figure ci après présente les activités massiques mesurées dans la viande de sanglier. Elles sont extrêmement variables : de quelques Bq/kg frais à quelques milliers de Bq/kg frais (valeur maximale répertoriée de 14 600 Bq/kg frais) et celles provenant de la préfecture de Fukushima sont les plus élevées.



*Concentrations en césium ( $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ ) mesurées dans des sangliers prélevés dans différentes préfectures (symboles pleins : Fukushima ; symboles vides : Chiba, Gifu, Gunma, Ibaraki, Kanagawa, Miyagi, Saitama, Tochigi, Yamagata).*

## 5. LA CONTAMINATION DU MILIEU MARIN

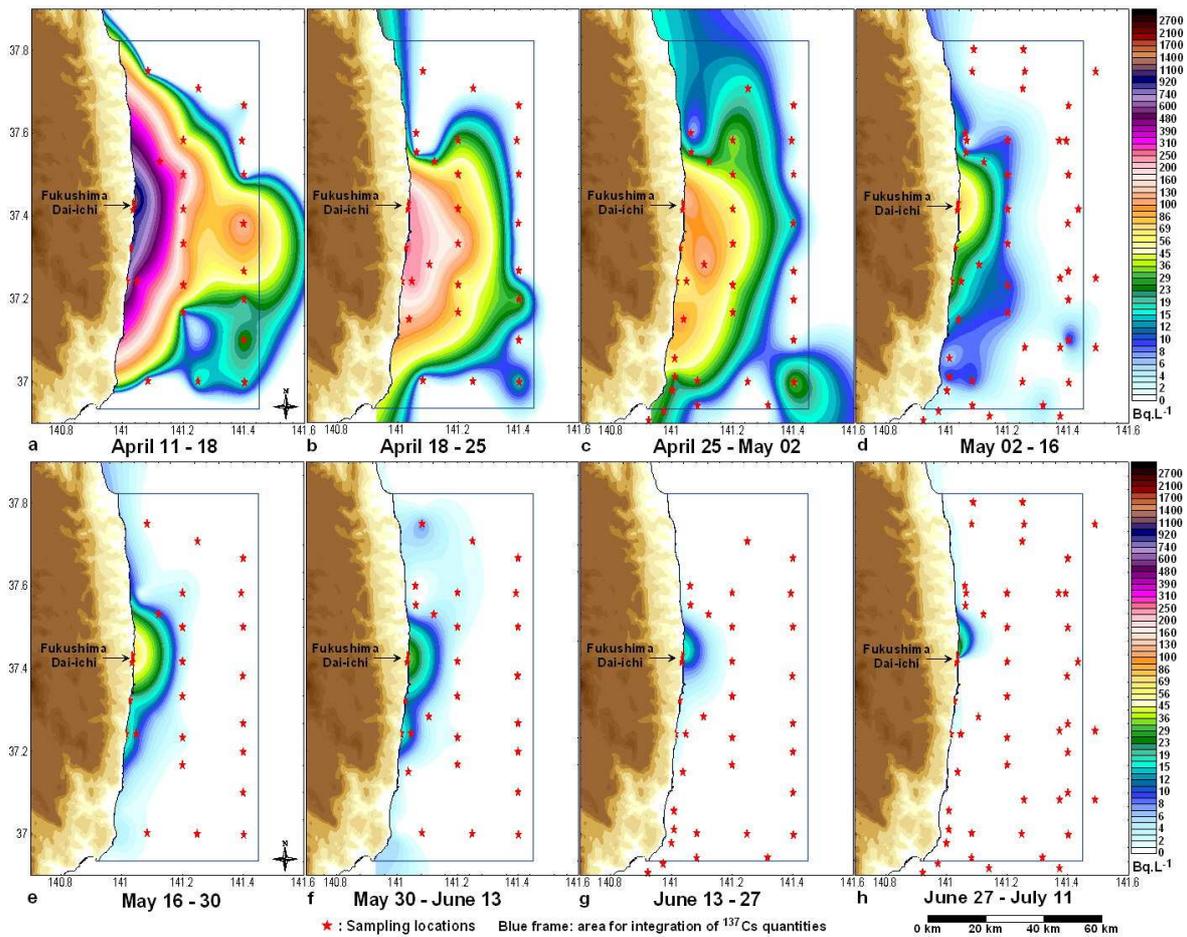
Une forte pollution radioactive a été observée dans le milieu marin proche de la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi à partir du 21 mars et dans les jours qui ont suivi, comme l'illustre la figure ci-après. Cette pollution résultait de rejets des eaux utilisées pour refroidir les réacteurs accidentés, qui ont été en contact avec des matériaux fortement contaminés lors des rejets atmosphériques, et dont une partie a pu ruisseler vers la mer, ainsi que des eaux qui se sont écoulées à l'extérieur des enceintes de confinement des réacteurs 2 et 3. En particulier, une fissure du puits adjacent au bâtiment turbine du réacteur 2 a entraîné un rejet direct d'eau fortement contaminée dans la mer. TEPCO a stoppé ce rejet le 6 avril vers 6h00 heure locale en colmatant la fuite par une injection de silicate de sodium.



**Évolution des concentrations en iode 131 ( $^{131}\text{I}$ ) et césium 137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) dans l'eau de mer à moins de 500 m de la centrale de Fukushima Dai-ichi.**

L'iode 131 ( $^{131}\text{I}$ ) et le césium 137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) sont les principaux radionucléides qui ont été surveillés en 2011 dans le milieu marin. Bien qu'il soit prépondérant au moment de l'accident, l'iode 131 a fortement diminué dans les semaines qui ont suivi l'accident, du fait de sa décroissance radioactive rapide, au point de ne plus être détectable après la fin mai. D'autres radionucléides artificiels, la plupart avec une demi-vie courte, ont également été décelés occasionnellement, à des concentrations plus faibles.

Les cartes ci-après représentent la répartition spatiale des concentrations moyennes en césium 137 pour des périodes successives, entre le 11 avril et le 11 juillet.



Source : IRSN d'après mesures TEPCO-MEXT

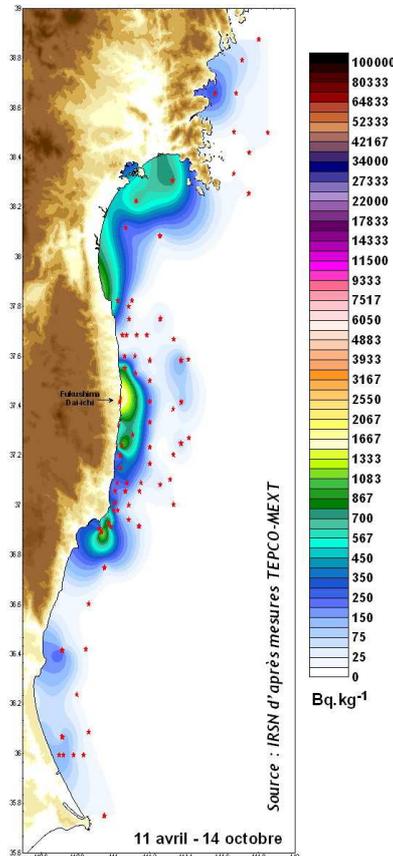
**Évolution de la répartition spatiale des concentrations en  $^{137}\text{Cs}$  dans l'eau de mer entre le 11 avril et le 11 juillet 2011.**



atmosphériques (0,002 Bq/L). Bien que mesurables avec les techniques actuelles, ces concentrations ne représenteraient que le 3000<sup>ème</sup> des concentrations naturelles en potassium 40 dans l'eau de mer (12 Bq/L).

Par ailleurs, les retombées atmosphériques de césium 137 sur les surfaces marines ont été évaluées par l'IRSN à  $76.10^{12}$  Bq (76 000 milliards de Becquerels) dans un rayon de 80 km. Cet apport de contamination en mer ne représenterait que 0,3% de l'activité globale de césium 137 rejetée directement en mer par la centrale de Fukushima Dai-ichi, telle qu'estimée par l'IRSN.

**L'accident de Fukushima Dai-ichi a également provoqué une pollution des sédiments marins, dans la zone littorale.** Les résultats de mesures publiés au Japon, obtenus sur des échantillons de sédiments prélevés sur les côtes japonaises (jusqu'à 186 km) et au large (jusqu'à 70 km) ont montré la présence de césiums radioactifs, d'iode 131 (jusqu'au 9 juin 2011) et d'autres radionucléides en quantités plus faibles. Ces résultats montrent également que sauf à proximité immédiate de la centrale de Fukushima Dai-ichi, où les concentrations en césium 137 étaient plus élevées (100 000 et 150 000 Bq.kg<sup>-1</sup> mesurés près de l'émissaire), les concentrations dans les sédiments ont varié habituellement de 1 à 10 000 Bq/kg, avec une tendance moyenne à l'augmentation au cours du temps. A partir de ces résultats (en excluant les valeurs élevées obtenues à proximité de l'émissaire), l'IRSN a réalisé une cartographie des concentrations moyennes en césium 137 dans les sédiments, représentée ci-après.



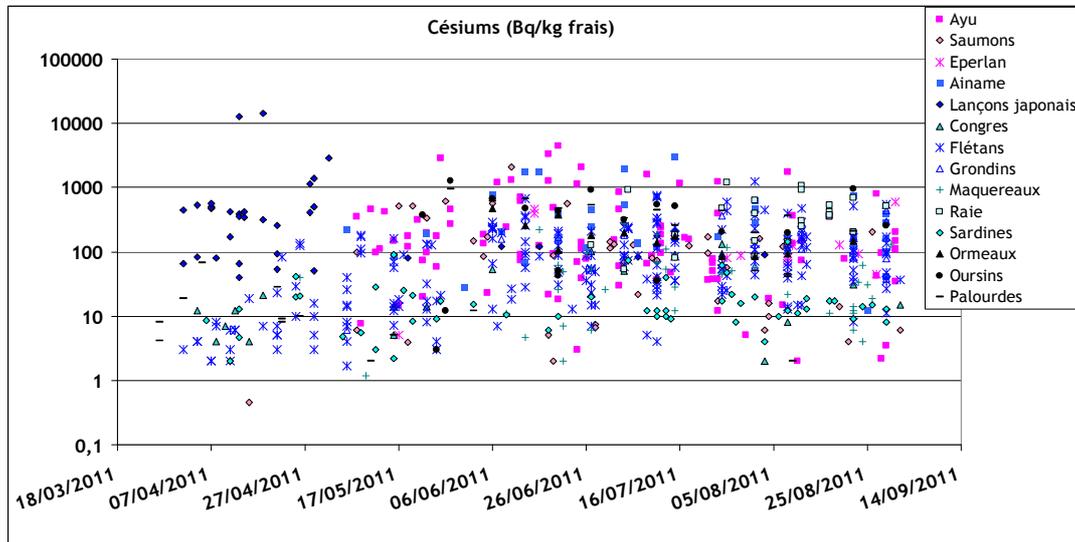
**Cartographie des concentrations en <sup>137</sup>Cs dans les sédiments (moyenne des valeurs mesurées jusqu'au 14 octobre).**

Les concentrations atteintes sont plus faibles qu'attendu, compte tenu des concentrations élevées mesurées dans l'eau de mer et du coefficient de distribution à l'équilibre du césium entre l'eau de mer et les sédiments, qui est habituellement supérieur à 1000. Ainsi, avec des concentrations supérieures à 100 Bq/L mesurées dans l'eau de mer du littoral, on aurait pu s'attendre à trouver des concentrations de 100 000 Bq.kg<sup>-1</sup> dans les sédiments. La pollution transitoire de l'eau de mer par le césium 137 n'a sans doute pas permis une mise à l'équilibre avec le stock sédimentaire échantillonné.

**Dans les années à venir, en dehors d'éventuels nouveaux rejets en mer venant de la centrale de Fukushima Dai-ichi, ce sont les rejets diffus résultant du lessivage par les pluies du césium**

présent dans les dépôts terrestres et de son transport par les cours d'eau qui constitueront la principale source de pollution radioactive dans le milieu marin. Pour prévoir ces exports à la mer et leur évolution, il n'existe pas, à ce jour, de modèle qui soit suffisamment robuste et opérationnel pour fournir des prévisions fiables de ces rejets à venir et de leur impact sur le milieu marin.

La pollution radioactive en mer provoquée par l'accident de Fukushima Dai-ichi a également eu un impact sur les espèces marines, comme l'illustre la figure ci-après (concentrations en césium 134 et 137).



*Évolution temporelle des concentrations en  $^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$  (Bq/kg) dans quelques produits de la mer. Les marques roses correspondent à des espèces amphihalines qui ont été pêchées en rivière ou en lac.*

Parmi les produits marins, les niveaux de contamination les plus élevés, détectés au début de la surveillance des produits de la pêche, concernaient les lançons japonais (anguilles des sables), pêchés au stade juvénile jusqu'à fin avril. Les césiums 137 et 134 ont été détectés dans tous les échantillons de cette espèce prélevés dans les préfectures de Fukushima et Ibaraki ; les concentrations maximales ont atteint  $12500 \text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$  frais ( $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ ) au large d'Iwaki le 13 avril.

Outre les animaux exclusivement marins, trois espèces caractérisées comme amphihalines (espèces qui effectuent des migrations entre les eaux douces et les eaux de mer), qui ont été prélevées à partir de début mai en lac ou en rivière (l'Ayu, le saumon masou et l'éperlan japonais), ont également présenté des niveaux de contamination relativement élevés.

En ce qui concerne les espèces de type filtreurs comme les moules, huîtres, palourdes, la contamination en césium tend à décroître, en l'absence de nouveaux rejets importants. Par contre, l'évolution de la contamination de certaines espèces de poisson ne suit pas la décroissance observée dans les eaux marines. En effet, chez les poissons, les variations de concentration peuvent bien sûr être en partie imputables à leurs déplacements, pour les espèces qui ne sont pas strictement inféodés à la zone où ils ont été pêchés, mais elles reflètent également les régimes trophiques complexes de ces organismes, différents d'une espèce à l'autre.

De manière générale, ce sont les poissons qui seront à moyen et long termes les meilleurs indicateurs de la contamination en césium dans le domaine marin. En effet, le césium présente des facteurs de concentration plus élevés chez les poissons et montre une tendance à augmenter pour les espèces les plus élevées dans la chaîne trophique. En conséquence, si à court terme, les concentrations les plus élevées sont plutôt trouvées chez les espèces situés au début de la chaîne alimentaire, à plus long terme, une fois que le transfert dans les différents maillons des réseaux trophiques sera effectif, ce seront les prédateurs en haut de la chaîne alimentaire qui devraient présenter des niveaux plus élevés. Ces niveaux devraient être d'autant plus élevés pour les espèces ayant un mode de vie en forte relation avec les sédiments et ayant leur habitat proche de la zone contaminée.

**Ainsi, même si la contamination en césium dans l'eau de mer a fortement diminué à proximité de la centrale de Fukushima Dai-ichi, il est justifié de maintenir une surveillance des espèces marines pêchées dans les eaux littorales de la côte nord-est du Japon.**