

Impact environnemental de l'accident de Fukushima-Daiichi

Rapport IRSN

**Annexe 2 du dossier
« Accident de Fukushima-Daiichi :
état des lieux 2 ans après l'événement »**

Rapport n° PRP-ENV/2013-00044

Sommaire

1. Rejets atmosphériques, dispersion et dépôts terrestres	3
1.1. Cartographie des dépôts radioactifs terrestres au Japon	3
1.1.1. Caractéristiques des dépôts radioactifs	
1.1.2. Évolution temporelle des dépôts de césium radioactif	7
1.2. Estimation du terme source atmosphérique par l'IRSN	10
1.3. Amélioration de la modélisation de la dispersion.....	12
1.3.1. Évaluations avec les termes sources actualisés	12
1.3.2. Autres avancées au cours de l'année 2012	13
2. Contamination du milieu continental	14
2.1. Contamination des écosystèmes aquatiques continentaux.....	14
2.2. Contamination des milieux forestiers	17
2.3. Contamination de la flore	19
2.4. Contamination de la faune.....	22
2.5. Produits de l'agriculture et de l'élevage.....	24
2.5.1. Rappels sur l'année 2011	24
2.5.2. La situation en 2012	25
3. Pollution radioactive du milieu marin	29
3.1. Estimation des apports au milieu marin	30
3.2. Contamination de l'eau de mer	31
3.3. Les radionucléides dans les sédiments.....	33
3.4. Les radionucléides dans les espèces marines	35
4. Conséquences écologiques	38

Le chapitre 6 du rapport « Fukushima, un an après » (IRSN, 2012a), publié le 12 mars 2012, présentait une description détaillée de l'état des connaissances début 2012 sur la contamination environnementale au Japon par les substances radioactives rejetées suite à l'accident survenu à la centrale de Fukushima-Daiichi. Cette publication avait été suivie de deux notes d'information, parues le 13 juillet 2012, l'une sur l'environnement terrestre (IRSN, 2012b), l'autre sur l'environnement marin (IRSN, 2012c).

La présente annexe, représente une analyse équivalente réactualisée des connaissances à la date de rédaction sur une sélection de sujets (ré-estimations des termes-sources marins et atmosphériques, cartographie des dépôts, contamination de milieux spécifiques, effet sur les espèces non humaines,...) et développe des perspectives de recherche.

1. Rejets atmosphériques, dispersion et dépôts terrestres

Le césium 134 et le césium 137 constituent aujourd'hui la quasi-totalité de la contamination résiduelle dans l'environnement de la centrale de Fukushima-Daiichi. Cette contamination est durable, en particulier pour le césium 137, qui a une période radioactive d'environ 30 ans, ce qui signifie qu'il faut attendre 30 ans pour que sa radioactivité soit divisée par 2, ou 300 ans pour qu'elle soit divisée par 1000. Le césium 134 a une décroissance plus rapide (période de 2 ans environ).

Dans l'environnement continental (sols et eaux douces), cette contamination est consécutive aux dépôts issus des rejets atmosphériques de mars 2011. Outre les campagnes successives à l'aide de mesures aéroportées, deux campagnes de mesures à terre ont permis de caractériser et de cartographier les dépôts en césium 134 et 137 dans les sols japonais (cf. 1.1). En revanche, les dépôts des autres radionucléides sont moins bien quantifiés, en raison de leur courte période radioactive ou de leur moindre présence dans l'environnement ; c'est particulièrement le cas pour l'iode 131 qui a une décroissance rapide (période de 8 jours) et était donc difficilement détectable lors de la 1^{ère} campagne à terre réalisée en juin et juillet 2011, et ne l'était plus du tout lors de la 2^{ème} campagne. Par ailleurs, la mesure des quantités déposées en césium ne renseigne pas sur la chronique des dépôts, ni sur leur nature, c'est-à-dire s'il s'agissait de dépôt humide (i.e. lors d'un épisode pluvieux ou neigeux) ou de dépôt sec (i.e. hors épisode pluvieux ou neigeux). Or cette information est primordiale pour la caractérisation des transferts dans les écosystèmes terrestres. C'est pourquoi les travaux consacrés à la rétro-analyse de l'émission de ces éléments (ou terme-source, cf. § 1.1.2) puis de leur dispersion dans l'atmosphère puis de leur dépôt (cf. § 1.1.3) peuvent éclairer l'expertise de l'impact de l'accident sur l'environnement terrestre.

1.1. Cartographie des dépôts radioactifs terrestres au Japon

1.1.1. Caractéristiques des dépôts radioactifs

En juin-juillet 2011, un consortium d'universités japonaises avait entrepris, sous la coordination de l'Agence japonaise de l'énergie atomique (JAEA), de caractériser la contamination de l'environnement dans un rayon de 80 km autour de la centrale accidentée de Fukushima-Daiichi, avec le soutien du ministère japonais de l'éducation, de la culture, des sports, de la science et de la technologie (MEXT, 2013). Le consortium et le JAEA avaient mené une campagne de mesures constituée de prélèvements de sols¹ et de mesures du débit de dose ambiant en 2 200 points de l'environnement. Les résultats en étaient présentés dans la figure 6-23 du rapport précédent.

Une deuxième campagne a été effectuée du 13 décembre 2011 au 29 mai 2012, en utilisant deux protocoles : d'une part celui de la première campagne (prélèvements de sol¹), d'autre part la

¹ Cinq prélèvements de sol étaient effectués dans un carré de 5m x 5m, chaque prélèvement était analysé en laboratoire, le résultat exprimé est la moyenne des 5 activités mesurées

spectrométrie gamma *in situ*² couvrant un territoire d'environ 60 000 km² (1 000 points). Cette deuxième campagne s'est effectuée avec la participation de l'IRSN, qui a dépêché une équipe de sept personnes en décembre 2011, et une équipe de 4 personnes en avril 2012. Les résultats de spectrométries gamma *in situ* sont présentés (Figure 1), pour le césium 137³, dans un rayon de 100km environ autour de la centrale.

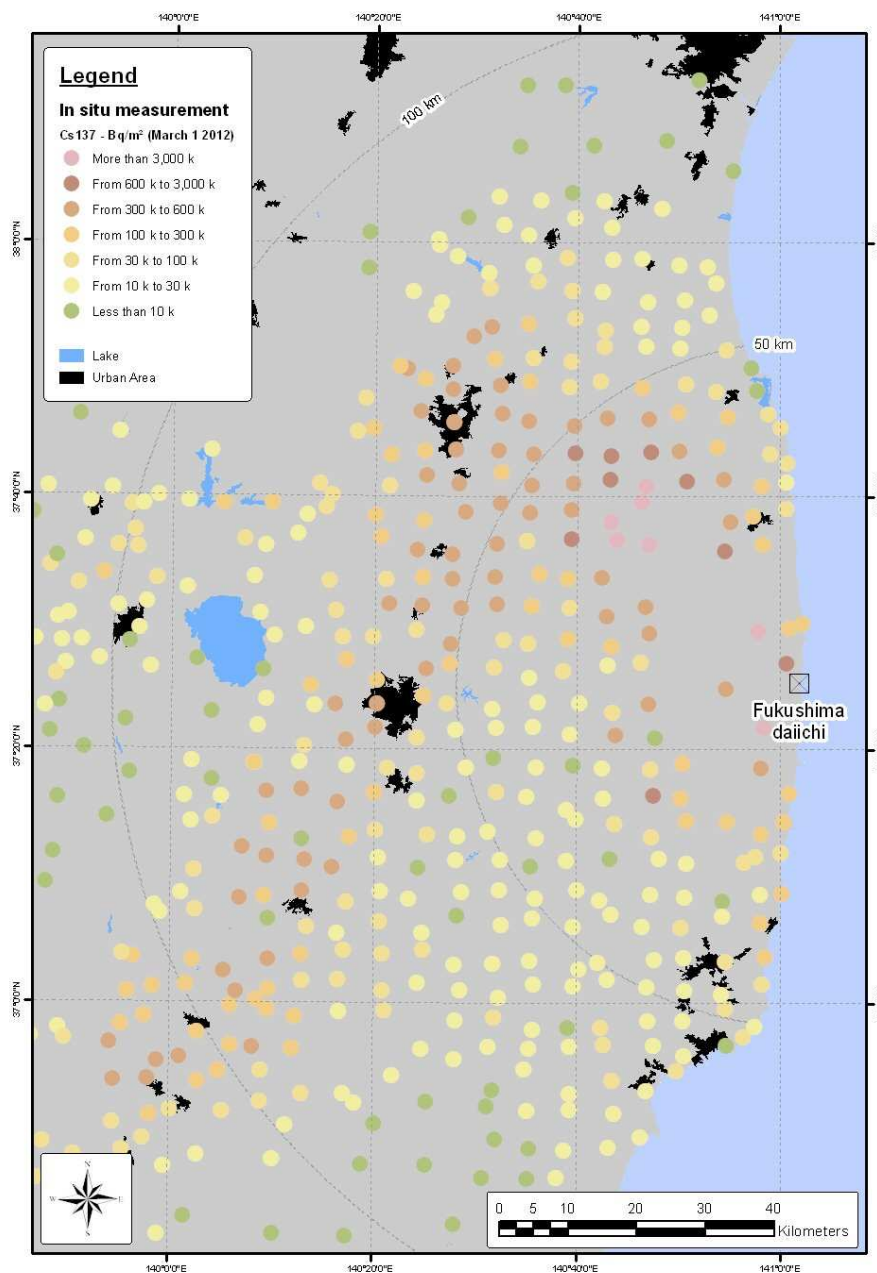


Figure 1. Agrandissement dans un rayon de 100km environ autour de la centrale de la représentation cartographique des résultats en césium 137 par spectrométrie gamma *in situ*. La date de référence est le 1^{er} mars 2012. Exploitation IRSN des données (MEXT, 2013).

² La spectrométrie gamma *in situ* est une méthode rapide à mettre en œuvre puisqu'elle permet l'acquisition et le traitement des résultats directement sur la parcelle ; de plus, elle lisse les hétérogénéités locales du fait de l'intégration d'un signal sur un volume important.

³ Les résultats en césium 134 ne sont pas présentés car les activités sont très fortement corrélées ($R^2=0,9995$) aux activités en césium 137. A la date de référence du 1er mars 2012, les activités en césium 134 sont égales à environ 72,5% des activités en césium 137 au même point. En tenant compte de la décroissance radioactive de ces deux isotopes, cela correspond à un ratio initial d'environ 1:1.

Les mesures *in situ* ont également permis de détecter en de nombreux points l'argent 110m. Avec une décroissance radioactive plus rapide que celle du césium 134 (période de moins d'un an), et des activités nettement inférieures à celles des deux césiums ; au final, l'argent 110m ne contribue pas significativement à la contamination résiduelle des territoires impactés par l'accident (Figure 2). En revanche, il est intéressant de noter la forte variabilité spatiale du rapport césium 137/argent 110m, probablement due au fait que ces radionucléides n'ont pas été émis simultanément ou que leur dispersion a été différente. Ce rapport est donc un traceur d'origine géographique intéressant, c'est-à-dire qu'il peut, si nécessaire, contribuer à localiser la provenance d'un échantillon dans lequel argent 110m et césium 137 sont quantifiés.

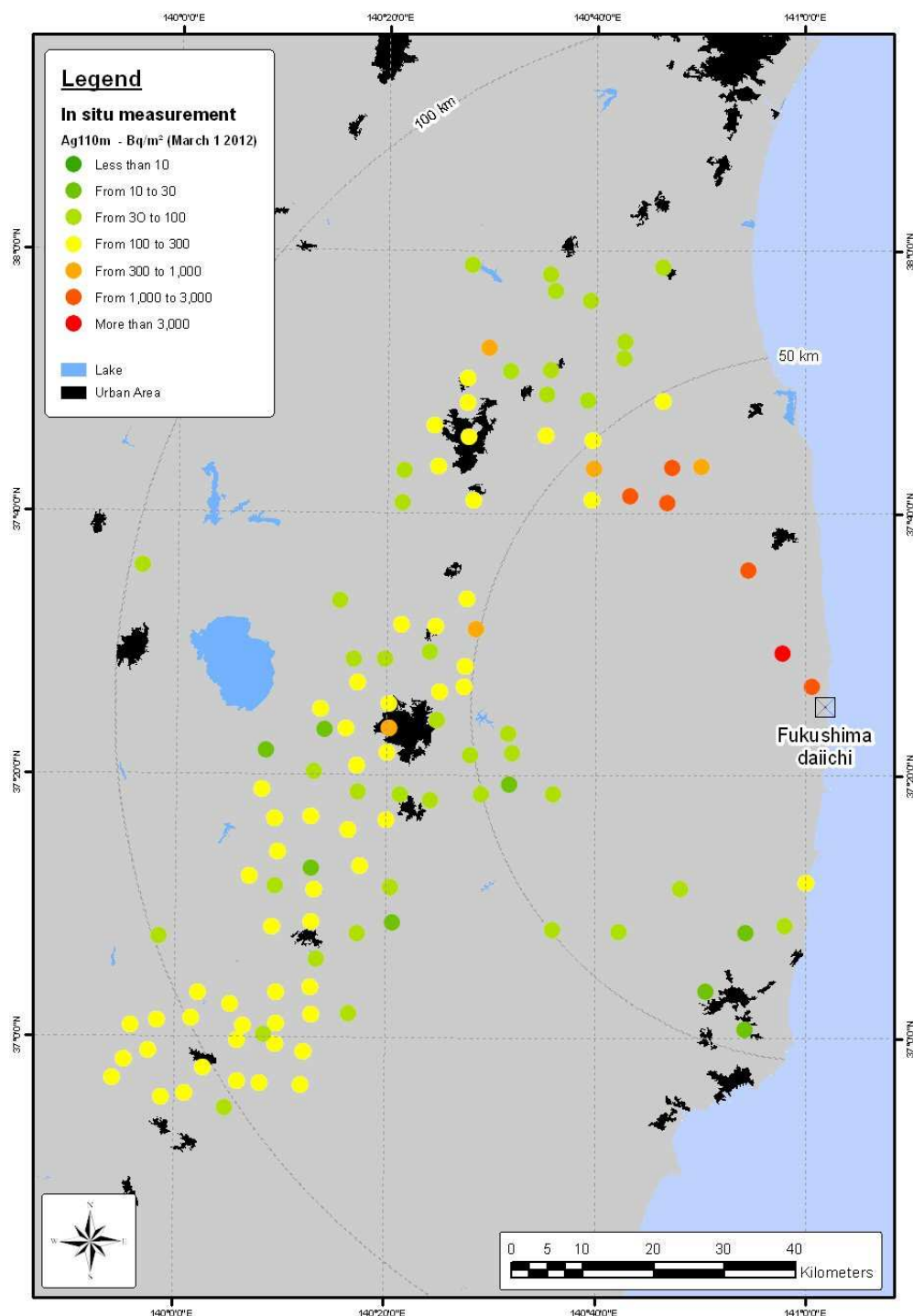
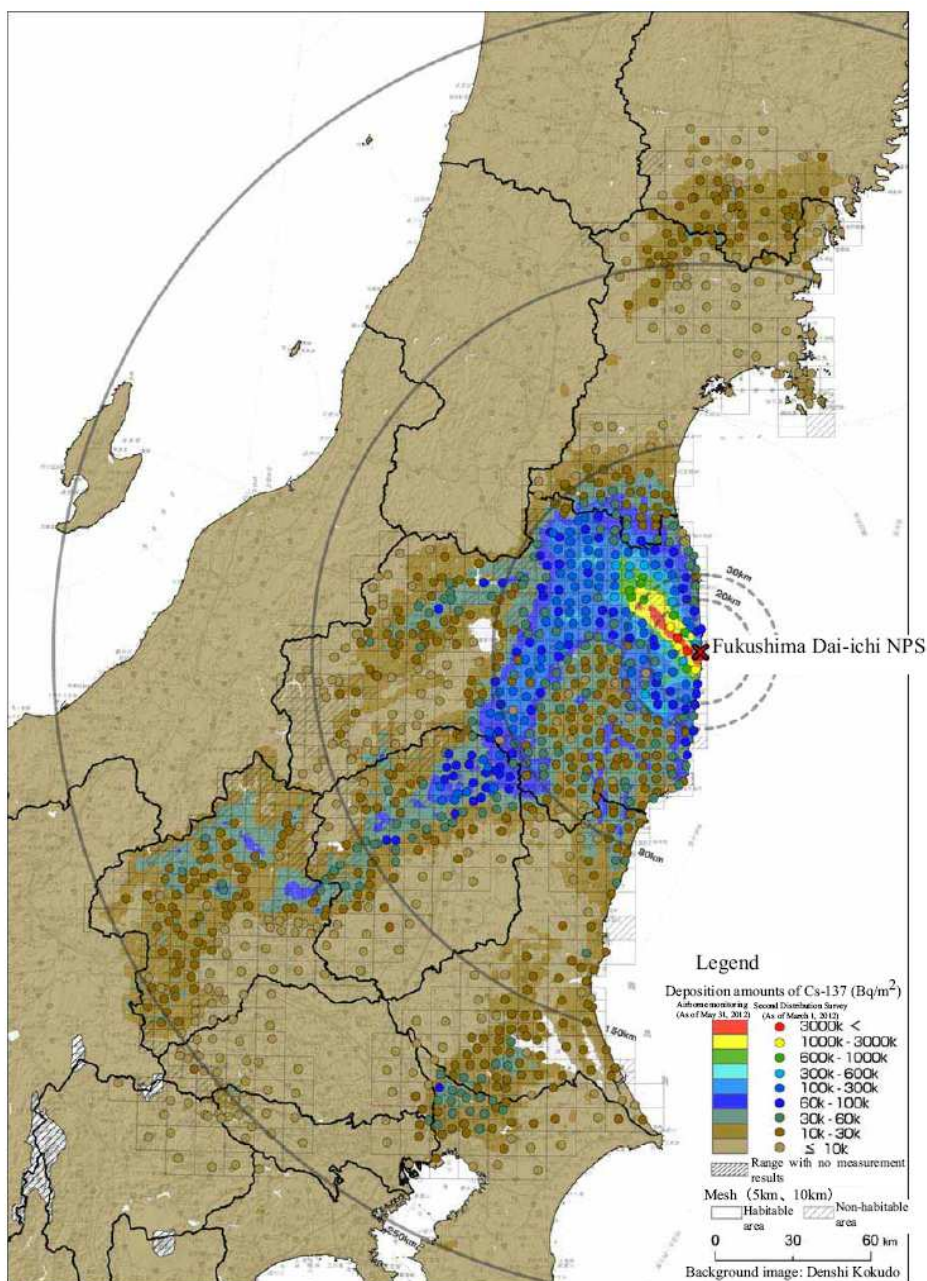


Figure 2. Localisation des points où une activité en argent 110m a été mesurée *in situ* dans un rayon de 100km autour de la centrale de Fukushima-Daiichi. La date de référence est le 1^{er} mars 2012. Exploitation IRSN des données (MEXT, 2012b).

Outre ces mesures de spectrométries gamma *in situ*, des mesures d'activités sur des prélèvements de sols (protocole similaire à celui de la 1^{ère} campagne) ont été effectuées, soit aux mêmes localisations que la mesure *in situ* pour comparer les protocoles⁴, soit en remplacement de la mesure *in situ* dans les zones où les débits de dose étaient les plus élevées (notamment à moins de 20km de la centrale). La Figure 3 présente l'ensemble des résultats pour le césium 137 dans toute la zone considérée.



※The background map is the distribution map of Cs-137 in Soil shown in "(i) Results of Airborne Monitoring Survey in Hokkaido and (ii) Revision to the Results of Airborne Monitoring Survey over the Eastern Part of Japan with Detailed Consideration of the Influence of Natural Radionuclides" (dated on July 24, 2012), Reference 4, "Measurement Results of the Airborne Monitoring Surveys Conducted by MEXT Nationwide (Deposition of Cs-137 on the ground surface nationwide)." "o" on the map indicates the results of the measurement of Cs-137 in this survey.

Figure 3. Représentation cartographique par le MEXT des résultats en césium 137 (cercles : résultats de la deuxième campagne, i.e. une mesure *in situ* si elle a été effectuée, sinon moyenne de 5 résultats sur des prélèvements de sol ; zones colorées : mesures aéroportées). Les dates de référence sont le 1^{er} Mars 2012 pour les résultats de la 2^{ème} campagne (cercles) et le 31 Mai 2012 pour les mesures aéroportées (zones colorées). Source : MEXT, 2013.

⁴ L'IRSN ne dispose pas de toutes les données pour confirmer cette validation entre les 2 protocoles. Globalement, on retiendra qu'il ne semble pas y avoir un biais systématique d'un protocole par rapport à l'autre, mais que le protocole avec prélèvements de sol est entaché d'une forte variabilité spatiale (jusqu'à un facteur 30 entre l'activité la plus faible et la plus forte dans un même carré de 5m x 5m).

Ces prélèvements ont aussi permis de mesurer le strontium 90, avec des valeurs de quelques dizaines de Bq/m² en plusieurs points de la préfecture de Fukushima et des préfectures voisines, et une valeur maximale de 130 Bq/m², à Nishigo, au sud de la préfecture de Fukushima. Avec une décroissance radioactive semblable à celle du césium 137, et des activités très nettement inférieures, le strontium ne contribue pas significativement à la contamination résiduelle. Enfin, le strontium 89 n'a jamais été détecté durant cette 2^{ème} campagne, ce qui s'explique par une rapide décroissance radioactive (demi-vie : 50 jours) et des limites de détection élevées (une à quelques centaines de Bq/m²).

L'IRSN a aussi pris part à des mesures par spectrométrie gamma embarquée, couvrant 1 000 km de routes en une dizaine de jours.

1.1.2. Évolution temporelle des dépôts de césium radioactif

Compte tenu de la disparition rapide des radionucléides de courte période radioactive (cf. figure 1 de l'annexe III relative à la gestion post-accidentelle) et de la très faible contribution des autres radionucléides détectés dans l'environnement au Japon, ce sont les césiums 134 et 137 qui déterminent la quasi-totalité de la contamination radioactive persistante dans les territoires touchés par les retombées de l'accident. Ce sont donc les dépôts de ces deux radionucléides qui sont suivis dans la durée par les organismes scientifiques japonais. Ainsi, outre les campagnes de mesures à terre évoquées au paragraphe précédent, plusieurs campagnes de mesures aéroportées ont été successivement réalisées au Japon (4 campagnes en 2011, dont la première en avril, et 2 en 2012), afin de cartographier spécifiquement les dépôts de césium 134 et 137 ainsi que le débit de dose ambiant qui en résulte, dans un rayon de 80 km autour de la centrale de Fukushima-Daiichi, où se concentrent les dépôts les plus importants.

Les cartes des figures 4 et 5 montrent l'évolution des cartes de dépôts de césium 134 et de césium 137 dans un rayon de 80 km, publiées par le MEXT à l'issue de la 4^{ème} campagne de mesures aéroportées (réalisées entre le 22 octobre et le 5 novembre 2011) et de la 6^{ème} campagne de mesures aéroportées (réalisée entre le 31 octobre et le 16 novembre 2012). Comme attendu, une diminution significative de l'étendue des dépôts de césium 134 est observée, du fait de la décroissance radioactive de ce radionucléide (période de 2 ans environ) ; toutefois, une diminution sensible, bien que plus faible, est également observée pour les dépôts de césium 137 dont la décroissance radioactive est insignifiante à cette échelle de temps (soit une diminution de moins de 3% du fait de cette décroissance entre les deux campagnes de mesures).

Bien entendu, cette évolution se retrouve également sur les cartes des débits de dose à 1 m au dessus du sol publiées par le MEXT à l'issue de ces deux campagnes (figure 6). D'après la note du MEXT publiée le 1^{er} mars 2013, rendant compte de la 6^{ème} campagne de mesures aéroportées, la diminution du débit de dose dû aux dépôts radioactifs entre novembre 2011 et novembre 2012 serait d'environ 40 %, dont 21% explicable du fait de la décroissance radioactive des deux césiums. D'après le MEXT, le reste de la diminution pourrait s'expliquer par l'effet de ruissellement par les eaux météoriques ou d'autres facteurs environnementaux non précisés.

La combinaison de multiples mécanismes d'origine naturelle, et sans doute anthropique, peuvent expliquer cette diminution des niveaux de débit de dose ambiant, dont l'importance est variable selon le lieu. Outre la décroissance radioactive, les mécanismes suivants peuvent être impliqués : la migration verticale des radionucléides dans les sols (agricoles, « anthropisés » et forestiers), l'érosion des sols superficiels où se trouve majoritairement la contamination, les processus de recyclage de biomasse au sein des écosystèmes forestiers (dont l'impact en terme dosimétrique peut être significatif), le retrait des récoltes contaminées et, enfin, les actions de réhabilitation engagées par les japonais en secteurs principalement agricole et habité (labour, enfouissement, décapage des sols, nettoyage du bâti). L'IRSN envisage des études scientifiques visant à comprendre, modéliser et si possible prédire, à l'aide de la plateforme de calcul Symbiose, l'évolution spatio-temporelle des débits de dose externe ambiants observés dans la région de Fukushima.

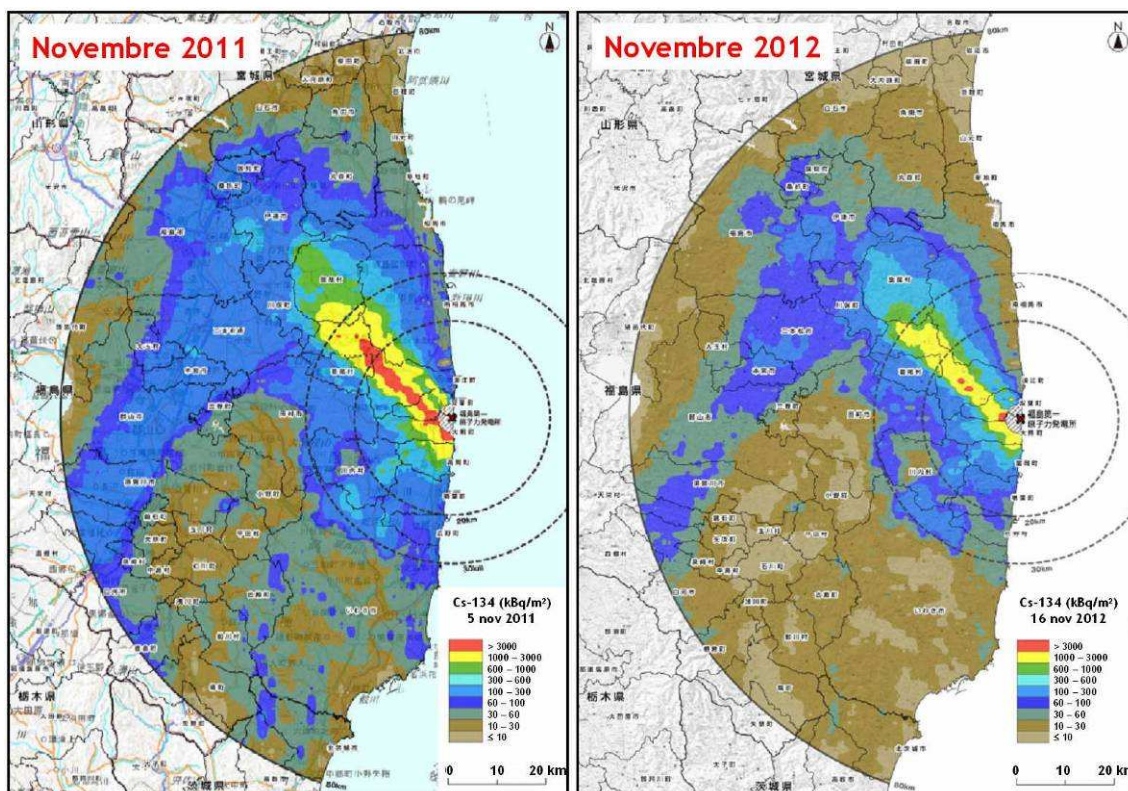


Figure 4. Comparaison des cartographies des dépôts rémanents de césium 134 en novembre 2011 et en novembre 2012, obtenues respectivement à partir des 4^{ème} et 6^{ème} campagnes de mesures aéroportées réalisées sous l'égide du MEXT au Japon (d'après les rapports du MEXT du 16 décembre 2011 et du 1^{er} mars 2013).

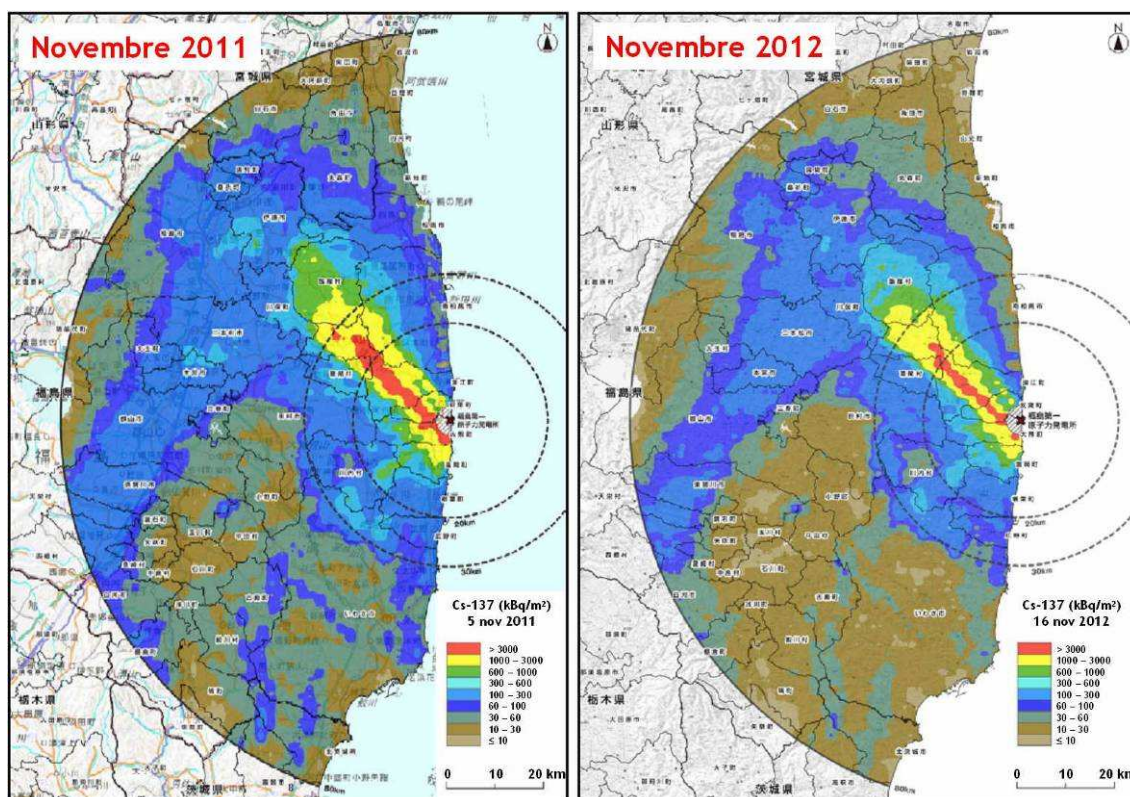


Figure 5. Comparaison des cartographies des dépôts rémanents de césium 137 en novembre 2011 et en novembre 2012, obtenues respectivement à partir des 4^{ème} et 6^{ème} campagnes de mesures aéroportées réalisées sous l'égide du MEXT au Japon (d'après les rapports du MEXT du 16 décembre 2011 et du 1^{er} mars 2013).

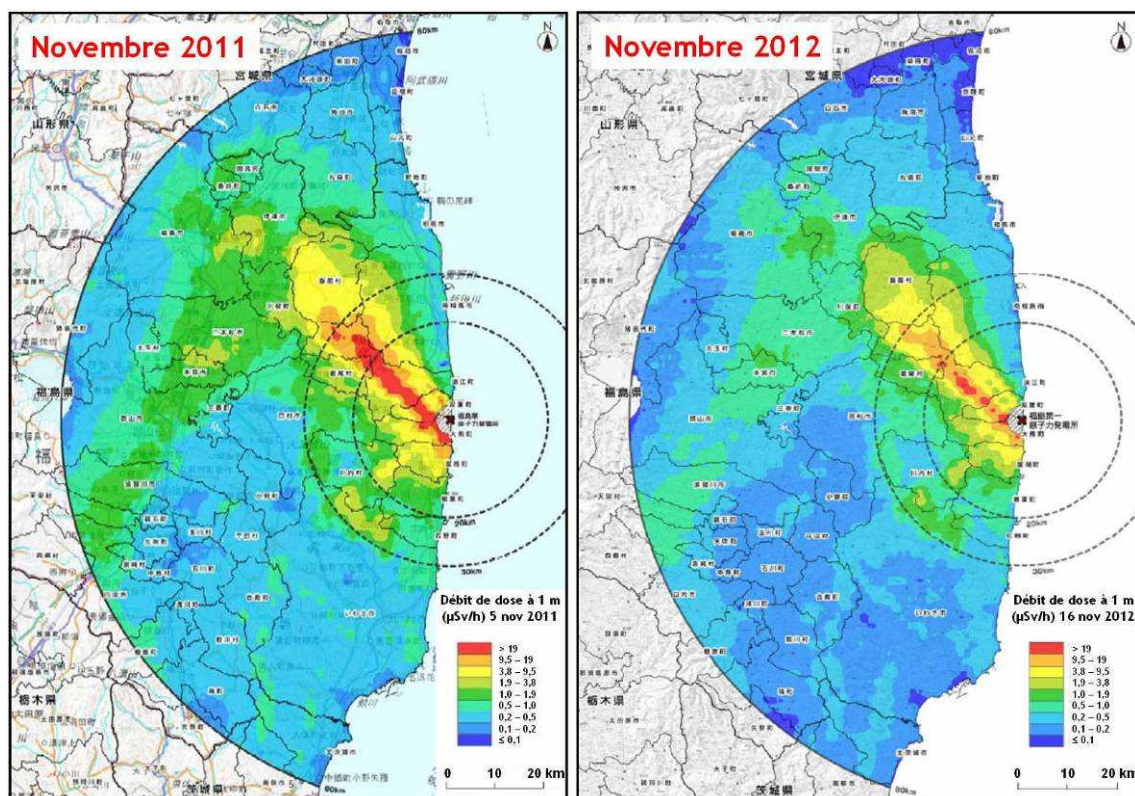


Figure 6. Comparaison des cartographies du débit de dose à 1 m au-dessus du sol en novembre 2011 et en novembre 2012, obtenues respectivement à partir des 4^{ème} et 6^{ème} campagnes de mesures aéroportées réalisées sous l'égide du MEXT au Japon (d'après les rapports du MEXT du 16 décembre 2011 et du 1^{er} mars 2013).

En complément des évolutions des dépôts de césium radioactif observées à partir des campagnes de mesures aéroportées, la Figure 7 permet de visualiser l'évolution temporelle du césium 137 entre les deux campagnes menées à terre, pour les localisations où le césium 137 a été mesuré lors de celles-ci. Les points situés sur la droite « théorique » sont ceux pour lesquels l'activité mesurée *in situ* lors de la 2^{ème} campagne est exactement égale à celle mesurée lors de la 1^{ère} campagne (à la décroissance radioactive près, qui est quasiment négligeable pour ce radionucléide, à cette échelle de temps). Les points situés au-dessus de la droite « théorique » sont ceux pour lesquels l'activité en césium 137 a été mesurée en augmentation, ce qui peut s'expliquer par un écart entre les 2 protocoles (par exemple à la forte variabilité spatiale des prélèvements), par une accumulation d'eaux de ruissellement, ou par l'hypothèse que la mesure *in situ* a été effectuée à proximité d'un entreposage de déchets. Les points situés en-dessous de la droite « théorique » sont ceux pour lesquels l'activité en césium 137 a été mesurée en diminution plus rapide que la seule décroissance radioactive, ce qui peut s'expliquer par un écart entre les deux protocoles de mesure, ou par les mécanismes décrits ci-avant (migration verticale au sein des sols, érosion, actions de réhabilitation). En effet, certaines mesures ont été effectuées dans des lieux décontaminés (cours d'école par exemple).

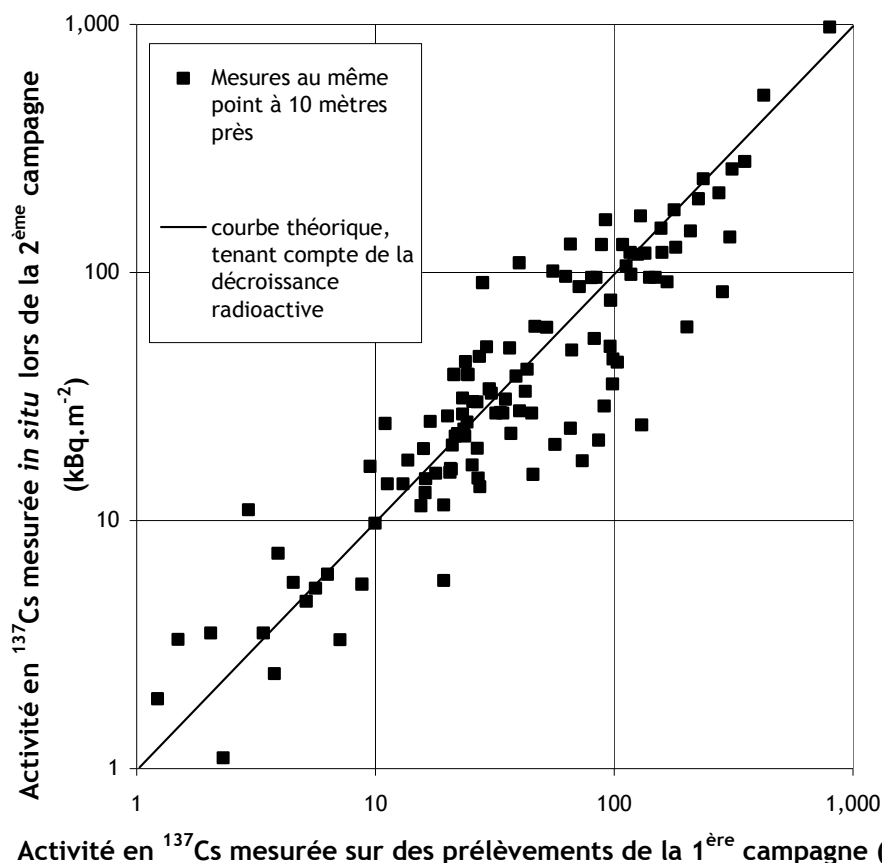


Figure 7. Corrélation entre mesures en césium 137 de la 1^{ère} et de la 2^{ème} campagne, en une même localisation (à 10 m près). 1^{ère} campagne : moyenne des activités mesurées sur 5 échantillons prélevés en juin-juillet 2011 ; 2^{ème} campagne : analyse *in situ* entre décembre 2011 et mai 2012. Exploitation IRSN des données (MEXT, 2013).

L'intérêt avéré de cette première collaboration franco-japonaise conduit JAEA et l'IRSN à envisager de coopérer dans le futur sur des projets scientifiques destinés à mieux comprendre l'évolution des concentrations de radionucléides dans l'environnement au Japon.

1.2. Estimation du terme source atmosphérique par l'IRSN

La section 6.1 du rapport IRSN « Fukushima, un an après » fait état de l'estimation du terme source atmosphérique tel qu'il a été évalué par l'IRSN au cours de la première année après l'accident. Les incertitudes qui ont été soulignées à l'époque sur l'évaluation du terme source, sont toujours, pour la plupart, d'actualité. En effet, bien que la connaissance de la chronologie des événements sur l'installation progresse peu à peu (horaires plus précis des évènements, fuites identifiées...), ces informations ne permettent pas, pour le moment, d'améliorer de façon significative l'évaluation du terme source (Corbin et Denis, 2012).

Pour réduire les incertitudes et progresser dans l'évaluation des rejets atmosphériques, une solution consiste à estimer le terme source en combinant les mesures de radionucléides dans l'environnement avec les modèles de dispersion atmosphérique. Depuis la catastrophe de Tchernobyl, des méthodes inverses ont été développées pour estimer le terme source à partir des mesures d'activité volumique ou surfacique (Gudiksen *et al.*, 1989 ; Davoine et Bocquet, 2007 ; Winiarek *et al.*, 2011 ; Stohl *et al.*, 2011). Cependant ces approches ne permettent pas l'exploitation des mesures de débit de dose, pourtant nombreuses sur le territoire japonais.

L'IRSN et le CERE (laboratoire commun EDF R&D - Ecole Nationale des Ponts et Chaussées) ont d'abord appliqué la modélisation inverse à l'accident de Fukushima en utilisant les mesures d'activité volumique dans l'air (Winiarek *et al.*, 2012). Puis, pour progresser dans l'estimation du

terme source, ils ont développé une approche originale basée sur la modélisation inverse pour exploiter les mesures disponibles (Saunier *et al.*, 2012). Le réalisme des termes sources obtenus est démontré par comparaison aux événements connus sur l'installation et par confrontation aux valeurs estimées du terme source déjà publiées (Tableau 1, Figure 5). Le terme source est utilisé pour simuler la dispersion atmosphérique à l'échelle du Japon et les résultats sont comparés aux différentes mesures de débit de dose, d'activité volumique et surfacique.

Parmi les termes sources publiés, les estimations de l'IRSN sont parmi les rares à pouvoir être utilisées pour estimer les doses et débits de dose et ainsi être comparées à l'ensemble des mesures de l'environnement. En effet, la plupart des estimations comportent la cinétique des rejets pour quelques radionucléides mais pas pour les principaux radionucléides contribuant à la dose. Ainsi, le terme source atmosphérique présenté en partie 6.1 du rapport « Fukushima, un an après » et détaillé dans Mathieu *et al.* (2012) et Corbin et Denis (2012) comporte 73 radionucléides (135, si on tient compte des filiations radioactives). La nouvelle estimation, basée sur les mesures dans l'environnement, comporte les principaux radionucléides contribuant au débit de dose et au dépôt dans l'environnement.

Tableau 1. Estimations des activités ($\times 10^{15}$ Bq) des principales catégories de radionucléides rejetés lors de l'accident de Fukushima, effectuées en 2011 par l'IRSN durant la crise et après l'accident (notées en gras) et par diverses équipes scientifiques. Les rejets de l'accident de Tchernobyl sont également présentés à titre comparatif sur la dernière ligne du tableau.

	Xe-133	I-131	Cs-137
IRSN CTC 22 mars 2011	2000	90	10
Mathieu <i>et al.</i> (Mathieu <i>et al.</i>, 2012, IRSN Travaux 2011)	5950	197	21
Winiarek (Winiarek <i>et al.</i>, 2012)	-	190-380	12-17
Saunier (Saunier <i>et al.</i>, 2012)	12100	103	16
Terada (Terada <i>et al.</i> (2012))	-	150	13
Stohl (Stohl <i>et al.</i> (2011))	16700 (13400-20000)	-	35.8 (23.3-50.1)
Tchernobyl (IAEA (2006))	6500	1760	85

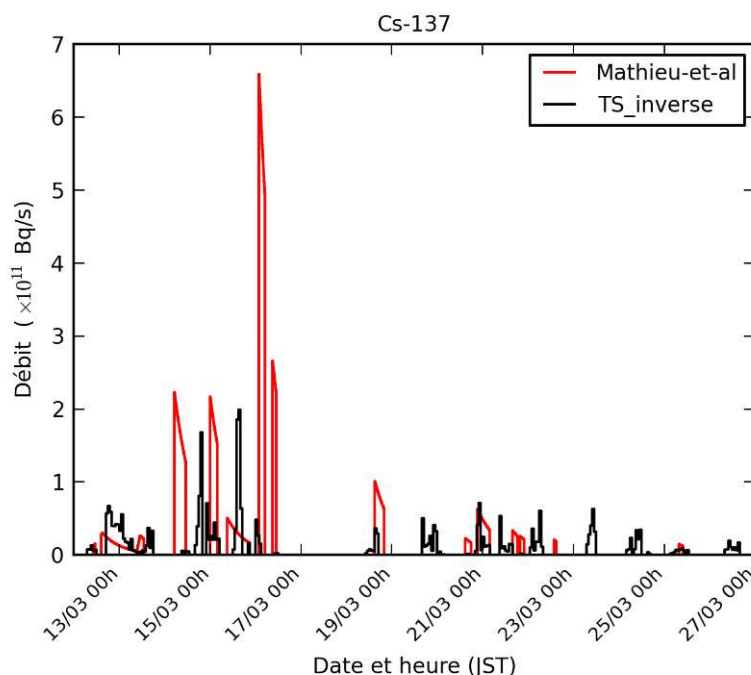


Figure 8. Évolution des débits de rejet de césium 137 au cours du temps avec le terme source de Mathieu *et al.* (2012) et celui de Saunier *et al.* (2012), noté 'TS_inverse'.

1.3. Amélioration de la modélisation de la dispersion

Si les nombreuses campagnes de mesures au cours de l'année 2012 ont permis une cartographie précise des dépôts radioactifs pour les éléments à vie longue tels que le césium 137, elles n'apportent toutefois pas d'information concernant les radionucléides à vie courte, tels que l'iode 131 par exemple. C'est pourquoi l'amélioration des simulations de dispersion atmosphérique, leur comparaison aux mesures disponibles, ainsi que l'estimation des incertitudes associées, demeurent un enjeu important. C'est particulièrement le cas pour l'estimation des doses reçues par les populations.

1.3.1. Évaluations avec les termes sources actualisés

De nouvelles simulations d'évaluation de conséquence ont été réalisées avec les outils de dispersion atmosphérique et de calcul de dose de la plateforme opérationnelle du Centre Technique de Crise de l'IRSN, dénommée C3X. Les simulations utilisent les différentes estimations de termes sources et des études de sensibilité ont été menées pour progresser dans la reconstitution de l'accident de Fukushima.

La qualité des simulations et des estimations du terme source est évaluée en comparant les simulations à l'ensemble des mesures disponibles dans l'environnement. A titre d'exemple, la figure n°9 montre la comparaison mesure / calcul de débits de dose ambiant à l'emplacement de quelques stations. Les simulations sont effectuées avec deux des termes sources estimés par l'IRSN. L'accord entre les simulations et les observations de débits de dose est globalement bon puisque, à l'échelle du Japon, les simulations faites avec le terme source utilisé par Mathieu *et al.* (2012) sont, pour 60 % d'entre elles, distantes des observations d'un facteur inférieur à 2. Le résultat est encore meilleur avec le terme source défini par méthode inverse (Saunier *et al.* (2012)) puisque ce score s'élève à 80 %.

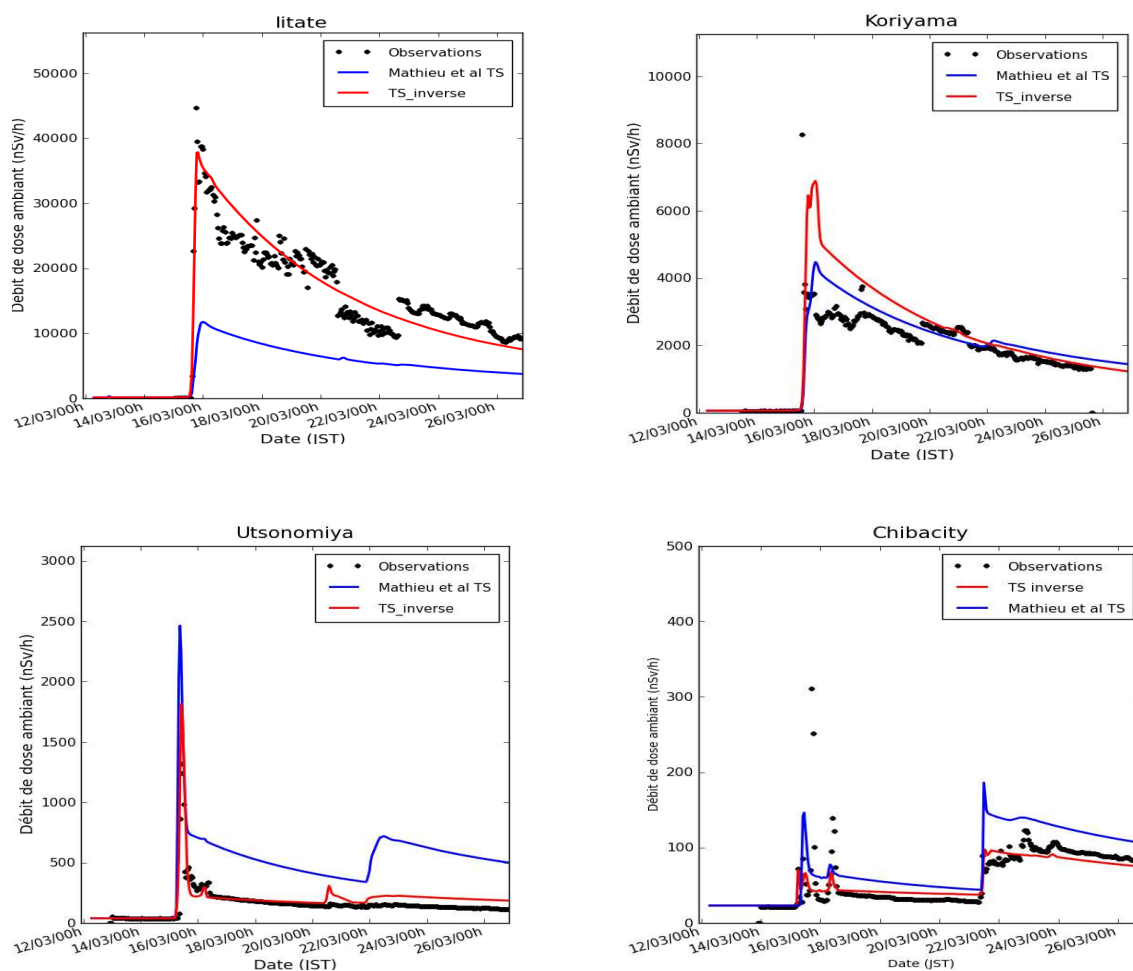


Figure 9. Évolution au cours du temps du débit de dose ambiant en nano Sievert par heure ($\times 10^{-9}$ Sv/h) mesuré et simulé, à différentes stations. Les simulations sont faites avec le modèle IdX, pour deux termes sources : celui de Mathieu *et al.* (2012) et celui issu de la modélisation inverse (Saunier *et al.* (2012)) référencé 'TS_inverse' sur la légende.

1.3.2. Autres avancées au cours de l'année 2012

Les simulations de dispersion atmosphérique à l'échelle dite locale (80 kilomètres autour de la centrale de Fukushima-Daiichi) ont été utilisées pour estimer la contribution du dépôt atmosphérique à la contamination marine (Bailly du Bois *et al.* (2012, soumis)). De même, les dépôts simulés par les modèles de dispersion ont pu être utilisés pour estimer la contamination de certains aliments (Renaud *et al.*, soumis).

Ces nouvelles simulations ont également permis de mieux évaluer la proportion de dépôt dû spécifiquement au lessivage par la pluie (dépôt humide), par rapport au dépôt total mesuré a posteriori. Ce type d'information est important pour modéliser ensuite le transfert dans les sols et les végétaux. La Figure 10 montre, dans un rayon de 80 km, la proportion de dépôt sec (processus de captation du panache par le sol et les végétaux, hors pluie) pour le dépôt total de césium 137. Ainsi, dans une zone nord-ouest (en bleu), le dépôt est constitué à plus de 90% par le dépôt humide. Dans le nord et le sud, le long de la côte, le dépôt sec est prépondérant et le dépôt humide constitue moins de 10% du dépôt total (rouge). D'après cette simulation, le dépôt humide représente environ 67% du dépôt total sur la terre dans un rayon de 80 km, et la moitié de ce dépôt humide a été formé en l'espace de quelques heures, dans la nuit du 15 au 16 mars, par de fortes précipitations au nord-ouest de la centrale.

La simulation donne un total cumulé dans un rayon de 80 km sur le territoire Japonais de 1,53 PBq (1 PBq = 10^{15} Bq) de césium 137 et 14 PBq d'iode 131 déposés (en corrigeant pour tenir compte de la décroissance radioactive). Ces estimations sont très proches de celles données par Morino *et al.* (2011) pour la préfecture de Fukushima.

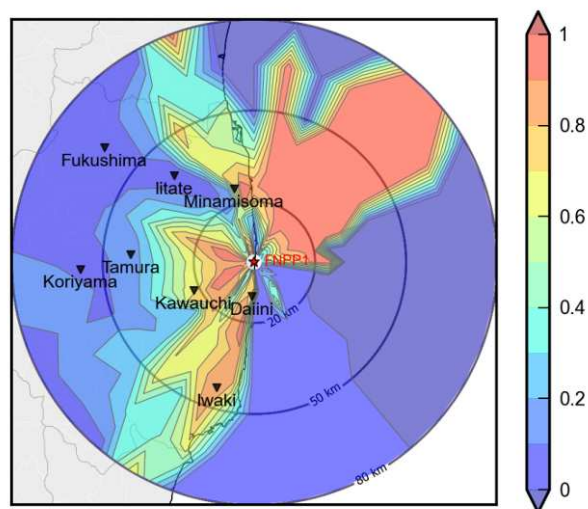


Figure 10. Proportion de dépôt sec pour le dépôt total de césium 137, après la fin des rejets, dans un rayon de 80 km. Simulation avec le modèle pX, et le terme source de Mathieu *et al.* (2012). D'après Korsakissok *et al.* (2013).

2. Contamination du milieu continental

Les milieux qui restent aujourd'hui les plus contaminés, en particulier par le césium 134 et le césium 137, sont : les cours d'eau, les forêts et l'océan. Les végétaux, les champignons et les animaux vivant dans ces milieux présentent également des niveaux d'activité détectables, voire élevés. Ainsi, sur le 2ème semestre 2012, les denrées alimentaires les plus contaminées, c'est-à-dire les seules ayant dépassé 1000 Bq/kg frais en ^{134}Cs et ^{137}Cs cumulés (MHLW, 2013), étaient toutes issues de la chasse, de la pêche, et des produits de la cueillette dans ces milieux : gibier, poissons (eau douce et milieu marin) et champignons sauvages. Les activités sont moins élevées, voire souvent non détectables, dans les denrées alimentaires issues de l'agriculture et de l'élevage.

2.1. Contamination des écosystèmes aquatiques continentaux

La préfecture de Fukushima présente un réseau hydrographique très dense, avec de nombreux petits fleuves côtiers (notamment l'Ukedo, la Nitta et la Mano, qui se jettent dans l'océan Pacifique au nord de la centrale de Fukushima-Daiichi), et le fleuve de l'Abukuma qui traverse la ville de Fukushima et se jette dans le Pacifique un peu plus au nord. Lors de la rédaction du rapport « Fukushima + 1 an » (IRSN, 2012a), très peu d'informations étaient connues sur la contamination de ces milieux aquatiques (seules des données sur les poissons d'eau douce étaient disponibles). Des contaminations non négligeables, du fait du ruissellement sur les territoires contaminés, étaient suspectées et se confirment aujourd'hui.

Les données accessibles aujourd'hui sont essentiellement celles issues d'un plan de surveillance en différents lieux de prélèvements (points rouges de la Figure 11), couvrant la période de juin 2011 à mars 2012, et mises à disposition sur le site internet du MEXT. Pour l'essentiel, ces données présentent des résultats pour les isotopes du césium et seulement quelques informations sont disponibles pour les autres radionucléides :

- Iode : aucune mesure détectable en ^{131}I , que ce soit dans l'eau ou les sédiments.
- Plutonium: quelques mesures ^{238}Pu et $^{239/240}\text{Pu}$ en juin 2011 et en août 2011 ne révélant aucune activité détectable, que ce soit dans l'eau ou les sédiments.

- Strontium : quelques mesures dans l'eau en juin 2011 et en août 2011, avec des activités de l'ordre de quelques dizaines de mBq.L^{-1} en ^{89}Sr et de quelques mBq.L^{-1} en ^{90}Sr ⁵.
- Tritium : quelques mesures dans l'eau entre le 15 novembre et le 15 décembre 2011, avec des activités de l'ordre de 1 Bq.L^{-1} , très proches de mesures antérieures réalisées en 2002 et ne permettant donc pas de détecter un marquage significatif dû aux rejets de l'accident.

Enfin, l'argent 110m a été quantifié dans les prélèvements réalisés dans le cadre du projet franco-japonais TOFU (Evrard *et al.*, 2012).

Concernant le comportement des isotopes du césium sur cette période, les césiums 134 et 137 ont été régulièrement quantifiés dans l'eau (avec un seuil de détection de 1 Bq.L^{-1}) aux points de surveillance situés dans un secteur d'environ 30 km de large qui s'étend sur une centaine de kilomètres de long, à l'ouest du site de Fukushima-Daiichi. Dans ce secteur, les niveaux d'activité des eaux de rivière en début de période (juin 2011) sont compris entre 1 et 9 Bq.L^{-1} pour le ^{134}Cs et entre 1 et 11 Bq.L^{-1} pour le ^{137}Cs . Par la suite, les valeurs maximales évoluent de façon fluctuante avec une tendance générale à la baisse qui semble converger vers quelques Bq.L^{-1} en fin de période (mars 2012).

Les mesures d'activité massique en ^{137}Cs et ^{134}Cs de la couche superficielle des sédiments laissent apparaître beaucoup plus de valeurs significatives que celles de l'eau. Globalement, les niveaux décroissent d'est en ouest et les mesures en dessous du seuil de détection (15 Bq.kg^{-1}) se concentrent au-delà de 100 km à l'ouest de la côte. En début de période (juin 2011), les concentrations maximales mesurées dans les sédiments de la zone de surveillance sont de $11 \text{ kBq.kg}_{\text{sec}}^{-1}$ pour le ^{134}Cs et de $12 \text{ kBq.kg}_{\text{sec}}^{-1}$ pour le ^{137}Cs . Contrairement aux activités de l'eau, l'évolution de ces concentrations est en constante augmentation sur la période de mesure. En fin de période (mars 2012), elles atteignent $38 \text{ kBq.kg}_{\text{sec}}^{-1}$ pour le ^{134}Cs et $54 \text{ kBq.kg}_{\text{sec}}^{-1}$ pour le ^{137}Cs .

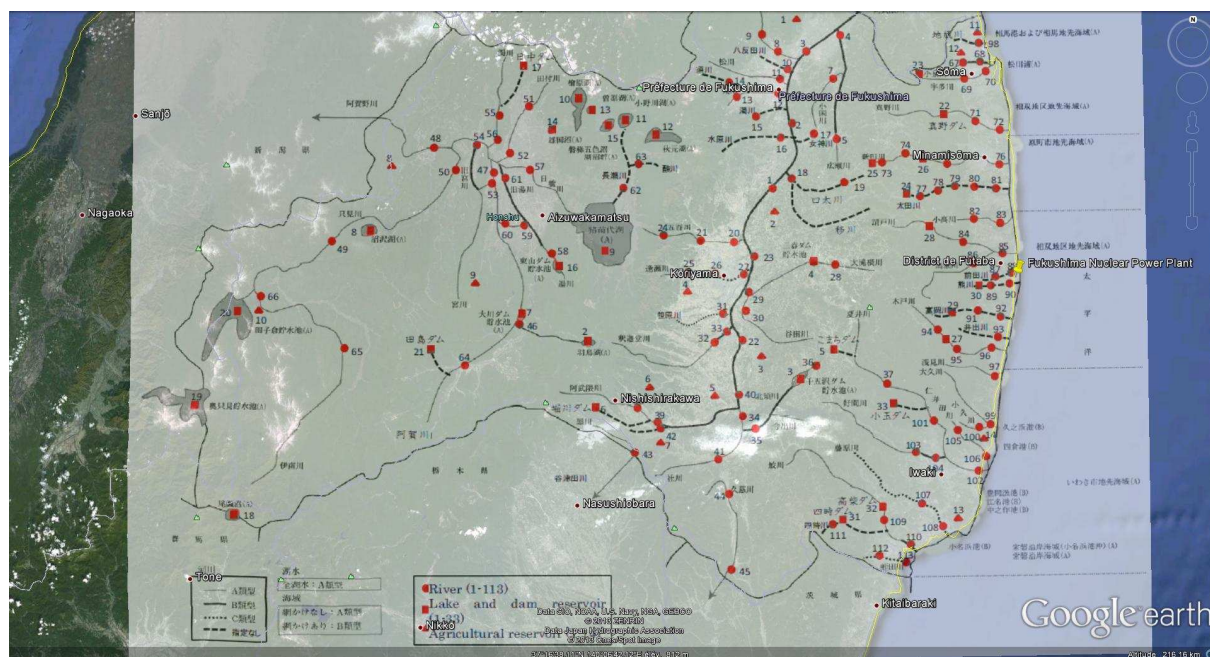


Figure 11. Carte illustrant la zone de surveillance des eaux de surface (source MEXT, 2013). Points rouges : lieux de prélèvement.

⁵ Début juin 2011, les valeurs moyennes sont de $3,65 \cdot 10^2 \text{ Bq.L}^{-1}$ (max = $5,5 \cdot 10^2 \text{ Bq.L}^{-1}$) pour le ^{89}Sr et de $5,75 \cdot 10^3 \text{ Bq.L}^{-1}$ (max = $1,8 \cdot 10^2 \text{ Bq.L}^{-1}$) pour le ^{90}Sr . Début août 2011, ces niveaux étaient en diminution avec en moyenne $9,9 \cdot 10^3 \text{ Bq.L}^{-1}$ (max = $1,5 \cdot 10^2 \text{ Bq.L}^{-1}$) pour le ^{89}Sr et $3,42 \cdot 10^3 \text{ Bq.L}^{-1}$ (max = $7,9 \cdot 10^3 \text{ Bq.L}^{-1}$) pour le ^{90}Sr .

L'interprétation de l'évolution temporelle des mesures en césium dans les eaux continentales reste hasardeuse en raison de la faible représentativité temporelle des mesures et des conditions météorologiques locales qui sont régulièrement marquées par de violents typhons. Néanmoins, une première analyse des tendances peut être proposée en comparant l'évolution des niveaux maximums aux travaux préliminaires produits par l'IRSN au début de l'année 2012 (IRSN, 2012d) ⁶ par assimilation des premières mesures publiées par le MEXT pour estimer l'évolution moyenne des concentrations de la rivière Ukedo (Figure 12). Cette rivière est située dans la zone d'exclusion et son bassin versant est celui qui a été le plus contaminé par les dépôts atmosphériques.

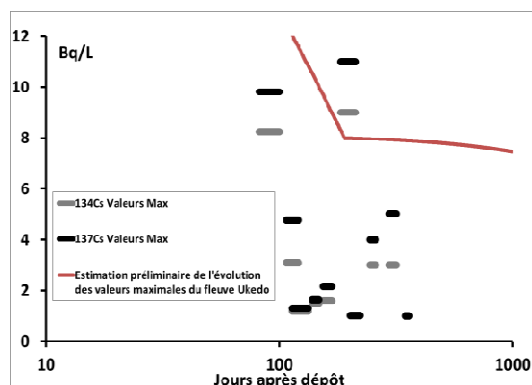


Figure 12. Concentrations en ¹³⁴Cs et ¹³⁷Cs dans l'eau (Bq/L). Valeurs maximales mesurées dans les rivières de la préfecture de Fukushima (MEXT, 2013), et prédictions maximales pour le fleuve Ukedo drainant le territoire le plus contaminé (IRSN, 2012d).

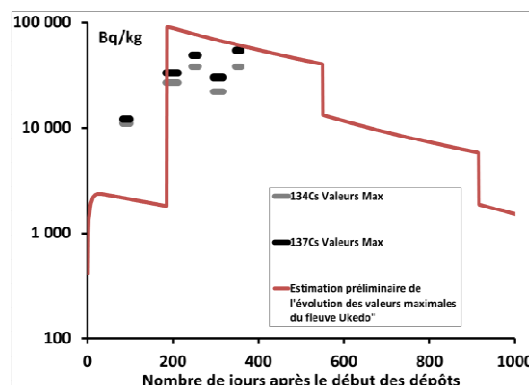


Figure 13. Concentrations en ¹³⁴Cs et ¹³⁷Cs dans les sédiments de fond de rivières (Bq/kg_{sec}). Valeurs maximales mesurées dans la préfecture de Fukushima (MEXT, 2013), et prédictions maximales pour le fleuve Ukedo drainant le territoire le plus contaminé (IRSN, 2012d).

Cette comparaison montre que la tendance moyenne des mesures maximales de la radioactivité de l'eau des rivières de la région de Fukushima est proche de celle prédite par les évaluations préliminaires de l'IRSN. Sur la période de mesure, le comportement moyen de l'activité en ¹³⁷Cs et ¹³⁴Cs des eaux de rivière de la préfecture de Fukushima est essentiellement imputable au lessivage de la fraction mobile des dépôts radioactifs accumulés à la surface des bassins versants. Pour le césium, cette fraction est de l'ordre de 1 % des dépôts totaux (Garcia-Sanchez, 2008). La grande majorité de la fraction la plus mobile de ces dépôts a été évacuée dès les cent premiers jours et l'évolution des concentrations maximales au-delà de mars 2012 et au cours de l'année 2013 devrait afficher une tendance moyenne faiblement décroissante et des fluctuations de quelques Bq.L⁻¹.

Concernant les sédiments, la tendance générale des mesures maximales semble également confirmer la dynamique pronostiquée. Cette observation permet d'avancer que l'augmentation continue de l'activité massique de la couche superficielle des sédiments est imputable au mécanisme de dépôt des matières en suspension contaminées et de la colonne d'eau. Ainsi, les sédiments se chargent progressivement en particules contaminées et les activités massiques de leur couche superficielle évoluent lentement vers l'activité des matières en suspension. Ce point peut être conforté par une rapide évaluation de l'activité massique des matières en suspension. Pour cela, on considère une activité moyenne de l'eau de 1Bq.L⁻¹ et un coefficient de fractionnement liquide-solide de 290 m³.kg_{sec}⁻¹ (AIEA, 2010) en accord avec la gamme de valeurs (92 à 970 m³.kg_{sec}⁻¹) récemment publiées par Ueda *et al.* (2013) pour des cours d'eau proche de la ville d'Iitate située à une quarantaine de kilomètres au nord du site de Fukushima-Daiichi. Avec ces valeurs, l'activité massique moyenne des matières en suspension peut être estimée à environ 290 kBq.kg_{sec}⁻¹. Ce niveau est cohérent avec les valeurs maximales atteintes en mars 2012 dans les sédiments (≈ 50 kBq.kg_{sec}⁻¹). En effet, les dépôts sédimentaires sont principalement constitués des particules les plus

⁶ Présentée pour partie dans la partie 6.4.3.3 du rapport « Fukushima, un an après » (IRSN, 2012a)

grossières des matières en suspension. Ces particules présentent des coefficients spécifiques de fractionnement liquide-solide plus faibles que les valeurs mesurées à partir de la charge globale et génèrent une activité massique des sédiments superficiels plus faible que celle des matières en suspension.

Au cours des prochains mois et années, l'évolution des activités massiques de la couche superficielle des sédiments de fond des rivières sera dépendante de l'évolution des activités de l'eau en fonction des dynamiques de lessivage des bassins versants qui, dans la zone de Fukushima, sont soumis à de fréquents typhons (Evrard *et al.*, 2012). Ces typhons sont à l'origine de forts taux d'exportation des sédiments et l'évaluation portée par la courbe rouge de la Figure 13 est une première ébauche de la prise en compte des effets de ces phénomènes (*effet de marche*). Dans le cadre de la gestion post-accidentelle des eaux de surface, ces résultats incitent à approfondir la méthode d'assimilation initiée par l'IRSN pour établir les premiers pronostics. A ce titre, des mesures futures doivent fournir des informations très attendues pour mieux comprendre et modéliser l'impact de ces événements sur le transport de radionucléides.

2.2. Contamination des milieux forestiers

Les forêts couvrent environ 75% du territoire le plus contaminé⁷ par l'accident de la centrale de Fukushima-Daiichi (Yoshihara *et al.*, 2013). Sur ce relief accidenté (piémont et zone de montagne), illustré par le paysage de la Figure 14, on retrouve principalement des forêts d'arbres à feuilles persistantes de type conifère (Kato *et al.*, 2012), notamment le cèdre japonais, *Sugi* (*Cryptomeria japonica*, arbre emblématique national au Japon), et le cyprès japonais, *Hinoki* (*Chamaecyparis obtusa*). Des forêts d'arbres à feuilles caduques (e.g., chêne, *Quercus serrata*) sont également implantées, en peuplements mixtes ou non. Deux ans après l'accident, la contamination en ¹³⁴Cs et ¹³⁷Cs prédomine compte tenu des périodes de demi-vie radioactive respectives de ces isotopes (2 et 30 ans).



Figure 14. Paysage typique du territoire le plus contaminé par l'accident de la centrale de Fukushima-Daiichi. Photo Jean-Marc Bonzom-IRSN.

⁷ > 1000 kBq/m² pour les 2 césiums, soit approximativement les zones colorées en vert, jaune et rouge de la carte de la Figure 3. R

La distribution des radionucléides dans les différents compartiments de l'écosystème forestier n'est pas statique, et la dynamique de cette redistribution au cours du temps est le résultat de différents processus qui contrôlent le cycle des radionucléides (absorption foliaire et racinaire des radionucléides, chute de litière et lessivage par la pluie, transferts internes, immobilisation dans la biomasse ligneuse...) tel qu'illustré par la Figure 15. Le cycle biogéochimique est fortement corrélé au cycle de la matière organique au sein de cet écosystème et la dynamique des flux entre compartiments dépend des types de peuplement, de la nature du sol, des facteurs climatiques et de la topographie. On distingue deux phases consécutives dans cette dynamique de redistribution (Calmon *et al.*, 2009) : une première de 4 à 5 ans après le dépôt initial caractérisée par une redistribution rapide de ce dépôt entre les espèces forestières et le sol, puis une deuxième caractérisée par des changements lents de la disponibilité biologique du contaminant (état d'équilibre apparent) et où la dominance du prélèvement racinaire est attendue.

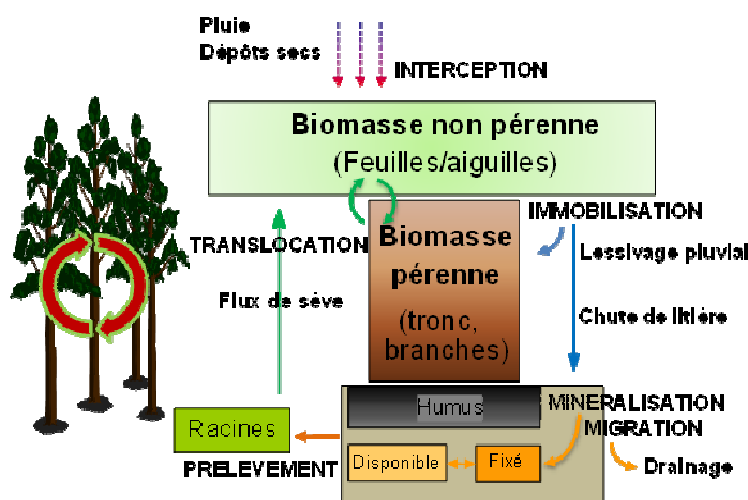


Figure 15. Représentation du cycle biogéochimique des éléments dans les écosystèmes forestiers (adapté de AIEA, 2002)

Lors de l'accident survenu en mars 2011 (période hivernale), le débourrement pour les espèces à feuilles caduques n'était pas encore observé ; ce sont donc les canopées des espèces à feuilles persistantes qui ont très majoritairement intercepté la contamination (Hashimoto *et al.*, 2012 ; Yoshihara *et al.*, 2013) déposée principalement par voie humide du fait des précipitations durant les pics d'émission des radionucléides dans l'atmosphère (Morino *et al.*, 2011). Pour les peuplements à feuilles caduques une grande partie de la contamination en césiums se retrouve à 66% dans la litière au sol (Yoshihara *et al.*, 2013 ; Hashimoto *et al.*, 2012). Pour les conifères elle est présente dans la canopée de 29 à 56% et seulement à 22% dans la litière. Les canopées des deux espèces majoritaires, le cyprès *Hinoki* et le cèdre *Sugi*, ont intercepté le dépôt avec une efficacité mesurée à plus de 90 % (Kato *et al.*, 2012). De 62 à 65 % de la contamination étaient encore présents dans les canopées de cyprès *Hinoki* et de cèdres *Sugi* 160 jours après le dépôt (Kato *et al.*, 2012), respectivement. Dans la même étude, l'apport au sol de la contamination en césium par lessivage pluvial et par ruissellement sur les troncs de la canopée a été évalué entre 31 et 37 % du dépôt en fonction des espèces forestières. Par la suite, ce sont surtout les chutes de litière qui entraîneront la majeure partie des retours au sol (la durée de vie moyenne des organes foliaires des espèces japonaises citées est de 5 ans), et les canopées deviennent alors une source secondaire de contamination pour les sols forestiers.

Pour les espèces locales, de 30 à 40 % de cet apport organique au sol se décompose chaque année. Une fraction des contaminants qui y sont immobilisés se libèrent alors dans le sol et deviennent disponibles pour le prélèvement racinaire et le drainage. La majeure partie de la contamination en césium des sols se situe dans les 5 premiers centimètres (Hashimoto *et al.*, 2012) et en règle générale on considère la vitesse de migration en profondeur de cet élément de l'ordre de 1 cm/an, ce qui est relativement faible, en lien avec sa forte affinité avec les argiles. Une étude *in situ* a montré que pour les parcelles agricoles (champs et pâturages) plus de 90 % du ¹³⁷Cs résidait bien dans les 5 premiers centimètres mais que pour les sites forestiers cette proportion variait de 76 à

89 % dans ce même horizon (Koarashi *et al.*, 2012) dénotant une migration plus rapide. Le sol forestier local est de la classe des sols bruns forestiers, majoritairement des cambisols et des andosols (classification FAO). Or ces sols, en particulier les andosols, sont connus pour avoir une faible capacité d'immobilisation du césium (Vandebroek *et al.*, 2012). On s'attend donc pour les années à venir à un recyclage du ^{137}Cs par prélèvement racinaire important. Avant que ne se mette en place le recyclage des radiocésiums par prélèvement racinaire, la translocation (*i.e.* transferts internes au sein de l'arbre) reste prépondérante au sein de la canopée et reste la source principale de contamination des arbres.

Compte tenu de l'ensemble de ces éléments, il est à prévoir que la contamination persiste sur le long terme dans les milieux forestiers (rémanence dans les canopées et dans les couches de surface des sols), des synthèses récentes faisant le bilan du devenir de la contamination dans les écosystèmes forestiers suite à l'accident de Tchernobyl ayant clairement montré une contamination persistante et élevée des produits forestiers pouvant conduire à une exposition importante et inattendue du public (Calmon *et al.*, 2009) ou à des risques particuliers d'accumulation des radionucléides dans le secteur industriel du bois (IAEA, 2003).

Pour l'instant, compte tenu des difficultés de décontamination des écosystèmes forestiers, il n'existe pas de politique pour leur décontamination, hormis pour les zones à proximité immédiate des habitations et parcelles à vocation agricole (abattage et mise en déchet afin d'en diminuer la contribution à la dose localement). Une politique de restriction d'accès et d'utilisation ou de consommation des produits forestiers prévaut, conformément aux recommandations de l'AIEA (AIEA, 2011). En l'état, les forêts contaminées demeurent donc une source secondaire de contamination pour la biosphère et l'hydrosphère (par érosion et ruissellement). Dans le cadre d'une politique de décontamination totale, les masses et volumes qui seraient destinés à la mise en déchets pour la zone fortement contaminée ont été respectivement évalués à 20,7 Mt et 32,7 Mm³ (Hashimoto *et al.*, 2012) comprenant arbres (6,1Mt et 11,3 Mm³), litières et débris végétaux au sol (1,6 Mt) et sol (couche de surface de 5 cm, 12,9 Mt et 21,4 Mm³). Ces valeurs illustrent la difficulté qu'impliquerait la gestion de telles quantités de déchets, sans compter les problèmes liés à la mise en œuvre d'une telle mesure (dose aux opérateurs, accès, moyens financiers). Une telle politique impliquerait également une augmentation du risque de transfert lié à l'érosion avec pour corollaire le transport accru d'une partie de la contamination vers l'aval via l'hydrosphère et, *in fine*, vers le milieu marin.

2.3. Contamination de la flore

Des données sur les activités mesurées en 2012 dans les végétaux 'naturels' (*i.e.* hors plantes agricoles, traitées plus loin) et dans les champignons sauvages (*i.e.* non cultivés), issues des sites internet du ministère japonais de la science (MEXT, 2013) pour les végétaux non comestibles, et du ministère japonais de la santé (MHLW, 2013) pour les denrées sont récapitulées dans le Tableau 2. Les protocoles d'échantillonnage ne sont pas connus avec précision, et ceux du MHLW répondent essentiellement à l'objectif d'imposer ou de lever des interdictions de consommation.

Le marquage de l'environnement terrestre par le tritium n'a pas été étudié, à l'exception des travaux publiés récemment par Kakiuchi *et al.* (2012). Ces derniers présentent les résultats de la première campagne expérimentale portant sur des mesures de concentrations de ^3H dans des échantillons de plantes collectés dans l'environnement de la centrale en 2011 peu de temps après l'accident. Les concentrations en ^3H de l'eau libre (HTO) de pousses de plantes herbacées et du système foliaire d'arbres à feuilles persistantes se sont révélées considérablement plus élevées (quelques dizaines voire une centaine de Bq.L⁻¹) que la concentration du bruit de fond, et diminuent avec l'éloignement de la centrale.

En 2011, le MEXT a publié régulièrement des données concernant la contamination en Cs-134, Cs-137 et I-131 dans les adventices⁸. Ce suivi n'a pas été poursuivi en 2012. L'IRSN a analysé ces chroniques de données sur l'année 2011 (Gonze *et al.*, 2012). L'évolution temporelle de l'activité

⁸ Les adventices, appelées « mauvaises herbes » en langage courant, sont des plantes herbacées ou ligneuses, non cultivées, regroupant : des espèces vivaces qui se reproduisent de façon végétative, ou qui restent en place plusieurs années (chiendent, laiteron des champs, liseron, ...), ou le plus souvent, des espèces annuelles qui se reproduisent par graine, avec fréquemment un fort potentiel de reproduction (folle avoine, véronique, stellaire, ...).

mesurée en Cs-134 dans les feuilles d'adventices est reproduite Figure 16 pour les dix stations d'échantillonnage, toutes localisées en zone habitée dans la couronne des 25-60km autour du site accidenté. Sur cette figure, les activités sont normalisées par l'activité initiale estimée le 16 mars 2011, afin de faciliter la comparaison de l'évolution post-dépôt entre stations. Bien que d'allure homogène, la décroissance observée est d'amplitude variable selon la station. Les facteurs expliquant cette variabilité n'ont pas été clairement identifiés ; elle est vraisemblablement liée à l'influence des conditions micro-climatiques locales ou la diversité des espèces échantillonnées. L'analyse a permis de démontrer que la décroissance marquée en mars/avril était essentiellement induite par le pluvio-lessivage de la contamination de surface, la croissance de biomasse (taux maximal en avril), et dans une moindre mesure, par la translocation vers le système racinaire d'une partie de la contamination incorporée au sein du système foliaire. L'atténuation de la décroissance qui s'opère à partir de mai est liée au ralentissement de la croissance végétale et à l'accroissement de la fraction (non lessivable) de contamination incorporée au sein du végétal. Il a enfin été démontré que l'activité résiduelle demeurant en automne résultait de l'incorporation de la contamination foliaire au sein des tissus végétaux et de l'arrêt des processus végétatifs (ie croissance et translocation). La signature d'un éventuel transfert racinaire ou contamination secondaire par « rainsplash » n'a pas pu être mise en évidence (absence de corrélation significative entre cette activité résiduelle dans le végétal et l'activité massique du sol).

Un modèle de transfert foliaire spécifique aux adventices a été développé par l'IRSN et a permis de quantifier les différentes cinétiques de transfert impliquées dans la voie foliaire, et leur gamme de variation associée. Ces paramètres ont été estimés par ajustement des prévisions aux observations (Figure 16). La modélisation proposée s'avère plus réaliste que les modèles « herbe de pâture » ou « légumes à feuilles » implémentés dans la plate-forme SYMBIOSE⁹, en cela qu'elle différencie les processus de perte de contamination de surface par pluvio-lessivage ou érosion éolienne et les processus d'incorporation de la contamination au sein du végétal via la cuticule ou les stomates. Cette nouvelle approche s'en distingue également parce qu'elle tient compte du caractère fortement saisonnier de la croissance des adventices. Les prévisions du modèle SYMBIOSE « herbe de pâture » sont également reportées sur la Figure 16. Ces prévisions demeurent assez conservatives dans les premiers mois suivant l'accident, le taux de décroissance tabulé dans SYMBIOSE étant sous-estimé d'un facteur 2. La tendance s'inverse ensuite.

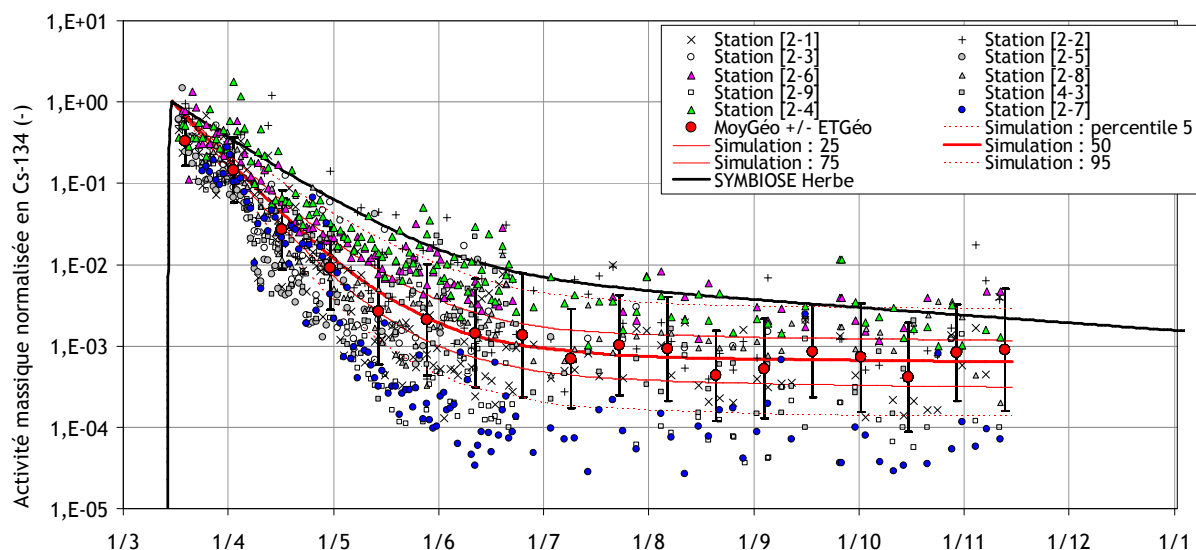


Figure 16. Evolution de la contamination massique dans les feuilles d'adventices, normalisée par sa valeur initiale au 16 mars 2011. Sont représentées : les activités mesurées sur chaque station assorties de leur moyenne géométrique (MoyGéo) et écart type géométrique (ETGéo), les activités prédites par le modèle « adventice » (simulations probabilistes) et le modèle SYMBIOSE « herbe de pâture » (simulation déterministe avec paramètres par défaut).

⁹ SYMBIOSE est une plate-forme logicielle, dont le développement a été co-financé par l'IRSN et EDF, permettant la simulation opérationnelle des transferts de radionucléides dans l'environnement et l'évaluation de l'impact dosimétrique aux populations humaines. Des applications à la situation japonaise sont présentées par Gonze *et al.* (2012) et Renaud *et al.* (soumis).

Tableau 2. Synthèse des mesures d'activité disponibles dans différents végétaux et dans les champignons sauvages au Japon.

Espèce	Lieux et dates de prélèvements	Source de données	Activités mesurées en ^{137}Cs	Autres radionucléides détectables
Aiguilles de pins	Différentes stations de 20 à 60 km de la centrale de Fukushima-Daiichi. Mars, juin, septembre et décembre 2012.	MEXT, 2013	Aiguilles déjà sur l'arbre en mars 2011 Maximum : 272 000 Bq/kg frais Médiane : 20 000 Bq/kg frais Aiguilles apparues sur l'arbre après mars 2011 Maximum : 25 000 Bq/kg frais Médiane : 1 000 Bq/kg frais Evolution temporelle : stable	^{134}Cs : très corrélé au ^{137}Cs (env. 70% des activités en ^{137}Cs en mars 2012) $^{110\text{m}}\text{Ag}$: le plus souvent non détectable, maximum : 740 Bq/kg, forte variabilité spatiale du ratio au ^{137}Cs (cf. Figure 2)
Jeunes pousses d'arbres comestibles (<i>koshiabura</i> et <i>Aralia</i>)	Majoritairement au printemps (avril-juin 2012).	MHLW, 2013	Préfecture de Fukushima Maximum : 1 100 Bq/kg frais (mai 12) Médiane : 35 Bq/kg frais Préfecture de Tochigi Maximum : 1 600 Bq/kg frais (avril 12) Médiane : 35 Bq/kg frais Ensemble des autres préfectures Maximum : 700 Bq/kg frais Médiane : non détectable Evolution temporelle : stable	^{134}Cs : très corrélé au ^{137}Cs (env. 70% des activités en ^{137}Cs au printemps 2012) Autres radionucléides non recherchés
Champignons sauvages ¹⁰	Majoritairement été et automne (juillet-novembre 2012).	MHLW, 2013	Préfecture de Fukushima : non suivie ¹¹ Préfecture de Tochigi : Maximum : 19 000 Bq/kg frais Médiane : 75 Bq/kg frais Autres préfectures : Maximum : 1 900 Bq/kg frais Médiane : 6 Bq/kg frais Evolution temporelle : stable	^{134}Cs : très corrélé au ^{137}Cs (env. 60% des activités en ^{137}Cs à l'été 2012)

¹⁰ Les champignons cultivés ne sont pas inclus dans ce recensement. Ils présentent des activités très inférieures (au maximum quelques centaines de Bq/kg frais en ^{137}Cs).

¹¹ Il n'y a eu aucun prélèvement de champignons sauvages dans la préfecture de Fukushima (probablement car aucune levée d'interdiction de consommation n'y est envisagée), mais il y a des prélèvements de champignons cultivés.

2.4. Contamination de la faune

La faune des milieux aquatiques et forestiers est exposée par voie externe (irradiation par les composantes de leurs habitats e.g, les sols, les sédiments, l'eau) et par voie interne (principalement inhalation et ingestion) aux activités en césium de ces milieux décrites ci-avant. Ces différentes voies d'exposition sont à prendre en compte pour l'évaluation des risques à ces écosystèmes. De plus, la contamination de ces animaux qui sont, pour certains, des denrées alimentaires, peut être à l'origine d'une exposition par ingestion des populations humaines.

Concernant les espèces d'eau douce, près de 4000 prélèvements ont été réalisés entre mars 2011 et décembre 2012 et les résultats sont mis à disposition sur les sites officiels japonais. Parmi les différentes espèces prélevées en lac ou en rivière, 6 présentent des niveaux de contaminations plus élevés et font l'objet d'un suivi régulier (Figure 17). Il s'agit des naseux (*Tribolodon hakonensis*), des ombles blancs tâchetés (*Salvelinus leucomaenis*), des Ayu (*Plecoglossus altivelis*), des saumons masous (*Oncorhynchus masou*), des saumons rouges du Pacifique (*Oncorhynchus nerka*) et des éperlans japonais (*Hypomesus nipponensis*). Mis à part les naseux toutes les autres espèces sont des espèces caractérisées comme amphihalines (espèces qui effectuent des migrations entre les eaux douces et les eaux de mer). Cependant il est à noter que parmi ces espèces certaines populations peuvent rester cantonnées en eaux douces pendant tout leur cycle de vie.

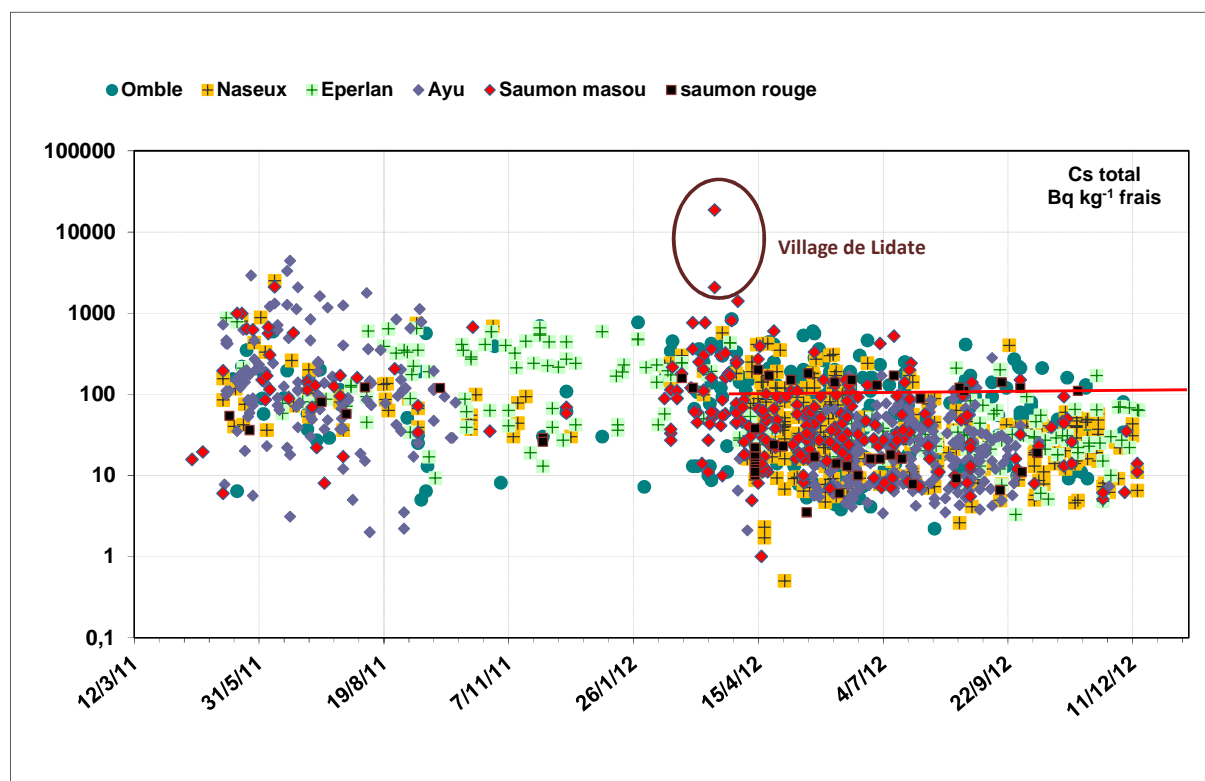


Figure 17. Niveaux en césium ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$) chez 6 espèces de poissons pêchés en rivières ou en lacs dans différentes préfectures. La ligne rouge donne le niveau maximum admissible pour la consommation alimentaire (100 Bq.kg^{-1} frais, depuis le 1^{er} avril 2012, pour la somme des césiums 134 et 137).

La variabilité des résultats est importante, il en ressort néanmoins que les échantillons les plus marqués ont tous été récoltés dans des rivières ou lacs de la préfecture de Fukushima, de Gunma et de Tochigi. La contamination la plus élevée ($18\,700 \text{ Bq.kg}^{-1}$ frais) a été relevée près du village de Lidate-Mura, dans la préfecture de Fukushima, le 18 mars 2012. Ces évolutions sont à mettre directement en relation avec des niveaux de contamination importants de ces milieux (cf. 1.2.1 Contamination des écosystèmes aquatiques continentaux).

Plusieurs autres espèces ont fait l'objet d'un suivi plus ou moins régulier comme des espèces de crevettes, de carpes, de barbus de rivière ou de truites. Le plus souvent les césiums y sont détectés à des niveaux inférieurs à 200 Bq.kg^{-1} frais ($^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$).

A noter qu'une espèce de saumon, le saumon chien (*Oncorhynchus keta*) a également fait l'objet d'un suivi régulier dans les préfectures d'Hokkaido et de Fukushima. Les niveaux trouvés sont tous inférieurs aux limites de détection, excepté un prélèvement qui atteint 41 Bq.kg^{-1} frais dans la préfecture de Fukushima le 11 novembre 2011. Ceci est directement à mettre en relation avec le mode de vie de cette espèce qui est trouvée uniquement à l'âge adulte dans les rivières et qui ne se nourrit pas durant cette phase de vie, ce qui tendrait à souligner l'importance de la voie trophique pour la contamination des poissons. Ceci est confirmé par le cas des saumons masou, une espèce pour laquelle des mesures sont disponibles tant pour les poissons d'élevage que pour les poissons sauvage : les premiers, nourris artificiellement, sont bien moins marqués que les seconds.

Le ministère japonais de la santé (MHLW, 2013) diffuse également de nombreux résultats d'analyses dans la viande de gibier sauvage. La viande de sanglier en particulier atteint des niveaux très élevés, (Figure 18). Sur l'ensemble des viandes analysées au 2^{ème} semestre 2012, l'activité maximale en césium a été atteinte pour un sanglier chassé en octobre 2012 à Iwaki (préfecture de Fukushima) : $20\,700 \text{ Bq/kg}$ frais de césium 137, $12\,300 \text{ Bq/kg}$ frais de césium 134, soit un total de $33\,000 \text{ Bq/kg}$.

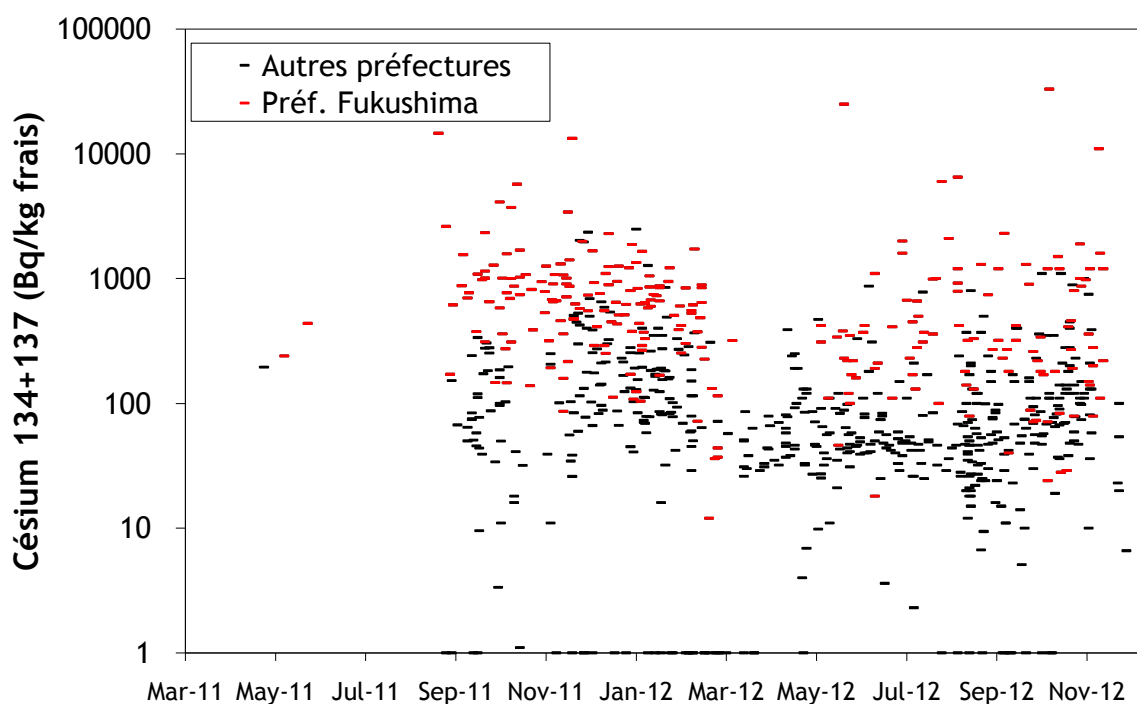


Figure 18. Niveaux en césium ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$) dans la viande de sangliers chassés dans différentes préfectures. En rouge les prélèvements issus de la préfecture de Fukushima.

Les viandes d'autres espèces animales sauvages atteignent des niveaux maximaux moins élevés mais restant très supérieurs à ceux de la plupart des autres denrées :

- Canard à bec tâché : activité maximale de $4\,000 \text{ Bq/kg}$ frais en $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$
- Ours : activité maximale de $1\,100 \text{ Bq/kg}$ frais en $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$
- Cerf : activité maximale de 800 Bq/kg frais en $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$
- Faisan : activité maximale de 500 Bq/kg frais en $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$

L'IRSN, dans le cadre du projet FREEBIRD (cf. 4) a aussi analysé les concentrations internes en radionucléides chez une espèce de grenouilles et trois espèces de passereaux capturés en différents sites de 20 à 50 km de la centrale de Fukushima-Daiichi. Les concentrations internes en $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ varient entre 100 et $100\,000 \text{ Bq/kg}$ frais dans le cas des grenouilles, et entre 500 et $3\,600 \text{ Bq/kg}$ frais chez les oiseaux. Cette différence de contamination entre les grenouilles et les oiseaux s'explique notamment par les différences de leurs modes de vie et d'habitat, les grenouilles vivant tout au long de leur cycle de vie en contact direct avec le sédiment et le sol en milieu forestier.

2.5. Produits de l'agriculture et de l'élevage

Depuis mi-mars 2011, le ministère japonais de la santé (MHLW, 2013) a publié sur son site Internet les activités massiques en iode 131, césium 134 et césium 137 mesurées dans environ 330 000 échantillons de denrées de toutes natures.

2.5.1. Rappels sur l'année 2011

En mars 2011, au moment où sont survenus les dépôts radioactifs et dans les jours qui ont suivi, les seuls productions agricoles en cours étaient d'origine maraîchère, parmi lesquelles les légumes à feuilles (épinards, salades, brocolis, kukitachina, komatsuna...). Celles-ci ont intercepté les dépôts radioactifs et ont été de ce fait les denrées les plus sensibles aux retombées atmosphériques.

Ainsi, les activités massiques les plus élevées ont été observées dans des prélèvements de légumes à feuilles récoltés les préfectures de Fukushima, Ibaraki, Chiba, Tochigi et Gunma. Les valeurs maximales mesurées et publiées par le MHLW ont été de 54 100 Bq/kg frais d'iode 131 dans un échantillon d'épinards prélevé le 18 mars à Hitashi, à 120 kilomètres au sud de la centrale, et de 82 000 Bq/kg frais de césiums (134+137) dans un échantillon de kukitachina prélevé le 21 mars à Motomiya (à 70 kilomètres à l'ouest de la centrale). Ces activités ont diminué très rapidement dans les semaines qui ont suivi en raison de la décroissance radioactive (pour l'iode 131), et de la dilution biologique induite par la croissance des végétaux. Ainsi, en moins de 2 mois, la contamination des légumes-feuilles a diminué d'un facteur 100 à 1000, pour atteindre dès la fin du mois d'avril 2011 des niveaux inférieurs à la limite de consommation pour le césium (la plus pénalisante à cette date) de 500 Bq/kg en vigueur à l'époque. Les limites de détection des techniques de mesure utilisées au Japon pour le contrôle des denrées, lorsqu'elles étaient spécifiées, étaient de l'ordre 10 Bq/kg frais. Après le mois de juin 2011, l'iode 131 n'a plus jamais été détecté dans les légumes-feuilles originaires de la préfecture de Fukushima.

Le lait de vache a aussi été impacté très tôt par la contamination de l'environnement, en raison d'un transfert très rapide des radionucléides incorporés par les animaux vers les glandes mammaires. Toutefois, sa contamination a été très modérée au regard des dépôts et de la contamination des végétaux dans les territoires les plus touchés. Ainsi, les activités les plus élevées mesurées 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-Mura, 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-Machi le 20 mars). Entre mars 2011 et début février 2012, sur environ 2000 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. **La date de l'accident, à la fin de l'hiver, a limité la contamination des animaux 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).**

Pour la même raison, la contamination de la viande qui a atteint son maximum durant l'été en raison d'un transfert plus progressif du césium, a également été très modérée. Toutefois, l'activité massique de quelques bovins alimentés avec du fourrage stocké à l'extérieur au moment des dépôts, a atteint au cours du mois de juillet 2011, quelques milliers de Bq/kg frais. La destruction imposée par les autorités de tels fourrages puis la décision de fixer la limite admissible dans les fourrages à 300 Bq/kg sec de césium 137 et 134, a conduit à maintenir en deçà de 200 Bq/kg frais la contamination des viandes d'élevage.

En ce qui concerne les autres viandes et denrées d'origine animale issues de l'élevage, les analyses faites sur de la viande de poulet et les œufs sont restées négatives (inférieures aux limites de détection, hormis sporadiquement quelques très faible activités en iode 131), ce qui est cohérent avec le fait que les aliments consommés par ces animaux, sont souvent des dérivés céréaliers récoltés l'été précédent et donc avant l'accident. Il en est de même de la viande et des abats de porc, même si très ponctuellement des activités atteignant 100, voire 200 Bq/kg frais ont été observées.

Les grandes productions agricoles, céréalières et fruitières notamment, ont été relativement épargnées en raison de la date de l'accident, très précoce dans les calendriers agricoles. Ainsi, le riz n'était pas semé au moment des dépôts. Moins de 10% des très nombreuses analyses faites sur le riz ont révélé une contamination en césium détectable ; 3 analyses seulement ont révélé des activités massiques supérieures aux normes de consommation, dont une valeur maximale de 630 Bq/kg de riz brut. De même, seuls quelques fruits d'arbres à feuilles ou fleurs très précoce comme les abricots japonais, les yusus (jusqu'à 2400 Bq/kg frais) ou les kiwis ont dépassé les limites de commercialisation. De manière générale, la très grande majorité des fruits ont présenté des activités maximales en césium de l'ordre de quelques dizaines de Bq/kg frais.

Les plantes à feuillage persistant, comme les bambous et les théiers, ont intercepté les dépôts radioactifs en mars 2011, avec une efficacité d'autant plus élevée que leur feuillage était abondant. Assimilé par la plante, le césium a été transporté par la sève dans l'ensemble des tissus et organes, puis transféré dans les nouvelles pousses et feuilles, jusqu'à plusieurs mois plus tard. Ainsi, les activités maximales en césium des premières récoltes de thé et de pousses de bambou après l'accident ont atteint 1000 à 2000 Bq/kg frais.

2.5.2. La situation en 2012

D'avril 2012 à décembre 2012, près de 210 000 analyses radiologiques ont été réalisées sur les denrées d'origine agricole ou d'élevage. Seules 20 000 d'entre elles, soit moins de 10%, ont permis de mesurer une contamination en césiums 137 et 134 supérieure aux limites de détection¹².

La Figure 19 présente les résultats publiés sur différentes denrées qui ont dépassé cette limite de détection mais qui n'ont pas ou qu'exceptionnellement dépassé la limite de commercialisation de 100 Bq/kg frais de césiums (134+137).

Cette figure montre que les abricots japonais, les kakis et les yusus récoltés en 2012, présentent des niveaux de contamination environ 10 fois plus faibles que ceux observés en 2011, alors que l'on pouvait s'interroger sur la rémanence de leurs activités massiques d'une année sur l'autre.

Les teneurs en césiums qui ont pu être mesurées dans les autres fruits ne dépassent pas 50 Bq/kg frais (cas des pommes, des cerises et des prunes), voire 10 Bq/kg frais dans le cas des poires. Les teneurs en césium des fruits provenant d'autres Préfectures n'ont dépassé qu'exceptionnellement les limites de détection. Il semblerait que l'effet de la date très précoce de l'accident qui a conduit à relativement épargner la première récolte des productions fruitières, a également permis, par une contamination modérée des arbres, d'épargner de même les récoltes suivantes. Les mesures effectuées dans le futur permettront de confirmer ce point.

¹² La limite de détection est l'activité massique ou volumique d'un échantillon en dessous de laquelle le protocole d'analyse ne permet pas de quantifier précisément sa teneur en césium. Outre le protocole d'analyse mis en œuvre, la limite de détection peut également varier avec les caractéristiques de l'échantillon et donc d'une analyse à l'autre. Afin d'assurer dans l'urgence le plus grand nombre possible d'analyses, les limites de détections pratiquées au Japon dans les premiers mois suivant l'accident étaient de l'ordre de quelques dizaines de Bq/kg, le plus souvent 50 Bq/kg. Il n'était donc pas possible de déterminer précisément la contamination d'un échantillon dont la teneur effective en césium était en dessous de cette valeur.

Progressivement, l'organisation mise en place au Japon pour assurer le contrôle des denrées a permis de diminuer de manière importante cette limite de détection pour la plupart des échantillons et donc de mesurer des activités massiques plus basses. Ainsi, des activités inférieures à 10 Bq/kg ont pu être régulièrement mesurées en 2012, et jusqu'à 0,5 Bq/L dans certains échantillons de lait notamment.

Bq/kg frais de césiums (134+137)

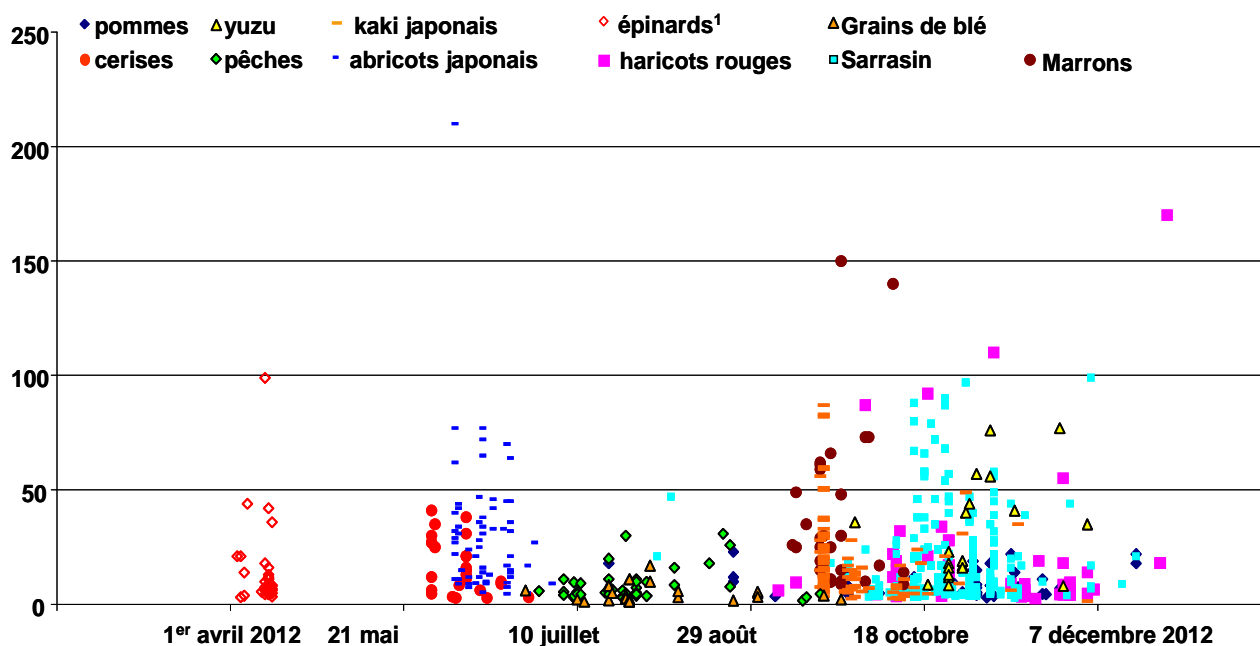


Figure 19. Activités massiques en césiums (134 et 137) mesurées dans les denrées agricoles produites dans la préfecture de Fukushima qui sont restées très majoritairement inférieures à la limite de commercialisation. (1) A noter un résultat d'analyse singulier concernant un échantillon d'épinard dont l'activité en césiums publiée était de 520 Bq/kg frais. Si ce résultat correspond bien à une réalité et ne résulte pas d'une erreur d'analyse ou de restitution, il est difficile à expliquer.

En ce qui concerne les épinards, hormis une valeur singulière de 520 Bq/kg frais (voir légende de la Figure 19) leurs teneurs en césiums de l'ordre de 100 à 1000 fois plus faibles que celles observées en mars-avril 2011, s'expliquent par une contamination via le sol, beaucoup moins intense que la captation foliaire initiale des dépôts radioactifs à cette époque.

La contamination via le sol par absorption racinaire et remise en suspension de particules, explique également les activités en césiums mesurées dans les céréales, comme le blé et l'orge : moins de 10 Bq/kg frais.

Contrairement à ce que pourrait suggérer son surnom de « blé noir », le sarrasin n'est pas une céréale. Du point de vue radioécologique, cette plante serait à rapprocher des protéagineux comme le soja ou des légumineuses comme les haricots rouges, pour lesquels l'absorption racinaire du césium présent dans les sols est nettement plus élevée que pour les céréales : de l'ordre de 7 fois plus (AIEA). Ceci explique sans doute les activités de quelques dizaines de Bq/kg observées dans le sarrasin et les haricots rouges (Figure 19) et surtout celles des graines de soja (Figure 20).

La Figure 20 présente les activités massiques des 2 principales productions agricoles dont les activités ont dépassé les limites de commercialisation : le riz et les graines de soja. Sur 3400 analyses de graines de soja, 1400 ont montré des teneurs en césium supérieures aux limites de détection, soit 40%, et 20 (0,5%) d'entre-elles ont dépassé la limite de commercialisation de 100 Bq/kg.

De même dans le cas du riz, sur 31 600 analyses, 2200 ont montré des valeurs de contamination supérieures aux limites de détection (7%) et 120 (0,4%) ont atteint ou dépassé 100 Bq/kg. Les niveaux de contamination en césium du riz sont plus élevés que ceux des autres céréales. Ceci vient du fait que culture nécessite l'inondation des parcelles. Ainsi, outre son absorption racinaire le césium peut être transféré à la plante via l'eau d'irrigation, elle-même contaminée par les sols.

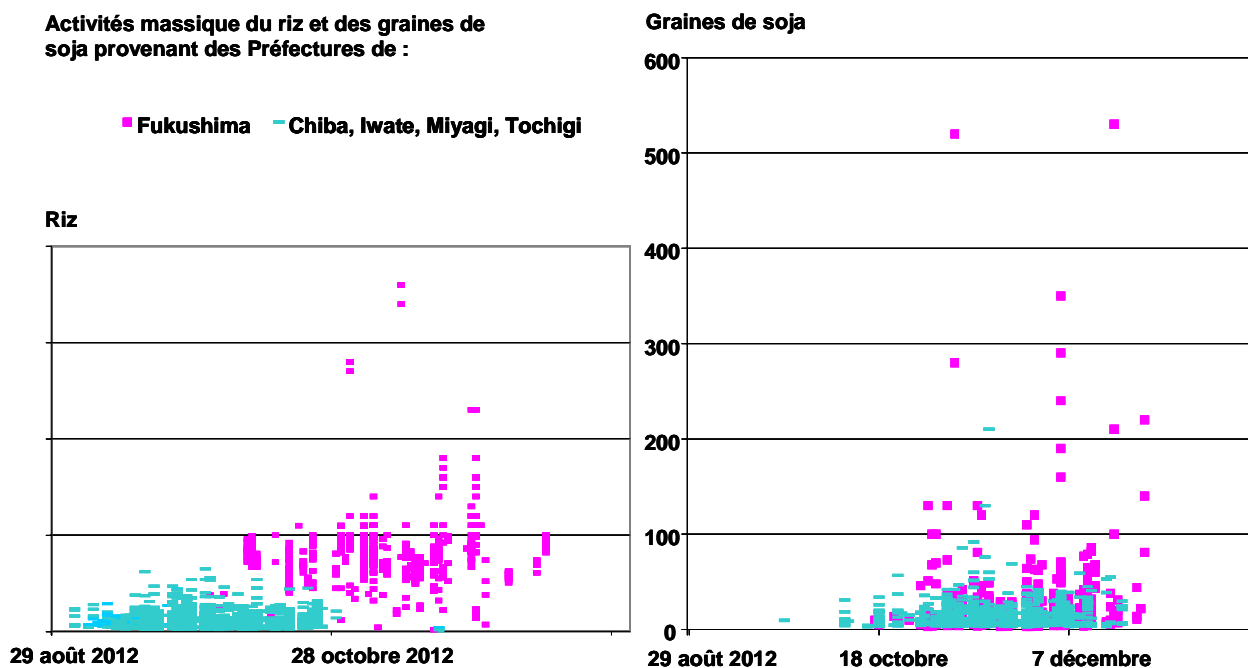


Figure 20. Activités massiques en césium (134 et 137) mesurées dans les deux catégories de denrées agricoles qui ont dépassé la limite de commercialisation : le riz et les graines de soja (Bq/kg frais).

Les pousses de bambou constituent la troisième denrée ayant présenté des teneurs en césium supérieures à la limite de commercialisation. La Figure 21 témoigne de la rémanence de la captation foliaire initiale des dépôts radioactifs dans les récoltes saisonnières d'avril-mai 2011 et 2012. Ainsi, 25% des 366 échantillons de pousses de bambou analysés entre avril et juin 2012, présentaient des teneurs en césiums dépassant les limites de détection et 7 d'entre eux dépassaient la limite de commercialisation en atteignant 300 Bq/kg frais. Le cas des pousses de bambou est à rapprocher de celui d'autres pousses de végétaux sauvages consommées dont le feuillage a également intercepté les dépôts radioactifs de mars 2011 : les pousses d'*Aralia* et les Koshiabura (cf. Tableau 2).

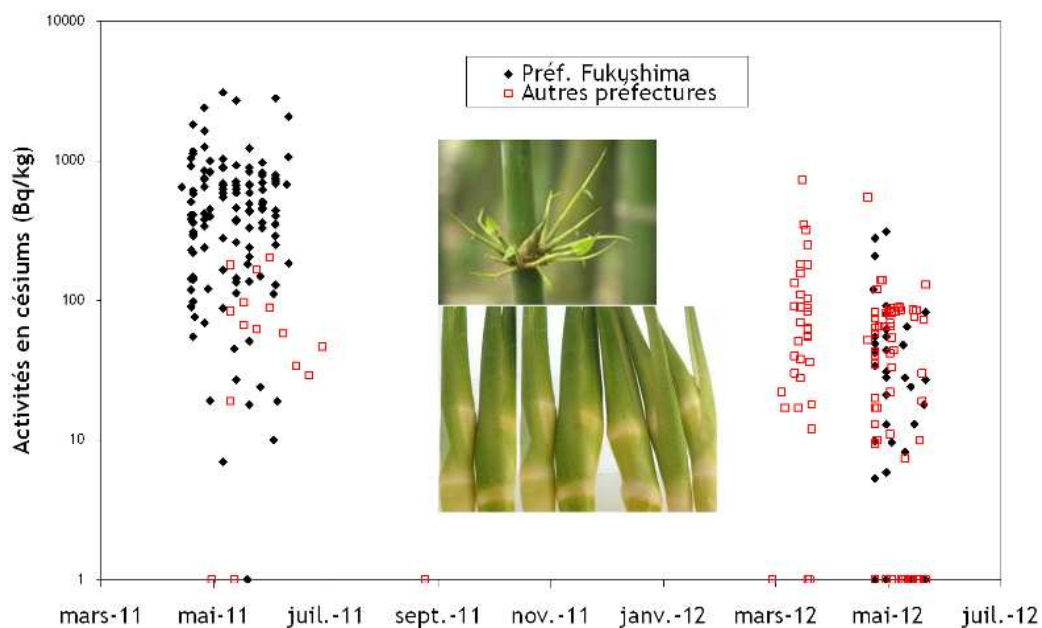


Figure 21. Activités massiques en césium ($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$) dans des pousses de bambou entre mars 2011 et mai 2012 (source : MHLW, 2013). Par convention, les valeurs sont exprimées sur la base du poids frais et les valeurs non détectables sont notées à 1 Bq/kg frais.

Les animaux se contaminent via leur alimentation. C'est pourquoi, la pratique courante au Japon d'importer les fourrages et donc l'existence de filière d'approvisionnement bien établie, renforcée par la limite d'activité fixée pour les fourrages, ont permis de maîtriser la contamination des denrées d'élevage comme le lait et la viande.

Ainsi, sur les 132 600 analyses effectuées sur la viande de bœuf, seules 600, soit 0,5%, présentaient des teneurs en césium 134 et 137 supérieures aux limites de détection. Seulement 45 échantillons ont montré des teneurs en césium dépassant la limite de commercialisation et ceci essentiellement avant avril 2012. Depuis cette date, la limite de commercialisation n'a été dépassée que 5 fois. Les activités massiques observées dans la viande ont en effet globalement diminué de plus d'un facteur 4 sur l'année 2012 (Figure 22). Le transfert du césium à la viande via l'alimentation du bétail est un processus lent aussi bien en termes d'accumulation que d'élimination. Ceci, ainsi que la probable diminution globale de la contamination des fourrages, permet d'expliquer la diminution observée en 2012.

La Figure 22 montre également que, contrairement aux denrées agricoles, il n'y pas de différences entre les échantillons de viande provenant de la préfecture de Fukushima et ceux provenant des autres préfectures ; la contamination de la viande est liée à celle des fourrages mais beaucoup moins à celle des sols locaux que dans le cas des productions agricoles.

Les échantillons des autres viandes (porc, volaille, cheval, ...) dont la teneur en césium excède 10 Bq/kg frais sont très rares. Néanmoins, 6 échantillons de viande porc ont dépassé ponctuellement cette valeur en avril 2012.

A contamination égale des fourrages, le transfert du césium au lait de vache est plus faible que celui vers la viande de bœuf et, par ailleurs, toute diminution de cette contamination des fourrages se répercute plus rapidement sur celle du lait. Outre d'éventuelles différences d'alimentation des bovins, ceci explique les activités en césium beaucoup plus faibles observées dans le lait de vache (Figure 23). Ainsi, sur 3130 analyses de lait de vache effectuées depuis avril 2012, seules 130 ont montré des teneurs en césiums 134+137 supérieures à 0,5 Bq/L et toutes ont été inférieures à 12 Bq/L (majoritairement inférieures à 4 Bq/L).

Comme pour la viande, le maintien, voire la poursuite de la diminution de l'activité du lait restera liée à la maîtrise de la contamination des fourrages.

Bq/kg frais (Césium 134+137) dans la viande de bœuf des préfectures de :

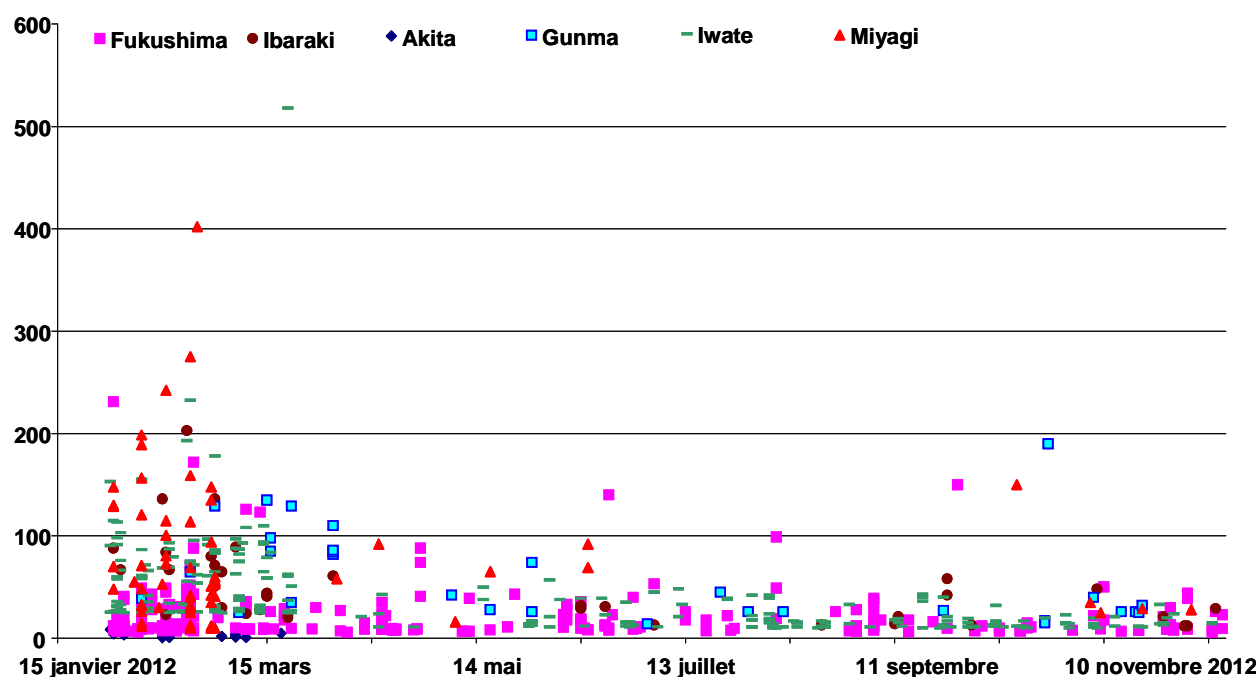


Figure 22. Evolution des activités massiques de la viande de bœuf au cours de l'année 2012 dans différentes préfectures

Bq/L (Césium 134+137) dans le lait de vache des préfectures de :

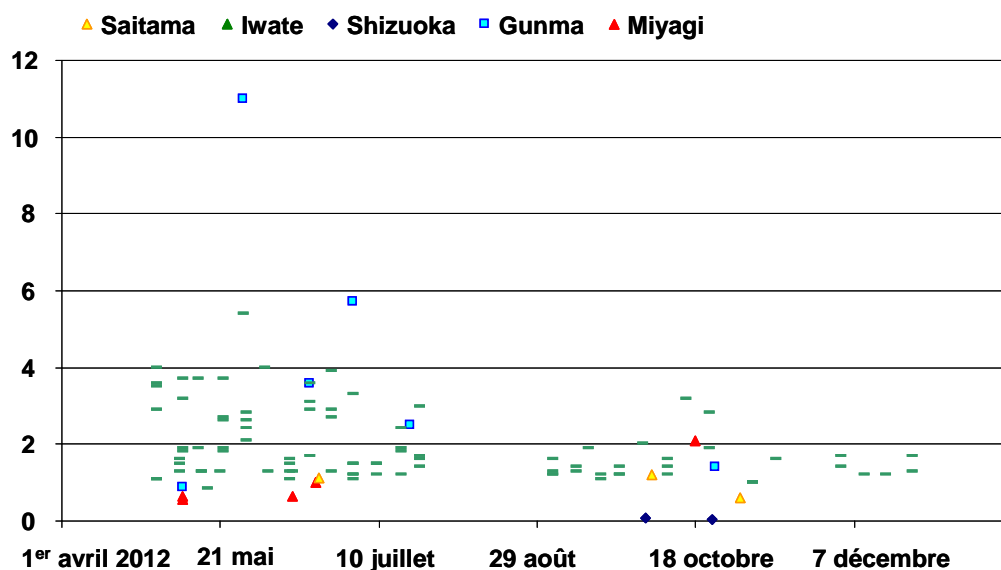


Figure 23. Evolution des activités volumiques du lait de vache au cours de l'année 2012 dans différentes Préfectures

3. Pollution radioactive du milieu marin

A partir du 21 mars 2011 et dans les jours qui ont suivi, une forte pollution radioactive a été observée dans le milieu marin proche de la centrale nucléaire de Fukushima-Daiichi. La caractérisation de cette pollution a été principalement assurée par des mesures effectuées sur des

prélèvements d'eau de mer, de sédiments et d'espèces vivant dans le milieu marin, dont les résultats sont publiés par le MEXT, le MAFF/FA¹³ et TEPCO.

L'iode 131 et le césium 137 sont les principaux radionucléides qui ont été surveillés dans le milieu marin¹⁴ car de loin les plus abondants. Prépondérant au moment de l'accident, l'iode 131 a fortement diminué dans les semaines qui ont suivi, du fait de sa décroissance radioactive rapide, au point de n'être plus détectable après fin mai 2011.

3.1. Estimation des apports au milieu marin

La contamination du milieu marin a deux origines principales :

- Les rejets radioactifs liquides venant du site accidenté qui ont débuté le 21 mars 2011 : ces rejets n'ont fait l'objet d'aucune quantification par TEPCO et il faut utiliser des techniques indirectes (modélisation, analyse de données de contamination de l'eau de mer) pour évaluer les quantités rejetées.
- Les retombées atmosphériques sur la surface de la mer au moment de la dispersion des rejets émis dans la mer. Là aussi, la quantification de ces apports est difficile dans la mesure où, contrairement au milieu terrestre, il n'existe aucune mesure directe de la contamination de l'air ou des dépôts sur le domaine marin, ce qui rend incertaine toute estimation de ces retombées qui repose sur des résultats de modélisation.

A ce jour, plus d'une dizaine d'équipes ont procédé à des évaluations des apports de radioactivité liés à ces deux sources. Dans toutes les études, le césium 137 est utilisé comme indicateur représentatif de l'ensemble des radionucléides rejetés dans la mesure où, à partir de juin 2011, il est, avec le césium 134, le seul radionucléide détectable dans l'eau de mer. Le Tableau 3 synthétise les résultats disponibles.

Tableau 3. Différentes évaluations des apports de césium 137 au milieu marin publiées (en PBq)

Source	Méthodes de calcul	Rejet direct ¹³⁷ Cs	Rejet atmosphérique		Rejet direct + dépôt
			Total	Dépôt sur le Pacifique (à proximité de l'installation)	
JNES - JAEA (Hoshi et al., 2012)	Avant le 17 mars : JNES - analyse de l'accident Après le 21 mars : JAMSTEC mesures / modèle CRIEPI mesures / modèle	5,5 - 5,7 3,6	7,3 - 13		
(Bailly du Bois et al., 2012) et (Bailly du Bois et al., Submitted)	Quantités déduites des mesures et du temps de résidence du ¹³⁷ Cs + modèle pX pour l'atmosphère	27 (12 - 41)	20	3	30 (15 - 44)
(Estournel et al., in press)	Comparaison mesures / modèle SYMPHONIE + Polyphemus/Polair3D	5,1 - 5,5	17	5,7 - 5,9	10,8 - 11,4
(Honda et al., 2012)	Modèle AQF		15	0,18	
(Kawamura et al., 2011)	Comparaison mesures / modèle SEA-GEARN	4	13	5	9
(Miyazawa et al., submitted)	Comparaison mesures / modèle JCOPEP + Polyphemus/Polair3D	5,5 - 5,9		5,5 - 9,7	11 - 15,6
(Morino et al.,	Comparaison mesures / modèle		9,94	1	

¹³ Fisheries Agency/Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries

¹⁴ D'autres radionucléides artificiels, la plupart avec une demi-vie courte, ont également été décelés occasionnellement, à des concentrations plus faibles. Du strontium 90 a également été décelé à 9 reprises dans l'eau de mer, à des concentrations comprises entre 1 et 10 Bq/L.

2012)	CMAQ				
(Stohl et al., 2011)	Comparaison mesures / modèle FLEXPART		35,8 (23,3 - 50,1)	28 (ensemble du pacifique)	
(Tsumune et al., 2012)	Comparaison mesures / modèle ROM	3,5 (2,8 - 4,2)		Inférieur aux rejets directs	> 3,5 (2,8 - 4,2)
(Yasunari et al., 2011)	Comparaison mesures / modèle FLEXPART		12	1	

Les autorités japonaises (JNES) ont réévalué le rejet liquide direct après ré-analyse de l'accident de 1 à 5,7 PBq (10^{15} Bq) de césium rejeté. Elles ont également publié les résultats obtenus par des organisations japonaises (TEPCO, JAEA, JAMSTEC, CRIEPI) à partir de comparaisons entre les modèles et les mesures. Les résultats s'échelonnent entre 3,6 et 5,7 PBq. Les évaluations effectuées par les autres équipes sont comprises entre 3,5 et 27 PBq. Cette dernière valeur est celle évaluée par l'IRSN qui est le seul organisme à ne pas avoir utilisé la modélisation et qui a basé son évaluation sur l'inventaire des quantités présentes à partir des concentrations mesurées et de l'estimation du temps de résidence des masses d'eaux. Bien que les publications réévaluent à la hausse les rejets liquides directs (de 1 - 4 PBq à 5 - 5,9 PBq), ceux estimés par l'IRSN restent cinq fois plus élevés que ceux obtenus avec les autres méthodes.

En réponse à l'observation de cette large dispersion des évaluations des rejets liquides directs issus de la centrale de Fukushima-Daiichi, le Science Council of Japan a mis en place un groupe de travail destiné à comparer les résultats des modèles existants. L'IRSN, l'IFREMER et l'Université de Toulouse sont associés à ce groupe dont les conclusions sont attendues en 2013.

Pour ce qui concerne les dépôts atmosphériques, on notera là aussi une dispersion importante des évaluations faites par les différentes organisations avec des estimations allant de 1 à 9,7 PBq.

3.2. Contamination de l'eau de mer

La Figure 24 présente les activités volumiques de césium 137 dans l'eau de mer autour du site de Fukushima-Daiichi. Les niveaux de contamination les plus élevés, entre 10 000 et 100 000 Bq/L, ont concerné les premiers jours, du 30 mars au 10 avril 2011. Au cours de cette période, les activités en iode 131 étaient du même ordre de grandeur, quoique supérieures, avec une valeur maximale mesurée de 180 000 Bq/L. La dilution de ces activités par les courants a été très efficace puisque elles ont diminué très rapidement au cours du mois d'avril avec une période effective de seulement 3 jours.

A proximité des côtes (symboles bleus et oranges), cette diminution s'est significativement ralentie à partir du mois de mai 2011, notamment à moins de 20 km de part et d'autre du site (symboles bleus). La période de cette diminution observée entre mai 2011 et mai 2012 est passée à 2 mois et semble prévaloir également après mai 2012. Elle révèle des apports secondaires qui peuvent avoir trois origines : des rejets résiduels en provenance de l'installation accidentée, le drainage du césium des sols du Japon vers la mer via les pluies et les cours d'eau, ainsi que la désorption du ^{137}Cs antérieurement fixé sur les sédiments. Les deux derniers phénomènes peuvent se combiner si des particules sédimentaires marquées sont transportées par les fleuves. Cet apport lié au drainage par les cours d'eau n'a pas encore été quantifié.

Les concentrations mesurées en novembre 2012 s'échelonnent entre 0,008 et 4 Bq/L en ^{137}Cs .

Vers le large, à plus de 10 km des côtes (symboles verts), les concentrations, 10 à 100 fois plus faibles que celles observées dès septembre 2011, diminuent très lentement depuis et s'échelonnent en novembre 2012 entre 0,001 et 0,033 Bq/L. La valeur de 0,001 Bq/L correspond au bruit de fond des retombées des essais nucléaires atmosphériques préexistant avant l'accident.

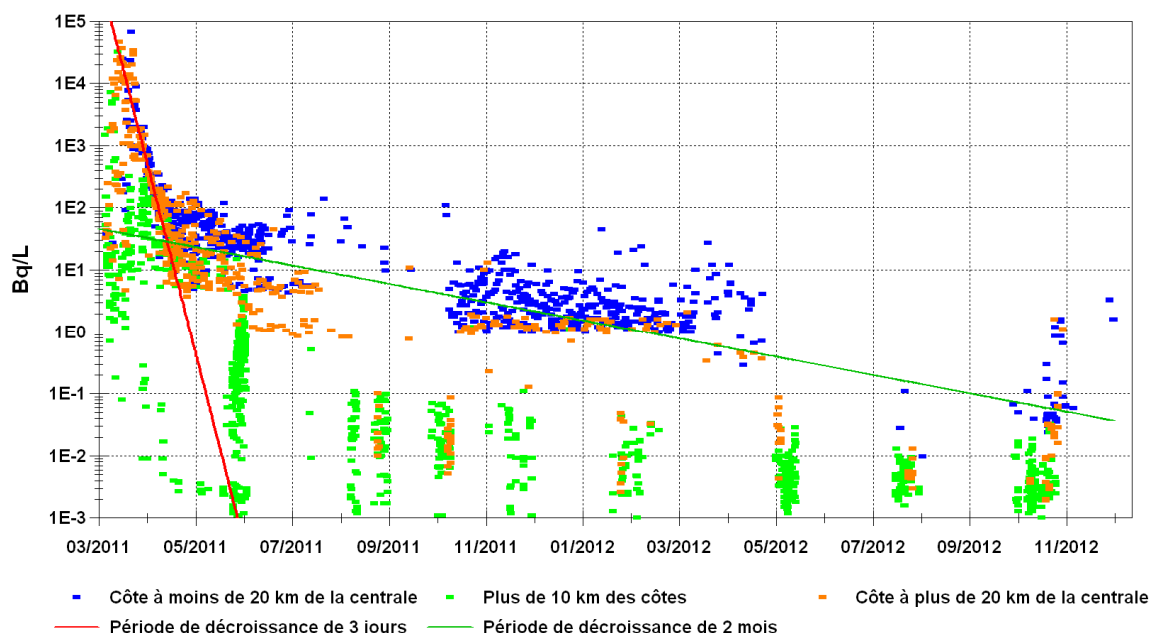


Figure 24. Evolution des concentrations en césium 137 dans l'eau de mer (source des données : MEXT, 2013 et TEPCO)

La Figure 25 permet d'illustrer cette évolution de la contamination des masses d'eau dans l'espace et dans le temps à trois dates différentes. Cette figure montre également la bonne concordance entre les activités volumiques estimées par le modèle Mars3D de l'IFREMER et celles mesurées (carrés) sur cette période. A cette échelle, l'évolution des concentrations mesurées révèle la dilution des apports côtiers par la circulation océanique générale qui va exporter les eaux contaminées vers le large du Pacifique.

La Figure 26 montre des activités volumiques du ^{134}Cs de 2 à 100 Bq/m³ (0,002 à 0,1 Bq/L) qui ont été mesurées du 31 mars au 17 mai 2011, dans les eaux de surface du Pacifique en différents points centrés sur 40° de Latitude Nord (Aoyama *et al.*, 2012). L'étendue de ce marquage peu de temps après l'accident révèle l'influence à grande échelle des dépôts atmosphériques sur le Pacifique Nord. Ils peuvent expliquer en partie les marquages observés dans les poissons pêchés au large. Selon les estimations d'apport, on peut attendre à terme (après complète dilution) une augmentation moyenne de concentration dans les eaux de surface du Pacifique de l'ordre de 1 à 3 Bq/m³ de césium 134 et 137.

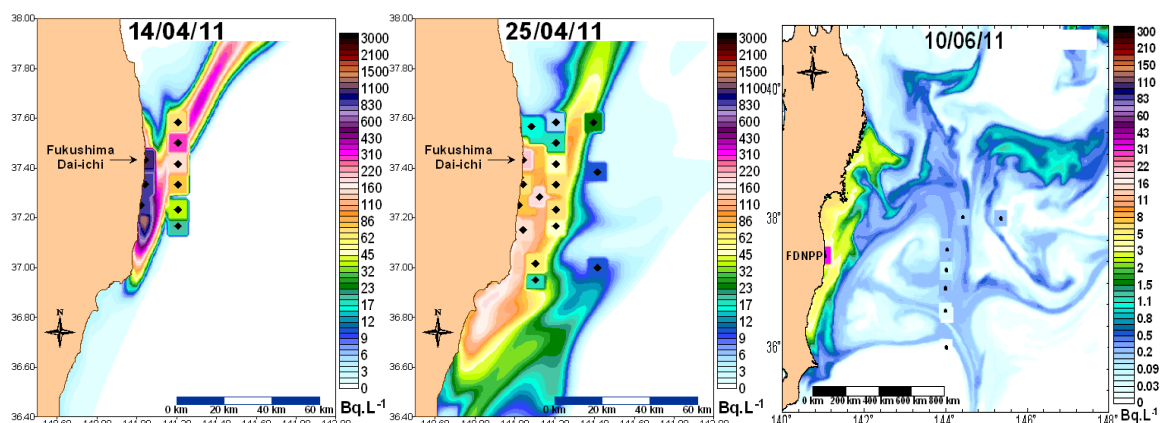


Figure 25. Simulation de la dispersion du césium 137 dans l'eau de mer réalisée avec le modèle Ifremer Mars3D. Les panaches colorés en arrière plan montrent la dispersion des rejets directs issus de la centrale de Fukushima-Daiichi simulés d'avril à juin 2011 par le modèle Mars3D de l'Ifremer. Les marques noires au centre des carrés colorés représentent les mesures disponibles aux dates correspondantes.

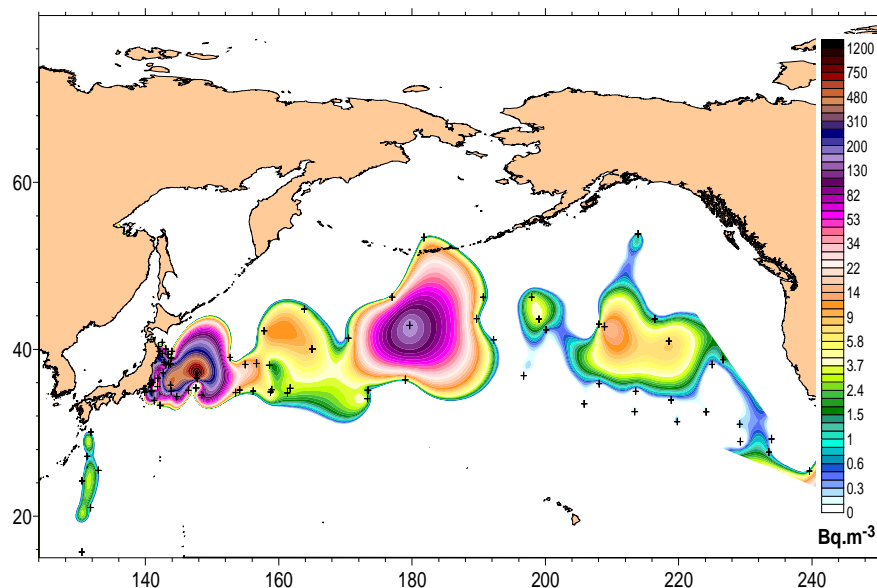


Figure 26. Concentrations en ^{134}Cs mesurées dans les eaux de surface du Pacifique du 31 mars au 17 mai 2011 (d'après Aoyama *et al.*, 2012).

3.3. Les radionucléides dans les sédiments

Une partie des radionucléides tend à se fixer sur les matières en suspension dans l'eau de mer. Ces particules finissent par sédimenter au fond de la mer, provoquant un dépôt superficiel contaminé.

Entre avril 2011 et décembre 2012, près de 1000 échantillons de sédiments ont été collectés au large du Japon par différents acteurs locaux (l'exploitant TEPCO, le ministère de l'Environnement et la préfecture de Fukushima). Les radionucléides présents en plus forte concentration ont été l' ^{131}I et les césiums 134, 136 et 137 (^{134}Cs , ^{136}Cs et ^{137}Cs). La Figure 27 permet de comparer les niveaux d'activité du césium 137 dans l'eau et les sédiments et leurs évolutions. Elle montre le caractère durable de la contamination des sédiments au regard de celle de l'eau de mer qui s'est fortement dispersée. Ainsi, les concentrations en ^{137}Cs dans les sédiments jusqu'à fin 2012 se situent dans une plage de variation assez constante dans le temps, comprise entre environ 10 et 1000 Bq/kg sec. À titre de comparaison, la concentration moyenne des sédiments en ^{137}Cs dans cette zone était d'environ 1 Bq/kg sec en 2009. Les niveaux atteints depuis l'accident sont cependant relativement faibles compte tenu des concentrations maximales qui ont été mesurées dans l'eau de mer en mars 2011. Cette observation pourrait s'expliquer par le fort taux de renouvellement des eaux qui a limité le temps de contact entre l'eau contaminée et les sédiments, et aussi par le fait que les échantillons sont prélevés sur quelques centimètres, ce qui conduit à diluer la contamination très surfacique avec des sédiments déposés avant l'accident. Par ailleurs, des concentrations de plus de 10 000 Bq/kg sec ne sont plus observées depuis novembre 2011. Ces valeurs élevées ont probablement été mesurées dans les sédiments les plus fins, maintenant dispersés et dilués.

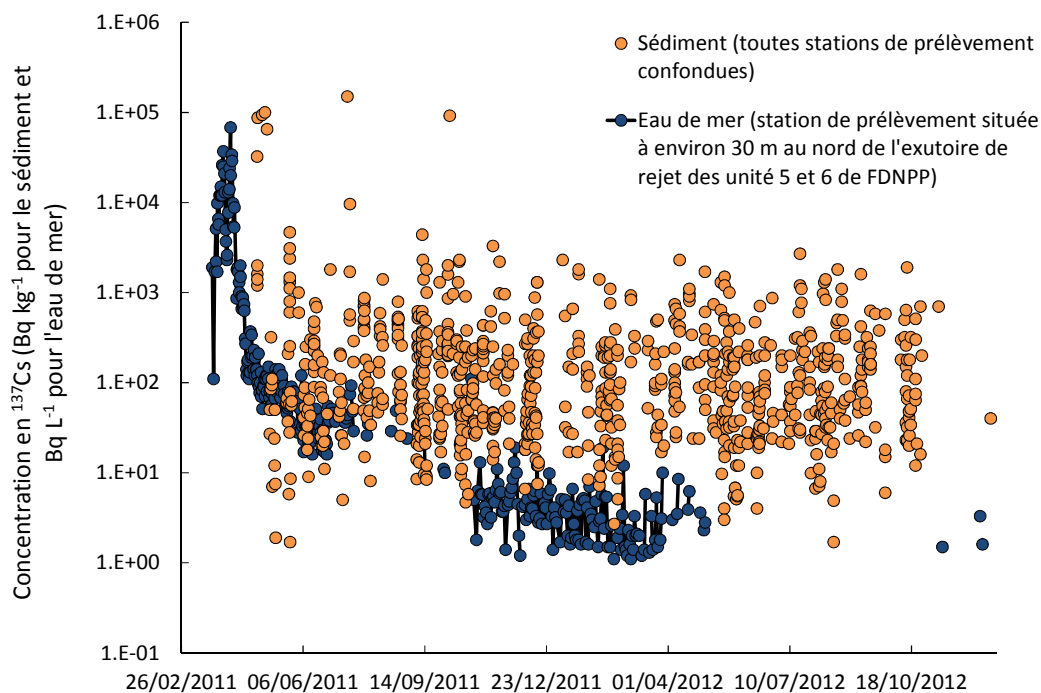


Figure 27. Evolution au cours du temps des concentrations de césium-137 dans l'eau de mer à proximité immédiate de FDNPP et dans les sédiments (exprimées sur la base du poids sec) sur l'ensemble des stations de prélèvement (901 données représentatives sur des sédiments collectés entre les latitudes 35,46° et 38,88°, et les longitudes 139,84° et 142,08°).

D'autres radionucléides imputables complètement ou seulement en partie à l'accident de Fukushima ont également été mesurés à des niveaux beaucoup plus faibles ou qui ont rapidement diminué du fait de la décroissance radioactive. Ces radionucléides ne font pas l'objet d'une mesure systématique sur les échantillons de sédiment collectés (cf. Figure 28).

Les dépôts sédimentaires constituent désormais une source différée et diffuse de contamination de l'eau, notamment par désorption potentielle des radionucléides qui y sont fixés ; mais aussi une source susceptible de se propager par remobilisation ou remise en suspension des particules, notamment les plus fines, et in fine une source susceptible de contaminer durablement les espèces qui vivent à proximité (espèces benthiques).

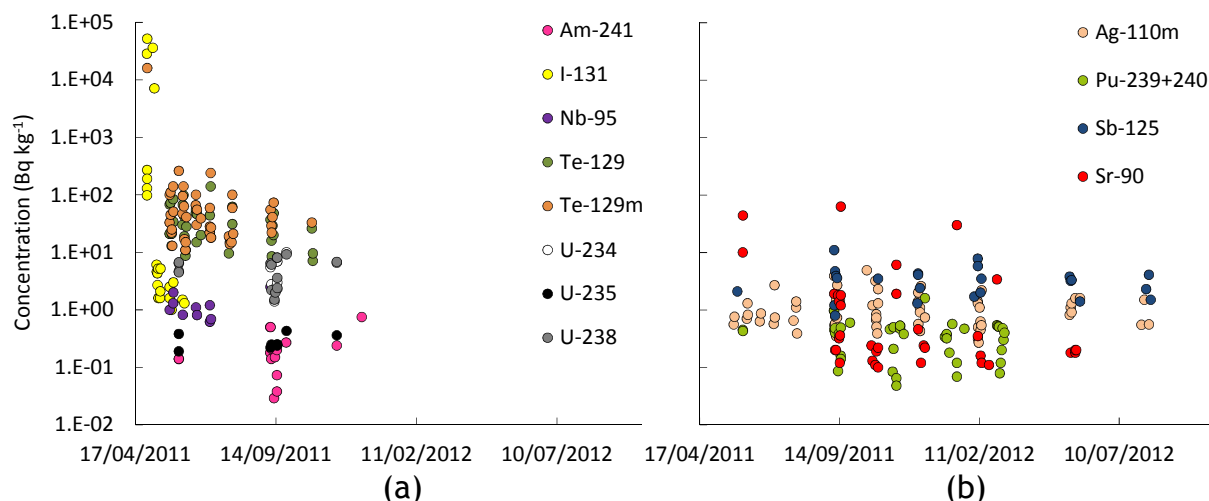


Figure 28. Evolution au cours du temps des concentrations d'éléments radioactifs autres que les césiums 134 et 137 dans les sédiments, mesurés de manière significative (concentration supérieure à la limite de détection) 5 fois au minimum ; (a) radionucléides mesurés uniquement jusqu'à fin décembre 2011 ; (b) autres radionucléides dont la mesure est poursuivie en 2012 ; sur les échantillons prélevés ; les concentrations avant l'accident étaient inférieures à 0,5 Bq.kg⁻¹ pour les plutoniums 239+240 (²³⁹Pu et ²⁴⁰Pu), 1 Bq.kg⁻¹ pour le strontium 90 (⁹⁰Sr) et 2 Bq.kg⁻¹ pour l'américium 241 (²⁴¹Am). Les concentrations sont exprimées sur la base du poids sec.

3.4. Les radionucléides dans les espèces marines

Les niveaux maximaux admissibles pour la consommation alimentaire, établis par les autorités japonaises, sont passés de 500 Bq.kg⁻¹ frais à 100 Bq.kg⁻¹ frais pour la somme des césiums 134 et 137 à partir du 1^{er} avril 2012. Depuis 2012, les espèces pour lesquelles des teneurs en césium dépassent ces niveaux sont majoritairement des espèces benthiques.

La Figure 29 montre l'évolution des concentrations pour les deux isotopes du césium chez des espèces prélevées régulièrement. Ces résultats révèlent une grande variabilité, toutefois, les poissons ayant un mode de vie en forte relation avec le sédiment (ainames, sébastes, flétans, grondins) se situent plutôt dans les valeurs élevées de la gamme de concentration en césium (couleurs jaune, marron et violette), contrairement aux poissons pélagiques, vivant dans la colonne d'eau comme les maquereaux, les chinchards et les sardines (couleurs vertes).

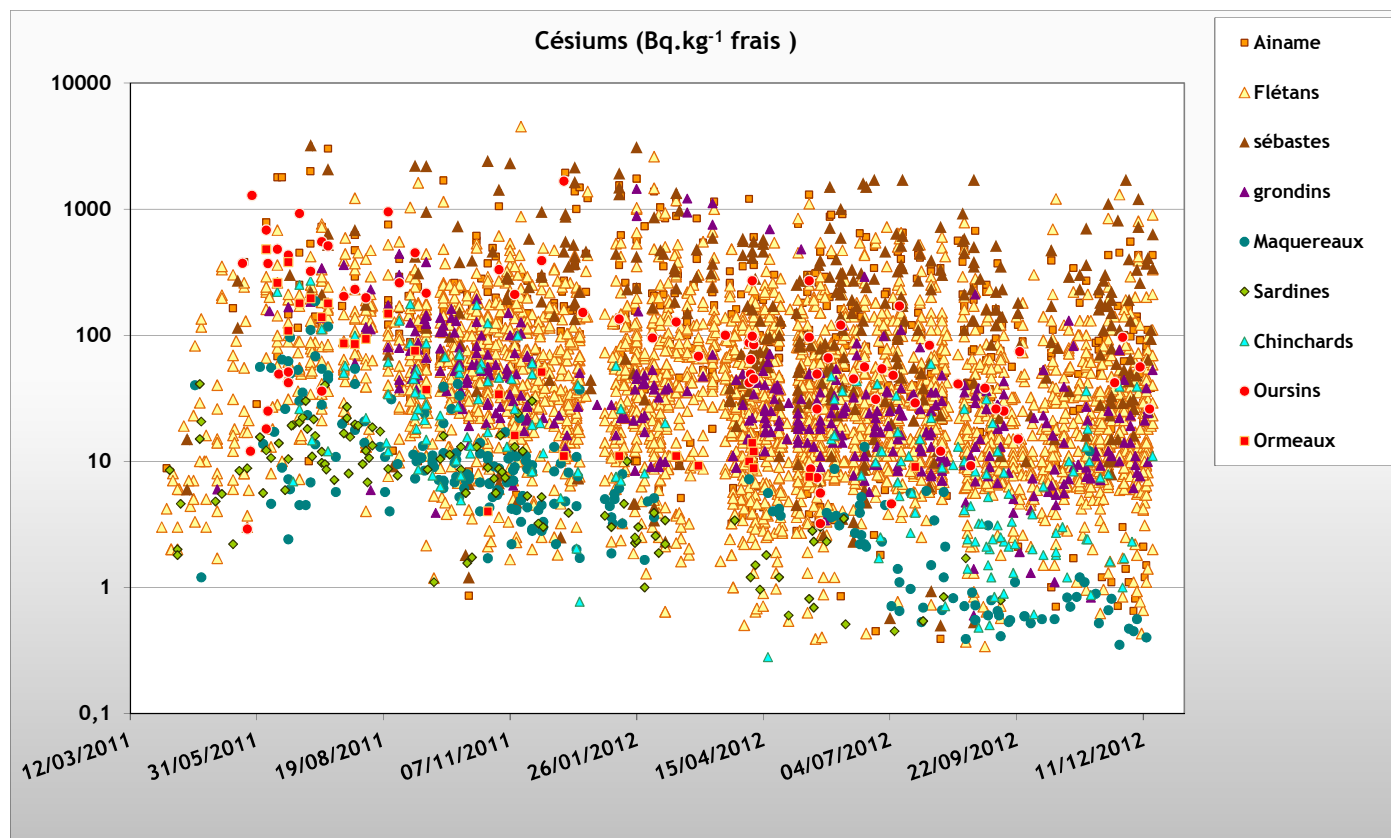


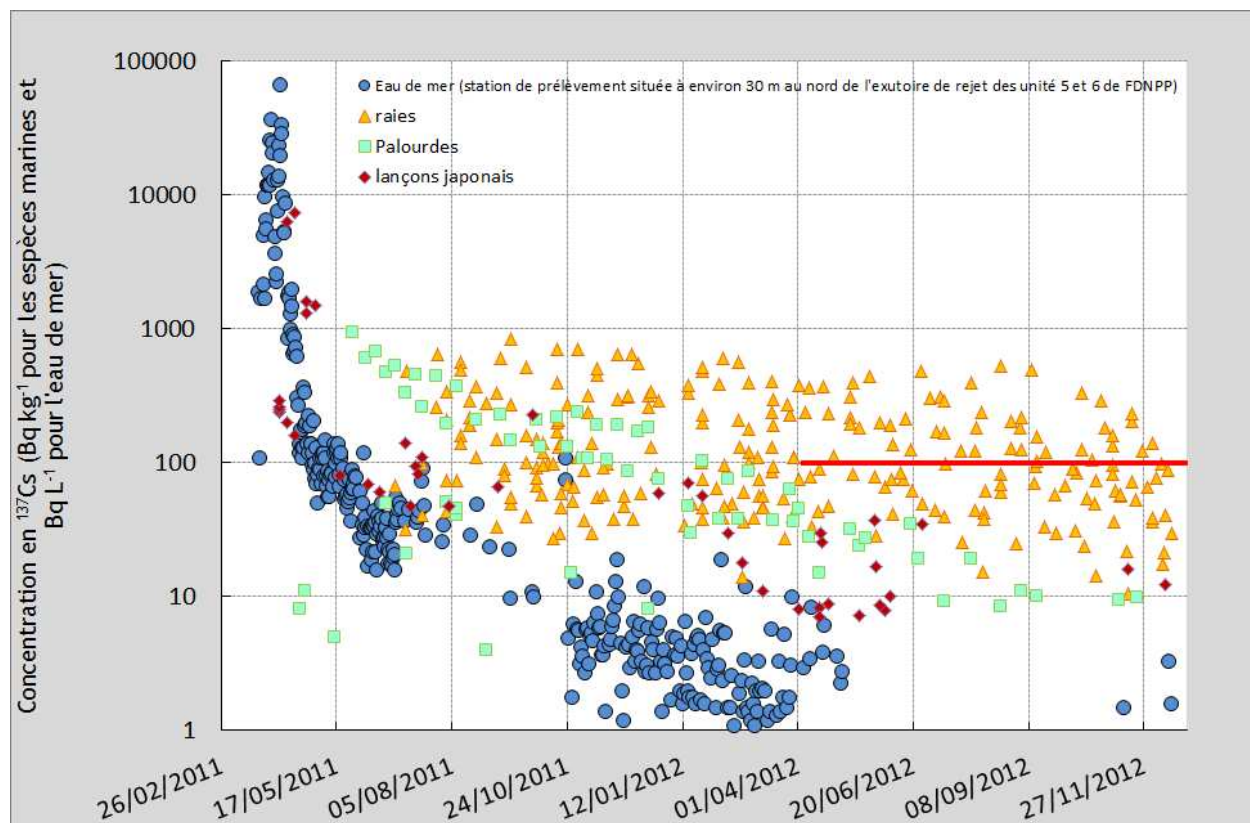
Figure 29. Évolution temporelle des concentrations en $^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$ (Bq.kg^{-1} frais) dans quelques produits de la mer entre le 1^{er} avril 2011 et le 20 décembre 2012

Outre les poissons, il est à noter que les échantillons d'oursins et d'ormeaux prélevés dans la préfecture de Fukushima peuvent également atteindre des niveaux élevés.

La distinction entre les espèces très liées aux sédiments et celles évoluant dans la colonne d'eau se retrouve également dans l'évolution des activités au cours du temps. Ainsi, parmi les produits marins qui ont présenté les niveaux de contamination les plus élevés dès le début de la surveillance des produits de la pêche, figuraient les lançons japonais (Figure 30). Ces poissons sont pêchés et consommés par les Japonais aux stades larvaires et juvéniles sur la période janvier-avril. Durant cette période de leur existence, ils évoluent et se nourrissent dans la colonne d'eau. Comme attendu, leurs activités en césium 137 (losanges rouges de la Figure 30) ont suivi l'évolution de la contamination de l'eau de mer (points bleus) en diminuant très rapidement, d'un facteur 100 en un mois. Les nouvelles pêches de début 2012 montrent que leur teneur en césium 137 a nettement diminué et continue d'évoluer parallèlement à celle de l'eau.

Les tendances chez les espèces de type filtreurs comme les moules, huîtres, palourdes reflètent les évolutions dans le milieu ambiant, eau et aussi matières en suspension. Leur concentration en césium 137 (carrés verts) a diminué d'un facteur 100 en 18 mois et se situent maintenant en dessous des limites de commercialisation (trait rouge).

L'évolution des concentrations de césium 137 chez une espèce de raie (*Okamejei kenojei*) prélevée depuis le mois de juin 2011 le long des côtes de la préfecture de Fukushima, illustre le cas des espèces très liées aux sédiments. La diminution de leur contamination est à peine perceptible à l'instar de celle des sédiments (cf. Figure 28). Ces poissons dépassent encore régulièrement la limite de commercialisation.



(en rouge niveau maximal admissible pour la consommation alimentaire : 100 Bq.kg⁻¹ frais pour la somme des césiums 134 et 137, depuis le 1^{er} avril 2012)

Figure 30. Evolution temporelle des concentrations en césium dans l'eau de mer à proximité immédiate de FDNPP et chez trois espèces marines (exprimées sur la base du poids frais): les palourdes (*Pseudocardium sachalinense*), les raies tâchetées (*Okamejei kenojei*) et les lançons japonais (*Ammodytes personatus*) prélevés sur les côtes de la préfecture de Fukushima.

Depuis le 28 mars 2012, TEPCO a mis en place une stratégie des prélèvements d'espèces marines dans l'environnement proche de la centrale, c'est ainsi qu'en octobre et en décembre 2012, des poissons ont été capturés dans le port de la centrale, autour d'un point dénommé « Shallow draft quay ». Les activités en césium (137+134) y sont très élevées : de quelques dizaines à quelques centaines de milliers de Bq/kg frais avec une activité maximale observée dans une espèce de sébaste de 254 000 Bq/kg frais. Ces activités sont liées au niveau de contamination très élevé présent dans le port de Fukushima et en particulier à celle des sédiments pour cette espèce benthique (qui évolue à proximité des sédiments).

Du 4 au 18 juin 2011, une campagne de prélèvements a été organisée dans le Pacifique Nord par des chercheurs américains (Buessler *et al.*, 2012). Outre des mesures sur l'eau, ils rapportent divers résultats sur des prélèvements de plancton et de poissons méso-pélagiques. Les concentrations en césium 134 et 137 y varient de la limite de détection à 56,4 Bq.kg⁻¹ frais, suivant le lieu de pêche et la nature de l'échantillon. Les rapports d'activités ¹³⁷Cs/¹³⁴Cs se situent le plus souvent autour de 1. Il est à remarquer que de l'argent 110m est quasi systématiquement détecté dans le plancton à des niveaux variant de la limite de détection à 23,6 Bq/kg sec. Cet élément a également été mesuré, par TEPCO, dans des crabes (*Ovalipes punctatus*) et des seiches (*Sepia andrea*) prélevés dans la zone des 20 km au large de Fukushima, en mai-juin 2012. Dans les crabes, les concentrations varient de 13 à 69 Bq.kg⁻¹ frais. La présence de ce radionucléide n'est pas mentionnée dans les rejets en mer mais il a été détecté dans les prélèvements de sol autour de la centrale.

Durant la campagne dans le Pacifique Nord du navire TARA, un échantillon de tazard (*Scomberomorus commerson*) a été prélevé pour l'IRSN en octobre 2011 au nord de l'une des îles de Hawaï (Oahu). Cet échantillon a été analysé par l'IRSN ; il présente des traces de césium 134 (de l'ordre de 0,05 Bq/kg sec) qui atteste de son marquage par les rejets de l'accident de Fukushima.

4. Conséquences écologiques

Un premier signal d'alerte sur des conséquences radiologiques potentielles de l'accident sur la santé des écosystèmes a été établi rapidement par l'IRSN, à partir d'une reconstruction des doses reçues par diverses espèces animales les trois premiers mois après l'accident (Garnier-Laplace *et al.*, 2011). Cette étude a mis en évidence que, pour certaines espèces vivant à proximité de la centrale de Fukushima-Daiichi, les débits de dose estimés seraient supérieurs au seuil maximal défini comme sans effet sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes (10 µGy/h).

A ce jour, seules quelques rares études *in situ* ont été publiées pour évaluer les conséquences écologiques de l'accident nucléaire de Fukushima. Deux d'entre elles montrent une réduction de l'abondance des populations d'oiseaux exposées dans la zone des 100 km autour du site de Fukushima-Daiichi (Møller *et al.*, 2012 ; Møller *et al.*, 2013). L'interprétation de ces résultats a cependant fait l'objet d'un débat scientifique, en raison du manque de robustesse de la relation de causalité entre rayonnement ambiant et effets observés chez les organismes. En particulier, les débits de dose absorbée par les organismes sont estimés de manière partielle, et la description incomplète du jeu de données acquis et de la méthode statistique utilisée pour leur analyse, empêchent d'autres experts de la reproduire (Beresford *et al.*, 2012a ; 2012b).

Dans la troisième étude existante, à la suite de divers travaux *in situ* et en laboratoire, Hiyama *et al.* (2012) concluent à la détérioration physiologique et génétique de la population de l'espèce *Z. maha*, un papillon vivant dans les environs de Fukushima et présentant des anomalies morphologiques apparues à la première génération après l'accident, non nécessairement observées sur les parents alors exposés au stade larvaire. Le taux d'anomalies augmente au fil des générations *in situ*, alors que la dose absorbée est probablement plus faible en raison de la décroissance des radio-isotopes à vie courte. Selon les auteurs, cette augmentation soutiendrait l'hypothèse d'une accumulation de mutations héritables (sur les cellules de la lignée germinale) sur des gènes importants pour le développement morphologique. De plus, des processus épigénétiques¹⁵ ne peuvent pas être entièrement exclus. Ces travaux, bien qu'originaux dans leur approche et mettant en évidence de manière indéniable des effets sur les individus, mériteraient d'être complétés par une évaluation précise du niveau d'exposition des individus étudiés grâce à une étude dosimétrique prenant en compte l'exposition externe et interne. En effet, les auteurs ont établi une relation de causalité entre les débits de dose externe mesurés et les effets observés, alors que la contribution de la contamination interne, c'est-à-dire liée à l'ingestion de végétaux contaminés, n'est pas prise en compte. Par ailleurs, aucune donnée sur le contexte de multi-pollution n'est fournie.

Dans ce contexte, l'IRSN a décidé, fin 2011, de lancer le projet FREEBIRD, dont l'objectif est d'améliorer la compréhension des effets des faibles doses chez les espèces non-humaines, dans un contexte d'exposition réaliste. Ce projet est détaillé ci-après.

Le projet FREEBIRD, co-financé par l'Agence Nationale pour la Recherche (ANR) et par la Japan Science and Technology Agency (JST), lancé en 2011, vise à évaluer les effets d'un gradient de contamination radioactive sur les populations d'oiseaux vivant dans la zone des 100 km autour de la centrale accidentée. Il s'agit de rechercher s'il existe un lien de causalité entre le niveau d'exposition aux rayonnements ionisants et :

- la physiologie des oiseaux via la quantification (1) du stress oxydant¹⁶ ; (2) des dommages à l'ADN ; (3) de l'atteinte des défenses immunitaires et (4) des perturbations hormonales.
- l'expression de certains signaux de communication (entre partenaires sexuels ou entre parents et enfants) comme les traits colorés à base de caroténoïdes et de mélanine. Ces pigments sont impliqués dans des fonctions de communication car ils sont utilisés dans la coloration du plumage. Ils interviennent également dans la maintenance physiologique

¹⁵ Epigénétique : étude de changements héritables de la fonction des gènes, qui ne peuvent pas être expliqués par un changement de séquence de l'ADN nucléaire

¹⁶ Stress oxydant : Agression des constituants cellulaires par les espèces réactives oxygénées (ions oxygénés, radicaux libres, peroxydes), responsable notamment de développement de cancers et des maladies cardio-vasculaires

notamment à travers des mécanismes de défense anti-oxydante. Ainsi, en situation d'exposition aux radionucléides, il peut apparaître un compromis d'allocation de ces pigments entre ces deux fonctions (coloration et lutte contre le stress oxydant), contraignant les individus à allouer ces derniers majoritairement dans les défenses anti-oxydantes, au détriment de leur utilisation dans la coloration. Cette hypothèse a été testée à Tchernobyl par l'équipe de Møller et Mousseau.

FREEBIRD étudie plusieurs espèces de passereaux (mésanges, moineaux...) choisies tout d'abord car faisant partie de la classe la plus sensible que sont les vertébrés et en raison de la variété de leur coloration du plumage. Par ailleurs, ce type de coloration existe aussi chez d'autres espèces animales comme les reptiles, poissons, ou batraciens. Les hypothèses proposées précédemment ont donc également été testées chez une espèce de grenouille, la rainette du Japon, *Hyla japonica*, permettant d'étendre cette étude aux milieux aquatiques.

Des équipes de l'IRSN ont réalisé une campagne de terrain en juin et juillet 2012, échantillonnant des sites situés entre 25 et 55 km de la centrale nucléaire de Fukushima-Daiichi, certains d'entre eux étant localisés dans la zone d'évacuation élargie («deliberate evacuation area») et d'autres en dehors. Le gradient de débit de dose étudié varie de 0,5 à 50 $\mu\text{Gy/h}$.

Les oiseaux ont été attrapés en posant des filets ou en utilisant des nichoirs artificiels. Ces deux méthodes, complémentaires, permettent de capturer des oiseaux et ainsi de prélever du sang et des plumes pour des analyses physiologiques ultérieures, les nichoirs permettant en plus de relever des paramètres du succès reproducteur (nombre d'œufs, poids des jeunes, etc ...).

Par ailleurs, pour établir des relations entre dose (ou débit de dose) et effets, il est nécessaire de calculer le débit de dose le plus précisément possible. Pour cela, il faut sommer le débit de dose externe dû à la contamination des milieux (sol, sédiment, eau) et le débit de dose interne dû à l'absorption des radionucléides par les organismes. Plusieurs méthodes sont utilisées : des comptages de la radioactivité dans les organismes vivants, dans des échantillons biologiques ou abiotiques (eau, sols, sédiments), de la mesure de dose externe et de la modélisation.

L'ensemble des résultats acquis montre que les débits de dose totale absorbée par les organismes (somme de la dose interne¹⁷ et externe) sont éminemment variables d'une espèce à l'autre. Il en est de même pour les contributions relatives des débits de dose externe et interne. En conséquence, leur bonne caractérisation est indispensable pour l'interprétation de toutes relations avec les effets observés.

Les débits de dose totale déterminés à partir de ces premiers résultats dépassent le seuil de protection des écosystèmes (10 $\mu\text{Gy/h}$) pour les grenouilles, et en sont proches dans le cas des oiseaux. Même si ces estimations de dose sont à raffiner par la poursuite de l'exploitation de données, cette comparaison à la valeur de seuil sans effet sur les écosystèmes souligne la nécessité d'une surveillance de la santé des populations de vertébrés sauvages dans la zone échantillonnée.

Un indice de condition physique a été calculé chez les oiseaux prélevés. Il s'agit du rapport du poids sur la taille (dans ce cas, la longueur d'aile), qui décrit l'état de santé général des oiseaux : plus ce rapport est élevé, meilleure est la condition physique. Chez les poussins, la croissance étant directement liée à la quantité de nourriture fournie par les parents, des poussins bien nourris, en bonne condition physique, ont de meilleures chances de s'envoler et de survivre. Cet indice a été calculé chez les juvéniles et adultes de moineaux, et aucune différence significative entre les sites n'a été mise en évidence. En revanche, chez les poussins de mésanges suivis dans les nichoirs, une tendance à la diminution de cet indice avec l'augmentation du débit de dose externe est observée (Figure 31).

¹⁷ Calculée d'après la contamination interne mesurée, présentée plus haut.

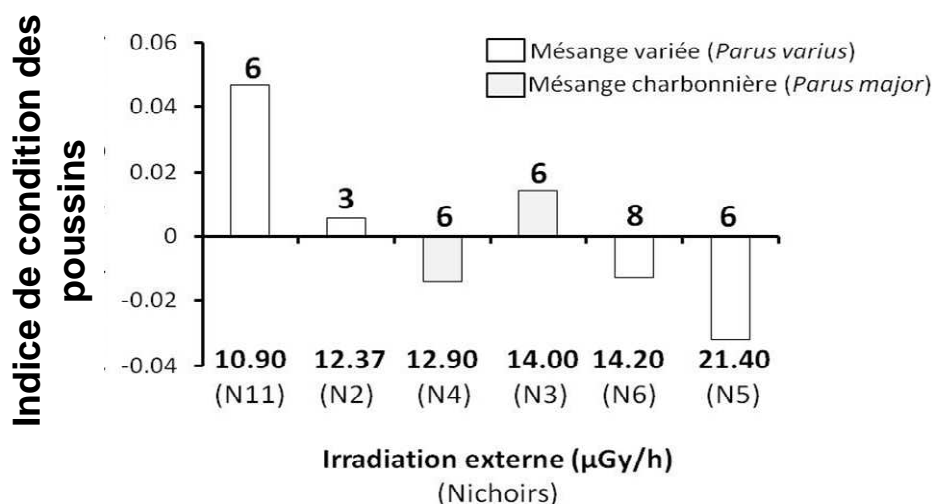


Figure 31. Indice de condition chez les oisillons de mésange en fonction du débit de dose externe caractéristique du nichoir. Cet indice de condition a été mesuré pendant la période de juin à juillet 2012.

Par ailleurs, il est reconnu que la cible des effets des rayonnements ionisants est l'ADN. Le dépôt d'énergie sur la molécule d'ADN peut induire diverses lésions de l'ADN, comme des cassures de la molécule ou l'atteinte des chromosomes. Dans ce projet, le taux de micronoyaux a été déterminé chez les oiseaux, par analyse de frottis sanguins. Les micronoyaux se définissent comme des fragments de chromosomes ou des chromosomes entiers perdus par le noyau cellulaire au cours de la mitose et formant de petites entités bien individualisées dans le cytoplasme des cellules en interphase. Ces micronoyaux proviennent de cassures chromosomiques ou d'anomalies du fuseau mitotique et reflètent une atteinte de l'ADN pouvant aboutir à l'apparition de mutations chromosomiques stables et héréditaires.

Une légère tendance à l'augmentation dose-dépendante du nombre de micronoyaux est observée (Figure 32). Néanmoins, les valeurs moyennes restent proches des fréquences spontanées de micronoyaux mesurées chez diverses espèces d'oiseaux (Zuniga-Gonzalez *et al.*, 2000, 2001).

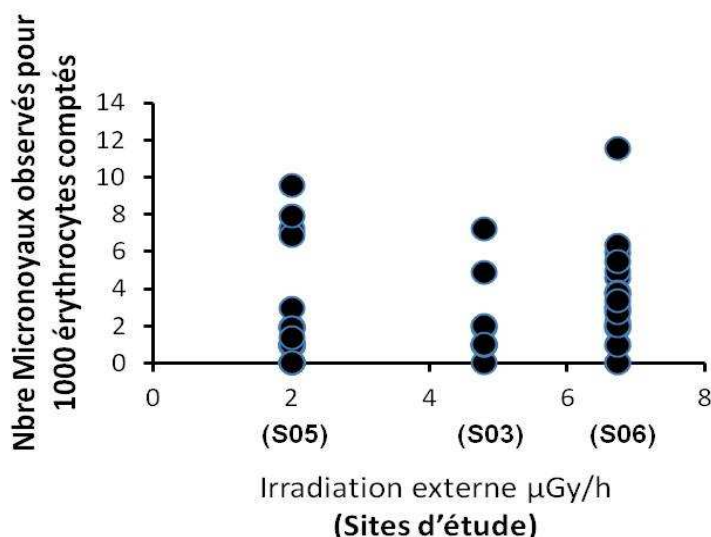


Figure 32. Nombre de micronoyaux dans les érythrocytes de moineaux en fonction du débit de dose externe à 1 m du sol.

Ces résultats ont des implications majeures pour la gestion de la biodiversité des forêts et rizières, notamment pour la protection de la flore et la faune associées à ces milieux (gestion des espèces protégées et agricoles).

Bibliographie

- AIEA, 2002. Modelling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems. Report of the Forest Working Group of the Biosphere Modelling and Assessment (BIOMASS) Programme, Theme 3. AIEA éd., Vienne, Autriche.
- AIEA, 2003. Assessing radiation doses to the public from radionuclides in timber and wood products. IAEA TECDOC series N° 1376. AIEA éd., Vienne, Autriche.
- AIEA, 2006. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment'. Vienna, International Atomic Energy Agency (IAEA).
- AIEA, 2010. Handbook of parameters values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical Reports Series n° 472, IAEA, Vienna.
- AIEA, 2011. Final report of the international mission on Remediation of large contaminated areas off-site the Fukushima-Daiichi NPP, 7-15 october, Japan. NE/NEFW/2011. 15/11/2011. AIEA éd., Vienne, Autriche.
http://www.iaea.org/newscenter/focus/fukushima/final_report151111.pdf
- Aoyama M., Tsumune D., Hamajima Y., 2012. Distribution of ¹³⁷Cs and ¹³⁴Cs in the North Pacific Ocean: impacts of the TEPCO Fukushima-Daiichi NPP accident. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 1-5. 10.1007/s10967-012-2033-2
- Bailly du Bois P., Garreau P., Laguionie P., Korsakissok I., Submitted. Comparison between modelling and measurement of marine dispersion, environmental half-time and ¹³⁷Cs inventories after the Fukushima Daiichi accident. Ocean Dynamics.
- Bailly du Bois P., Laguionie P., Boust D., Korsakissok I., Didier D., Fiévet B., 2012. Estimation of marine source-term following Fukushima-Daiichi accident. Journal of Environmental Radioactivity 114,0 2-9. 10.1016/j.jenvrad.2011.11.015
- Beresford NA, Gaschak S, Barnett CL, Howard BJ, Chizhevsky I, Strømman G, Oughton DH, Wright SM, Maksimenko A, Copplestone D (2008). Estimating the exposure of small mammals at three sites within the Chernobyl exclusion zone - a test application of the ERICA Tool. Journal of Environmental Radioactivity, 99, 1496-1502.
- Beresford, N. A., C. Adam-Guillermin, *et al.* (2012a). Comment on "Abundance of birds in Fukushima as judged from Chernobyl" by Møller *et al.* (2012). Environmental Pollution 169(0): 136.
- Beresford, N. A., C. Adam-Guillermin, *et al.* (2012b). Response to authors' reply regarding "Abundance of birds in Fukushima as judged from Chernobyl" by Møller *et al.* (2012). Environmental Pollution 169(0): 139-140.
- Bonisoli-Alquati, A., A.P. Møller, G. Rudolfson, N. Saino, M. Capriolo, S. Ostermiller, T.A. Mousseau. (2011). The effects of radiation on sperm swimming behavior depend on plasma oxidative status in the barn swallow (*Hirundo rustica*). Comparative Biochemistry and Physiology - Part A - Molecular & Integrative Physiology, 159, 105-112.
- Bonisoli-Alquati, A., T. A. Mousseau, A. P. Møller, M. Caprioli, and N. Saino. (2010). Increased oxidative stress in barn swallows from the Chernobyl region. Comparative Biochemistry and Physiology - A Molecular and Integrative Physiology 155:205-210.
- Buessler K.O., Jayne S.R., Fisher N.S., Rypina I.I., Baumann H., Baumann Z., Breier C.F., Douglass E.M., George J., Macdonald A.M., Miyamoto H., Nishikawa J., Pike S.M., Yoshida S., Fukushima derived radionuclides in the ocean and biota off Japan. Proc Natl Acad Sci USA, 109:5984-5988.

- Calmon, P., Thiry, Y., Zibold, G., Rantavaara, A., Fesenko, S., 2009. Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review. *Journal of Environmental Radioactivity* 100, 757-766.
- Champion D., Korsakissok I., Didier D., Mathieu A., Quélo D., Groel J., Quentric E., Tombette M., Benoît J.-P., Saunier O., Parache V., Simon-Cornu M., Gonze M.-A., Renaud P., Cessac B., Navarro E., Servant-Perrier A.-C. (2012). The IRSN's earliest assessments of the Fukushima accident's consequences for the terrestrial environment in Japan. *Radoprotection* 2012.
- Chino, M., Nakayama, H., Nagai, H., Terada, H., Katata, G., Yamazawa, H., 2011. Preliminary estimation of release amounts of ¹³¹I and ¹³⁷Cs accidentally discharged from the Fukushima-Daiichi Nuclear Power Plant into the atmosphere. *Journal of Nuclear Science and Technology* 48, 1129 - 1134.
- Corbin, D. et Denis, J, 2012. Evaluation des rejets atmosphériques liés à l'accident de Fukushima. IRSN, Report PSN-RES/SAG/2012-00347.
- Davoine, X., Bocquet, M. 2007. Inverse modelling-based reconstruction of the Chernobyl source term available for long-range transport. *Atmos. Chem. Phys.*, 7, 1549-1564.
- Estournel C., Bosc E., Bocquet M., Ulses C., Marsaleix P., Winiarek V., Osvath I., Nguyen C., Duhaut T., Lyard F., Michaud H., Auclair F., in press. Assessment of the amount of Cesium-137 released into the Pacific Ocean after the Fukushima accident and analysis of its dispersion in Japanese coastal waters. *Journal of Geophysical Research*. 10.1029/2012JC007933
- Evrard, O., Patin, J., Lefèvre, I., Chartin, C., Ayrault, S., Bonté, Ph., Onda, Y. (2012). Tracing the dispersion of sediment contaminated with fallout radionuclides along the main rivers draining the contaminated plume in Fukushima Prefecture (Japan). *Geophysical Research Abstract*, 14, EGU2012-4281, EGU General Assembly 2012.
- Garcia-Sanchez, L. (2008). Watershed wash-off of atmospherically deposited radionuclides: review of the fluxes and their evolution with time. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99, 563 - 573.
- Garnier-Laplace, J., K. Beaugelin-Seiller, *et al.* (2011). Fukushima Wildlife Dose Reconstruction Signals. *Ecological Consequences. Environ Sc Technol* 45: 5077-5078.
- Gonze M.A., Simon-Cornu C., Métivier J.M., Garcia-Sanchez L., Murlon C., Parache V. (2012) Landscape-level Model Predictions of ¹³¹I, ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs transfer through terrestrial systems in the 80-km Fukushima-Daiichi area using the Symbiose Platform. Poster IRPA, May 2012, Glasgow.
- Gonze M.-A., Simon-Cornu M., Métivier J.-M., Murlon C., Baccou J. (2012) Spatio-temporal Analysis of Radionuclide Activities in Soils, Weeds and Leafy Vegetables in the Fukushima prefecture. *Rapport IRSN/PRP-ENV/SERIS* 2012-006.
- Goor F., Thiry, Y., 2004. Processes, dynamics and modelling of radiocaesium cycling in a chronosequence of Chernobyl-contaminated Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantations. *The Science of the Total Environment* 325, 163-180.
- Gudixsen, P. H., Harvey, T. F. et Lange, R. (1989). Chernobyl Source Term, Atmospheric Dispersion, and Dose Estimation. *Health Physics*, 57(5), 697-706.
- Hashimoto S., Ugawa, S., Nanko, K., Shichi, K., 2012. The total amounts of radioactively contaminated materials in forests in Fukushima, Japan. *Sci. Rep.*, 2, 416, doi:10.1038/srep00416.
- Hiyama, A., C. Nohara, *et al.* (2012). The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly. *Sci. Rep.* 2.
- Honda M.C., Aono T., Aoyama M., Hamajima Y., Kawakami H., Kitamaura M., Masumoto I.Y., Miyazama Y., Takigawa M., Saino T., 2012. Dispersion of artificial caesium-134 and -137 in the western North Pacific one month after the Fukushima accident. *Geochemical Journal* 46e1-e9.
- Hoshi H., Hirano M., Iijima M., Homma T., 2012. Severe Accident Analyses of Fukushima-Daiichi Units 1 to 3, in: (JNES), J.A.E.A.J.N.E.S.O. (Ed.), *Dt. Hydrogr. Z. Erg.* -H.B.

- IRSN, 2012a. Fukushima, un an après - Premières analyses de l'accident et de ses conséquences
Rapport IRSN/DG 2012-01.
http://www.irsn.fr/FR/expertise/rapports_expertise/surete/Documents/IRSN_Rapport_Fukushima-1-an-apres_032012.pdf
- IRSN, 2012b. Synthèse au 13 juillet 2012 des informations disponibles au Japon concernant la contamination des denrées alimentaires par les radionucléides persistant dans l'environnement après l'accident de Fukushima.
http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Pages/20120716-Accident-fukushima_impact-rejets-radioactifs-milieu-marin_contamination-denrees-alimentaires.aspx
- IRSN, 2012c. Synthèse actualisée au 13 juillet 2012 des connaissances relatives à l'impact sur le milieu marin des rejets radioactifs du site nucléaire accidenté de Fukushima-Daiichi.
http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Pages/20120716-Accident-fukushima_impact-rejets-radioactifs-milieu-marin_contamination-denrees-alimentaires.aspx
- IRSN, 2012d. Rapport PRP-ENV/SERIS/2012-010. De la base de données HAMSTER à l'évaluation des évolutions moyennes des flux et des activités de ¹³⁷Cs aux exutoires des bassins versants. Rapport PRP-ENV/SERIS/2012-010. Disponible sur demande.
- Kakiuchi H., Akata N. *et al.* 2012. Concentration of ³H in plants around Fukushima-Daiichi Nuclear Power Station. *Scientific Reports* 2:947. DOI: 10.1038/srep00947.
- Katata, G., Ota, M., Terada, H., Chino, M. et Nagai, H. 2012. Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima-Daiichi Nuclear Power Plant accident. Part I: Source term estimation and local-scale atmospheric dispersion in early phase of the accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 109(0): 103-113.
- Kato, H., Onda, Y., Gomi, T., 2012. Interception of the Fukushima reactor accident-derived ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs and ¹³¹I by coniferous forest canopies. *Geophys. Res. Lett.*, 39, L20403, doi:10.1029/2012GL052928.
- Kawamura H., Kobayashi T., Furuno A., In T., Ishikawa Y., Nakayama T., Shima S., Awaji T., 2011. Preliminary Numerical Experiments on Oceanic Dispersion of ¹³¹I and ¹³⁷Cs Discharged into the Ocean because of the Fukushima-Daiichi Nuclear Power Plant Disaster (English). *Journal of NUCLEAR SCIENCE and TECHNOLOGY* 48,11 1349-1356.
- Koarashi, J., Atarashi-Andoh, M., Matsunaga, T., Sato, T., Nagao, S., Nagai, H., 2012. Factors affecting vertical distribution of Fukushima accident-derived radiocesium in soil under different land-use conditions. *Science of the Total Environment*, 431, 392-401.
- Korsakissok, I., Mathieu, A. et Didier, D. 2013. Atmospheric dispersion and ground deposition induced by the Fukushima Nuclear power plant accident : a local-scale simulation and sensitivity study. *Atmospheric Environment* (in press) DOI:10.1016/j.atmosenv.2013.01.002.
- Mathieu, A., Korsakissok, I., Quélo, D., Groëll, J., Tombette, M., Didier, D., Quentric, E., Saunier, O., Benoit, J.-P. 2012. Assessment of atmospheric dispersion for the Fukushima-Daiichi Nuclear Power Plant accident. 13th International Congress of the International Radiation Protection Association, Glasgow.
- Mathieu, A., Korsakissok, I., Quélo, D., Groëll, J., Tombette, M., Didier, D., Quentric, E., Saunier, O., Benoit, J.-P., Isnard, O. 2012. "Atmospheric dispersion and deposition of radionuclides from the Fukushima-Daiichi nuclear power plant accident." *Elements* 8: 195-200.
- MEXT, 2013 Site internet du Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology. Page dédiée à l'ensemble des résultats de surveillance dans l'environnement :
<http://radioactivity.mext.go.jp>
- MHLW, 2013. Site Internet du Ministry of Health, Labour and Welfare. Page dédiée à l'ensemble des résultats de surveillance dans les aliments :
<http://www.mhlw.go.jp/english/topics/2011eq/index.html>

- Miyazawa Y., Masumoto Y., Varlamov S.M., Miyama T., Takigawa M., Honda M., Saino T., submitted. Inverse estimation of source parameters of oceanic radioactivity dispersion models associated with the Fukushima accident. *Biogeosciences*. 10.5194/bg-9-13783-2012
- Møller AP, Mousseau TA (2007) Species richness and abundance of forest birds in relation to radiation at Chernobyl. *Biological Letters* 3: 483-486.
- Møller AP, Mousseau TA (2009) Reduced abundance of insects and spiders linked to radiation at Chernobyl 209 years after the accident. *Biological Letters* 5, 356-359.
- Møller, A. P., F. Karadas, & T. A. Mousseau. (2008). Antioxidants in eggs of great tits *Parus major* from Chernobyl and hatching success. *Journal of Comparative Physiology B* 178:735-743
- Møller, A. P., A. Hagiwara, *et al.* (2012). Abundance of birds in Fukushima as judged from Chernobyl. *Environ Poll* 164: 36-39.
- Møller, A. P., I. Nishiumi, *et al.* (2013). Differences in effects of radiation on abundance of animals in Fukushima and Chernobyl. *Ecological Indicators* 24(0): 75-81.
- Momoshima, N., Sugihara, S., Ichikawa, R., Yokoyama, H., 2012. Atmospheric radionuclides transported to Fukuoka, Japan remote from the Fukushima-Daiichi nuclear power complex following the nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity* 111, 28 - 32.
- Morino Y., Ohara T., Nishizawa M., 2011. Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima-Daiichi nuclear power plant in March 2011. *Geophysical research letters* 38, L00G11, doi:10.1029/2011GL048689
- Renaud P, Simon-Cornu M, Gonze M.A, Murlon C., Parache V., Korsakissok I., Navarro E., Cessac B., A. Rannou A., Champion D. Soumis. Contamination of Japanese foodstuffs of terrestrial origin after the Fukushima accident and related dose assessments.
- Saunier, O., Mathieu, A., Didier, D., Tombette, M., Quélo, D., Winiarek, V., Bocquet, M. 2012. Using gamma dose rate monitoring with inverse modelling techniques to estimate the atmospheric release of a nuclear power plant accident: application to the Fukushima case. *International Meeting on Severe Accident Assessment and Management: Lessons Learned from Fukushima-Daiichi.*, San Diego, USA, American Nuclear Society.
- Smith JT, 2008. Is Chernobyl radiation really causing negative individual and population-level effects on barn swallows? *Biol. Lett.* 4, 63-64.
- Stohl A., Seibert P., Wotawa G., Arnold D., Burkhardt J.F., Eckhardt S., Tapia C., Vargas A., Yasunari T.J., 2011. Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Fukushima-Daiichi nuclear power plant: determination of the source term, atmospheric dispersion, and deposition. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 11(10): 28319-28394.
- Terada, H., Katata, G., Chino, M. et Nagai, H., 2012. Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima-Daiichi Nuclear Power Plant accident. Part II: verification of the source term and analysis of regional-scale atmospheric dispersion. *Journal of Environmental Radioactivity* 112: 141-154.
- Tschiersch J., Shinonaga T., Heuberger H., 2009. Dry deposition of gaseous radioiodine and particulate radiocaesium onto leafy vegetables. *Science Total Environ.*, 407(21): 5685-5693.
- Tsumune D., Tsubono T., Aoyama M., Hirose K., 2012. Distribution of oceanic ¹³⁷Cs from the Fukushima-Daiichi Nuclear Power Plant simulated numerically by a regional ocean model. *Journal of Environmental Radioactivity* 111100-108. 10.1016/j.jenvrad.2011.10.007
- Ueda, S., Hasegawa, H., Kakiuchi, H., Akata, N., Ohtsuka, Y., Hisamatsu, S. (2013). Fluvial discharges of radiocaesium from watersheds contaminated by the Fukushima-Daiichi Nuclear Power Plant accident, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 118, 96 - 104.
- Vandebroek, L., Van Hees, M., Delvaux, B., Spaargaren, O., Thiry, Y., 2012. Relevance of Radiocaesium Interception Potential (RIP) on a worldwide scale to assess soil vulnerability to ¹³⁷Cs contamination. *Journal of Environmental Radioactivity*, 104, 87-93.

- Weiss, W. (2012). "Preparing a scientific report to the General Assembly on "Exposure due to the nuclear accident following the Great East-Japan earthquake and tsunami"." *Journal of Radiological Protection* 32: N113-N118.
- Wickliffe, J. (2011) Clarification and explanation of experimental design and mechanistic dose-response effects for significant radioecological impacts. *Biology letters*, 3 Feb 2011, <http://rsbl.royalsocietypublishing.org/content/5/3/356.abstract/reply#content-block>.
- Winiarek, V., Bocquet, M., Saunier, O. Mathieu, A. 2012. Estimation of errors in the inverse modeling of accidental release of atmospheric pollutant: Application to the reconstruction of the cesium-137 and iodine-131 source terms from the Fukushima-Daiichi power plant. *J. Geophys. Res.* 117(D5): D05122.
- Winiarek, V., Vira, J., Bocquet, M., Sofiev, M. Saunier, O., 2011. Towards the operational estimation of a radiological plume using data assimilation after a radiological accidental atmospheric release. *Atmos. Env.*, 45, 2944-2955.
- Yasunari T.J., Stohl A., Hayano R.S., Burkhart J.F., Eckhardt S., Yasunari T., 2011. Cesium-137 deposition and contamination of Japanese soils due to the Fukushima nuclear accident. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108,49 19530-19534. 10.1073/pnas.1112058108
- Yoshihara, T., Matsumura, H., Hashida, S.-N., Nagaoka, T., 2013. Radiocesium contaminations of 20 wood species and the corresponding gamma-ray dose rates around the canopies at 5 months after the Fukushima nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 115, 60-68.
- Zúñiga-González, G., O. Torres-Bugarín, *et al.*, 2000. Spontaneous micronuclei in peripheral blood erythrocytes from 54 animal species (mammals, reptiles and birds): Part two. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 467(1): 99-103.
- Zúñiga-González, G., O. Torres-Bugarín, *et al.*, 2001. Differences in the number of micronucleated erythrocytes among young and adult animals including humans - Spontaneous micronuclei in 43 species. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis* 494(1-2): 161-167.