

Synthèse actualisée des connaissances relatives à l'impact sur le milieu marin des rejets radioactifs du site nucléaire accidenté de Fukushima Dai-ichi

11 juillet 2011

Cette note d'information présente et commente les informations les plus récentes recueillies par l'IRSN, depuis la seconde note d'information du 13 mai consacrée au même sujet

Une forte contamination radioactive du milieu marin s'est produite après l'accident survenu dans la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi. Elle a pour principale origine le déversement direct d'eaux contaminées depuis la centrale, qui a duré environ jusqu'au 8 avril, et dans une moindre mesure les retombées dans l'océan d'une partie des radionucléides rejetés dans l'atmosphère entre le 12 et le 22 mars. A proximité immédiate de la centrale, les concentrations dans l'eau de mer ont atteint fin mars et début avril jusqu'à plusieurs dizaines de milliers de becquerels par litre (Bq/L) pour les césiums 134 et 137 et même dépassé 100 000 Bq/L pour l'iode 131. L'iode 131 a rapidement diminué en raison de sa période radioactive courte (8 j) et les résultats de mesure sont passés sous la limite de détection fin mai. Les concentrations en césium ont commencé à décroître dans cette zone à partir du 11 avril, pour atteindre fin avril une valeur proche de 100 Bq/L, puis de quelques dizaines de Bq/L en juin. Les radionucléides dissous dans l'eau de mer continuent d'être transportés par les courants marins et de se disperser dans les masses d'eau océaniques sur des distances très importantes, à des concentrations de plus en plus faibles. Le césium radioactif restera détectable durant plusieurs années à l'échelle du Pacifique Nord, mais à des concentrations très faibles (environ 5000 fois plus faibles que la concentration en potassium 40, radionucléide naturel présent en permanence dans l'eau de mer).

Les radionucléides qui se fixent sur les particules en suspension dans l'eau entraînent une contamination des sédiments superficiels, notamment sur le littoral proche de la centrale où une contamination des sédiments a été mesurée fin avril et confirmée par de nouvelles mesures en mai et en juin.

Une pollution significative de l'eau de mer sur le littoral proche de la centrale accidentée pourrait persister dans le temps, à cause des apports continus de substances radioactives transportés vers la mer par le ruissellement des eaux de surface sur des sols contaminés.

La pollution radioactive de l'eau de mer entraîne une contamination des espèces végétales et animales qui y sont exposées. Les lançons japonais, poissons côtiers pêchés jusqu'à fin avril au sud de la centrale de Fukushima Dai-ichi, ont présenté des concentrations en radionucléides de plusieurs centaines à plusieurs milliers de becquerels par kilogramme, atteignant jusqu'à 25 fois le niveau maximal admissible pour leur commercialisation. D'autres espèces marines prélevées dans la préfecture de Fukushima continuent de présenter des contaminations significatives, de plusieurs dizaines à plusieurs centaines de Bq/kg, justifiant le maintien d'une surveillance malgré la diminution des concentrations en radionucléides dans l'eau de mer.

1. ORIGINES DE LA POLLUTION RADIOACTIVE DU MILIEU MARIN

1.1. *Une forte pollution radioactive observée depuis le 21 mars près de la centrale accidentée*

A partir du 21 mars 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 Dai-ichi.

Les principaux radionucléides qui ont été mesurés dans l'eau de mer sont indiqués dans le tableau ci-dessous.

Radionucléides principalement détectés	
Radionucléide	Demi-vie
Iode 131 (^{131}I)	8 j
Césium 137 (^{137}Cs)	30,15 a
Césium 134 (^{134}Cs)	2,1 a
Césium 136 (^{136}Cs)	13,1 j
Tellure 132/Iode 132 (^{132}Te - ^{132}I)	78 h

D'autres radionucléides artificiels, la plupart avec une demi-vie courte, ont également été décelés occasionnellement, à des concentrations plus faibles.

L'iode 131 (^{131}I) et le césium 137 (^{137}Cs) sont les principaux radionucléides qui ont été surveillés par la suite dans le milieu marin. Bien qu'il soit prépondérant au moment de l'accident, l'iode 131 a fortement décru dans les semaines qui ont suivi, du fait de sa décroissance radioactive rapide, au point de ne plus être détectable depuis la fin mai.

La pollution radioactive a trois origines possibles : les rejets radioactifs liquides venant du site accidenté, les retombées atmosphériques sur la surface de la mer au moment de la dispersion des rejets émis dans l'air et le transport de pollution radioactive par lessivage des terrains contaminés. La connaissance des quantités de produits radioactifs introduites dans l'eau mer est encore approximative mais s'est progressivement précisée grâce à l'interprétation de données plus nombreuses au fil du temps (voir § 2.2 ci-après).

1.2. *Rejets directs en mer à proximité des réacteurs accidentés*

Les concentrations élevées mesurées dans l'eau de mer à proximité immédiate de la centrale de Fukushima Dai-ichi résultent de rejets radioactifs liquides qui ont certainement plusieurs origines. Il s'agit des eaux utilisées pour refroidir les réacteurs accidentés, qui ont été en contact avec des matériaux fortement contaminés lors des rejets atmosphériques, et dont une partie a pu ruisseler vers la mer. Une autre partie provient des eaux qui se sont écoulées à l'extérieur des enceintes de confinement des réacteurs 2 et 3. En particulier, une fissure du puits adjacent au bâtiment turbine du réacteur 2 a entraîné un rejet direct d'eau fortement contaminée dans la mer. TEPCO a stoppé ce rejet le 6 avril vers 6h00 heure locale en colmatant la fuite par une injection de silicate de sodium.

Par ailleurs, du 4 au 10 avril, TEPCO a effectué des rejets volontaires en mer d'une eau « faiblement contaminée ». Il s'agit de 10 000 tonnes d'effluents liquides stockés dans des réservoirs.

Des rejets directs en mer ont pu se produire après le 10 avril, mais la diminution des concentrations mesurées à proximité des installations semblent indiquer qu'ils sont nettement plus faibles que les rejets précédents (voir § 2.1 ci-après).

Le tableau 1 ci-dessous présente une estimation des rejets directs dans le milieu marin, publiée par TEPCO en juin.

Tableau 1 - Estimation des rejets directs en mer à proximité des réacteurs accidentés, réalisée par TEPCO (Report of Japanese Government to the IAEA Ministerial Conference on Nuclear Safety - The Accident of TEPCO's Fukushima Nuclear Power Stations, June 2011)

Période	Type de rejet	Elément	Activité volumique (Bq.cm ⁻³)	Activité totale (Bq)
du 01 au 06/04/2011	Fuite	¹³¹ I	5,4 x 10 ⁶	2,8 x 10 ¹⁵
		¹³⁴ Cs	1,8 x 10 ⁶	9,4 x 10 ¹⁴
		¹³⁷ Cs	1,8 x 10 ⁶	9,4 x 10 ¹⁴
du 04 au 10/04/2011	Rejet volontaire			1,5 x 10 ¹¹
du 10 au 11/05/2011	Fuite	¹³¹ I	3,4 x 10 ³	8,5 x 10 ¹¹
		¹³⁴ Cs	3,7 x 10 ⁴	9,3 x 10 ¹²
		¹³⁷ Cs	3,9 x 10 ⁴	9,8 x 10 ¹²
Total			¹³¹ I	2,8 x 10 ¹⁵
			¹³⁴ Cs	9,5 x 10 ¹⁴
			¹³⁷ Cs	9,5 x 10 ¹⁴
			Total	4,7 x 10 ¹⁵

Selon cette estimation, les rejets principaux auraient eu lieu entre le 1^{er} et le 6 avril et l'activité totale rejetée représenterait 4,7.10¹⁵ Bq (4,7 millions de milliards de becquerels).

1.3. Retombées atmosphériques à la surface de la mer

Principalement entre le 12 et le 22 mars, des rejets radioactifs atmosphériques provoqués par les explosions et les dépressurisations des enceintes de confinement des réacteurs de la centrale de Fukushima Dai-ichi ont été dispersés, notamment au-dessus de la mer. Une partie des radionucléides contenus dans le panache a pu retomber à la surface de la mer, entraînant une pollution diffuse des eaux de surface jusqu'à des dizaines de kilomètres de l'émissaire (figure 1). Le dépôt atmosphérique de ¹³⁷Cs sur la mer été évalué par l'IRSN à 6,4.10¹⁴ Bq (640 000 milliards de becquerels) ; il s'agit d'une estimation provisoire, faisant toujours l'objet de travaux de l'IRSN. Plus de 95 % de ces dépôts correspondraient aux apports par la pluie.

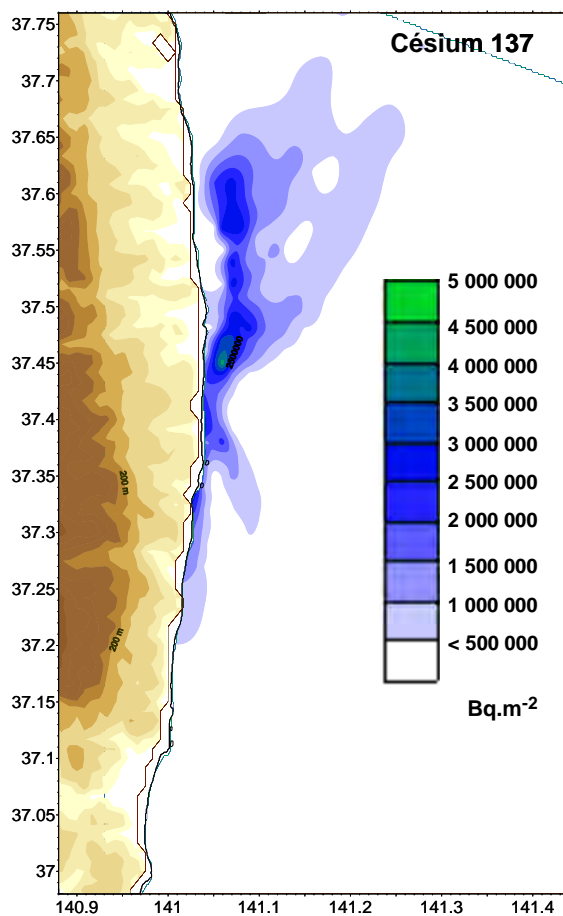


Figure 1 - Estimation de la répartition du dépôt atmosphérique cumulé de ^{137}Cs sur la mer au 23 mars, à partir de simulations de dispersion atmosphérique réalisées par l'IRSN.

1.4. Transport de pollution radioactive par lessivage des terrains contaminés

Les dépôts radioactifs formés en milieu terrestre au moment de la dispersion atmosphérique des rejets de la centrale de Fukushima Dai-ichi peuvent être partiellement lessivés par les eaux de pluie et ainsi être transportés par ruissellement jusqu'à la mer. Les surfaces terrestres contaminées ainsi drainées peuvent représenter plusieurs milliers de km². Les mesures disponibles actuellement ne permettent pas de distinguer ces apports diffus des autres sources de pollution radioactive. Cet apport sera vraisemblablement décelable plusieurs mois après l'accident, lorsque les concentrations dans les eaux côtières dues aux rejets directs de la centrale nucléaire et aux retombées atmosphériques auront diminué suffisamment.

2. DISPERSION EN MER DES POLLUANTS RADIOACTIFS

2.1. Évolution de la pollution marine au cours du temps

L'iode 131, initialement le plus abondant de tous les radionucléides artificiels mesurés dans le milieu marin, a rapidement diminué en raison de sa période radioactive courte (8j). Les mesures de concentration de ce radionucléide à proximité du site nucléaire accidenté sont passées sous la limite de détection fin mai (figure 2). Le césium 137 constitue désormais, avec le césium 134, le

principal radionucléide représentatif de la dispersion marine de la pollution radioactive causée par l'accident.

Les concentrations en césium 137 mesurées dans l'eau de mer au voisinage du site nucléaire sont actuellement mille fois plus faibles que celles mesurées début avril. La stabilisation des concentrations aux alentours de 3 Bq/L révèle qu'il existe toujours des apports à la mer, de plus faible importance que ceux de début avril. Ces apports peuvent avoir plusieurs origines :

- la poursuite de rejets liquides résiduels à partir du site accidenté ;
- le lessivage des sols contaminés par les eaux météoriques ;
- la libération partielle du césium fixé sur les sédiments.

Il n'est encore pas possible d'évaluer la part respective de chacune de ces contributions.

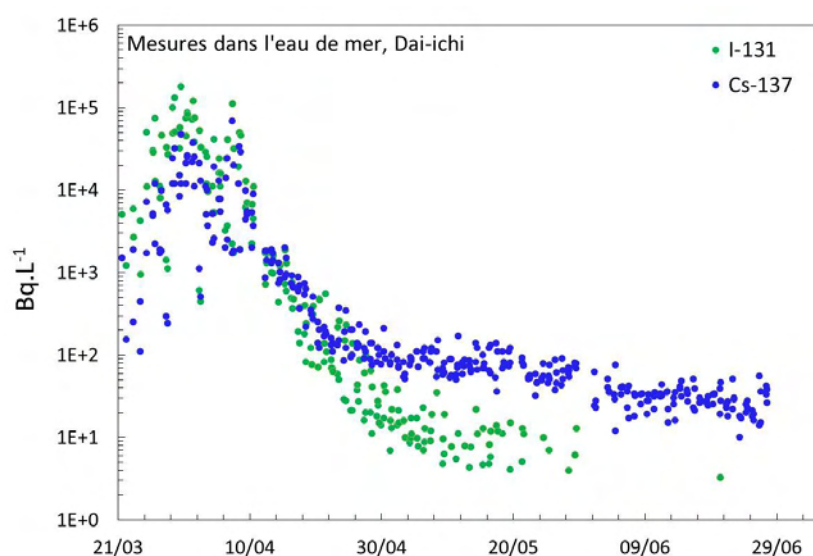


Figure 2 - Évolution des concentrations en iode 131 et en césium 137 mesurées à moins de 500 m du point de rejet.

Les cartes des figures 3 à 6 représentent la distribution spatiale du césium 137 dans l'eau de mer, déterminée par interpolation de l'ensemble des mesures de concentrations obtenues dans le domaine étudié, pour quatre périodes successives : du 20 au 27 avril ; du 28 avril au 18 mai ; du 19 mai au 7 juin et du 8 au 25 juin. Ces périodes ont été définies de manière à disposer d'un nombre suffisant de mesures réparties sur le domaine d'étude, permettant ainsi de réaliser une interpolation représentative. Ces figures montrent une répartition de la pollution restant au voisinage de la centrale nucléaire, avec des concentrations qui diminuent fortement au cours du temps ; les zones colorées correspondent aux mesures supérieures à la limite de détection, soit environ 5 Bq/L.

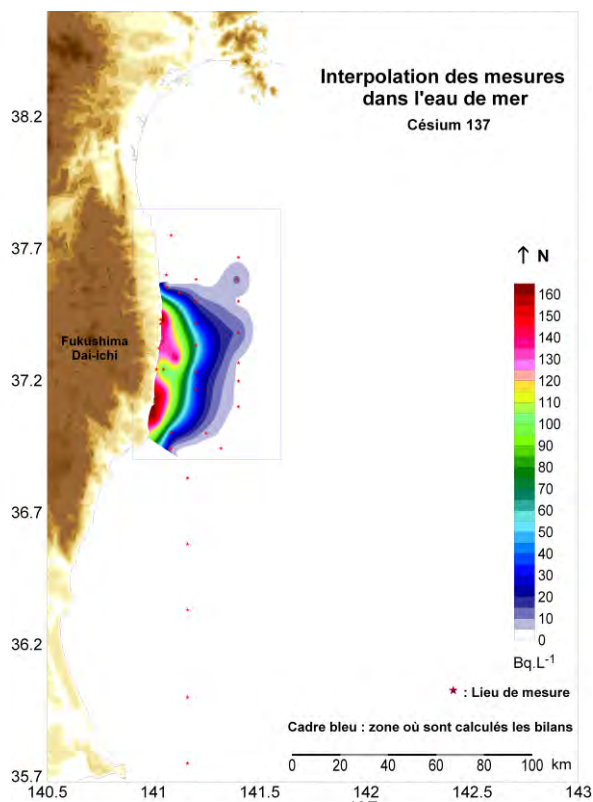


Figure 3 - Répartition du ¹³⁷Cs dans l'eau de mer du 20/04 au 27/04/2011

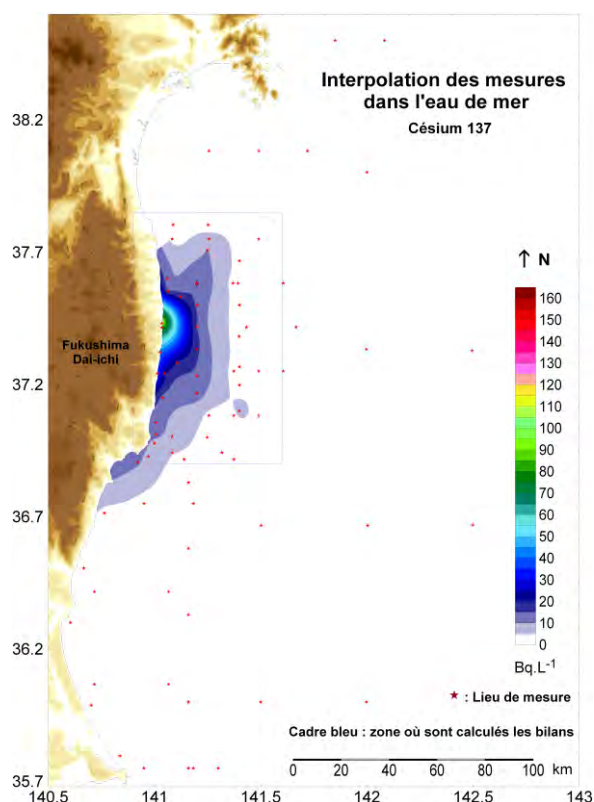


Figure 4 - Répartition du ¹³⁷Cs dans l'eau de mer du 28/04 au 18/05/2011

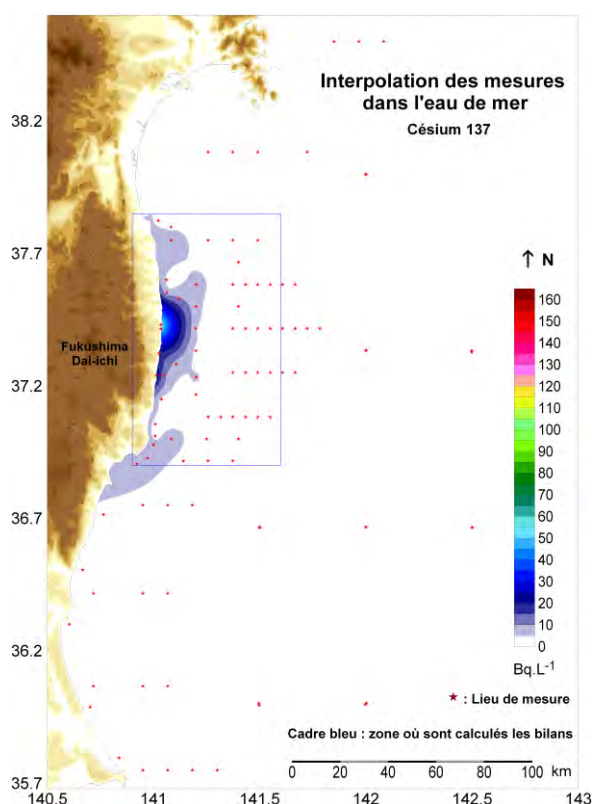


Figure 5 - Répartition du ¹³⁷Cs dans l'eau de mer du 19/05 au 07/06/2011

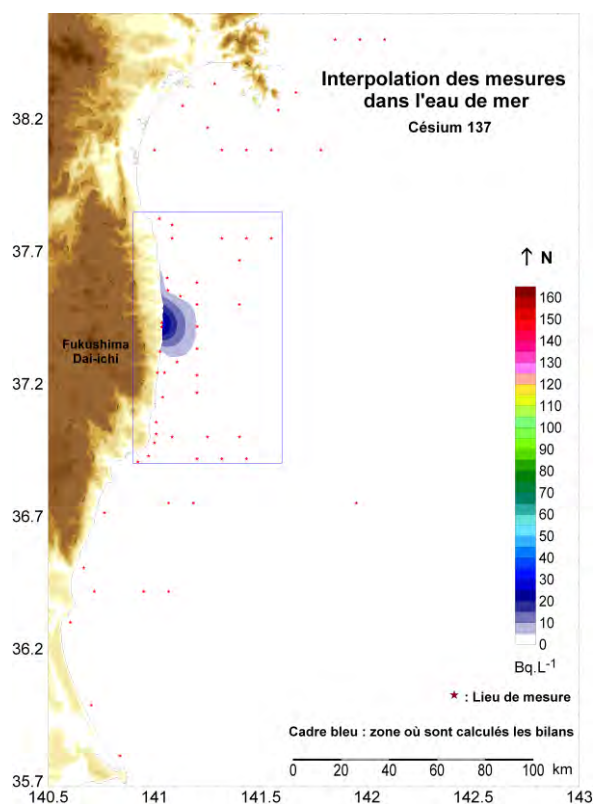


Figure 6 - Répartition du ¹³⁷Cs dans l'eau de mer du 08/06 au 25/06/2011

2.2. Estimation des apports de césium 137 au milieu marin

A partir des cartes de concentrations du césium 137 dans l'eau de mer en surface, établies pour des périodes temporelles successives, l'IRSN a tenté d'estimer les quantités de césium 137 présentes dans le milieu marin et leur évolution au cours du temps, dans la zone où les concentrations mesurées étaient significatives (cadre bleu sur les figures 3 à 6). Ce calcul nécessite d'extrapoler en profondeur les concentrations mesurées en surface. L'épaisseur de la couche de mélange a été évaluée à partir des mesures de salinité et de température acquises en profondeur par le MEXT.

L'évolution au cours du temps des quantités ainsi estimées est représentée sur la figure 7 (points noirs correspondant au milieu de chaque période représentée par l'intervalle). Cette évolution suit une loi de décroissance logarithmique (figure 7b) avec une période de 11 jours (ligne pointillée). Cette période indique qu'en moyenne, la moitié des eaux présentes dans la zone considérée est renouvelée tous les 11 jours par des eaux non polluées.

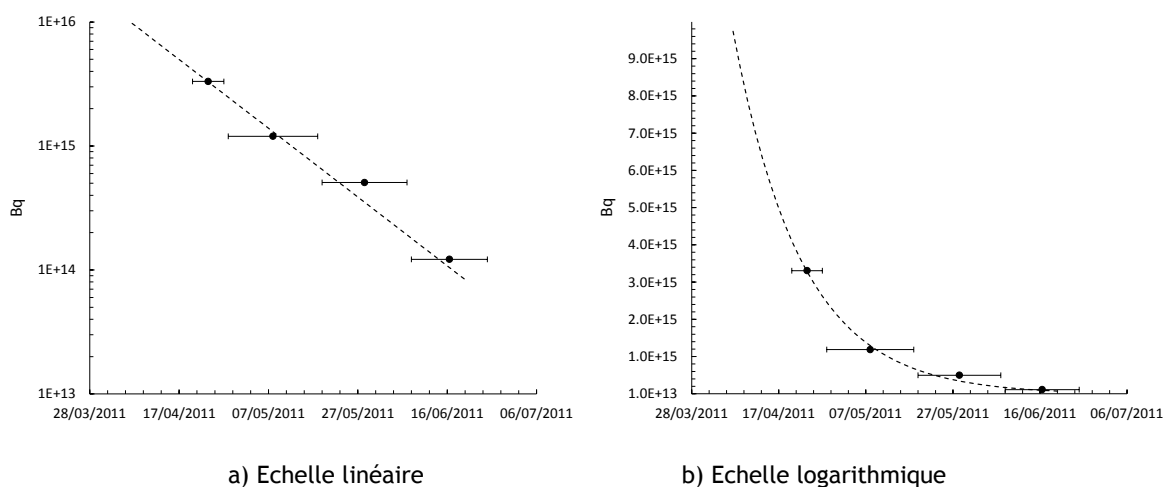


Figure 7 - Quantités totales estimées de césium 137 dans l'eau de mer à différentes périodes après les rejets principaux survenus début avril

La régularité constatée pour cette dilution permet :

- de prévoir l'évolution des concentrations dans l'eau de mer durant les mois à venir, dans l'hypothèse où il n'y aurait pas de nouveaux apports significatifs (fuites résiduelles du site nucléaire, rivières contaminées par le lessivage des sols, libération du césium fixé sur les sédiments) ;
- d'estimer, par extrapolation, les quantités présentes le 8 avril 2011, date supposée de la fin des rejets massifs d'eau contaminée. A cette date, il y aurait eu 9.10^{15} Bq de césium 137 présent dans la zone considérée. Il est possible que cette valeur sous-estime les quantités réellement rejetées car elle ne prend pas en compte la part de la pollution qui aurait déjà pu quitter la zone avant le 8 avril. Les quantités de césium 137 rejetées indiquées par TEPCO (en dessous de 10^{15} Bq ; voir § 1.2) sont sensiblement inférieures à cette estimation, dont l'incertitude est d'environ 50%, résultant pour l'essentiel de l'imprécision sur l'épaisseur de la couche de mélange. La quantité de césium 137 rejeté en mer, estimée par l'IRSN, correspond à la fois aux rejets liquides directs de la centrale nucléaire et aux retombées atmosphériques qui représenteraient moins de 10% des apports totaux d'après les estimations de l'IRSN (voir § 1.3).

En considérant :

- que les concentrations mesurées à proximité de l'installation sont proportionnelles aux flux rejetés,
- que les concentrations mesurées du 23 mars au 8 avril représentent l'essentiel des rejets directs,
- que les pertes par renouvellement des eaux sont négligées durant cette période du 23 mars au 8 avril (il est en effet difficile d'estimer ces pertes compte tenu de la variabilité des concentrations mesurées),

il est possible d'établir une relation empirique entre la quantité de $9 \cdot 10^{15}$ Bq de césium 137 estimée au 8 avril et la concentration moyenne de césium 137 mesurée à proximité de la centrale du 23 mars au 8 avril, qui est de $14 \cdot 10^3$ Bq/L. Le facteur de corrélation ainsi obtenu est de $4 \cdot 10^{10}$ Bq rejetés par jour, par Bq/L mesuré dans l'eau de mer. Son application aux valeurs ponctuelles de concentrations mesurées près de l'exutoire de rejet de la centrale nucléaire permet d'estimer, de manière indicative, les flux de césium rejetés quotidiennement sur toute la période d'observation (figure 8).

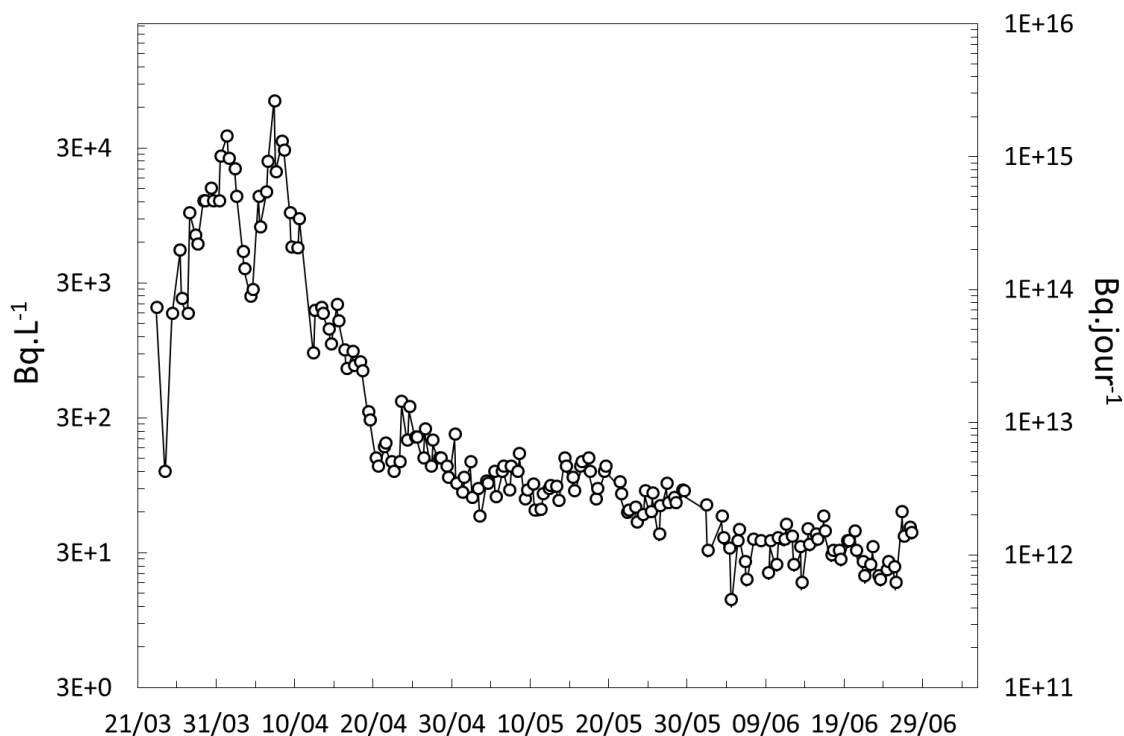


Figure 8 - Concentrations en césium 137 mesurées dans l'eau de mer à 30 m au nord du chenal de rejet des unités 5 et 6 de la centrale de Fukushima Dai-ichi et estimation de l'évolution des flux quotidiens rejetés.

3. LES RADIONUCLÉIDES DANS LES SEDIMENTS

Les matières en suspension dans l'eau de mer tendent à fixer une partie des radionucléides dissous dans la colonne d'eau, en fonction des niveaux d'activité dans l'eau environnante. Ces matières finissent par sédimenter au fond de la mer, provoquant un dépôt superficiel contaminé.

Des résultats de mesure de contamination des sédiments au large de la centrale de Fukushima Dai-ichi ont été obtenus pour des prélèvements effectués à partir de la fin du mois d'avril. Les

échantillons de sédiment de surface prélevés à plus de 30 km au nord et au sud de la centrale de Fukushima Dai-ichi (stations S1, A, 10, S4 de la carte de la figure 9) présentent des niveaux très élevés en césium 137 et conformes à ce qui est attendu au regard des données observées dans l'eau de mer.

Aux mois de mai et juin, d'autres prélèvements ont été réalisés en différents points le long de la côte entre Onagawa et Choshi, lors de trois campagnes d'échantillonnage conduites du 9 au 14 mai, du 23 au 27 mai et du 6 au 10 juin. Ces échantillons obtenus par carottage concernent les 5 premiers centimètres de sédiment. Ceci explique sans doute les teneurs relativement faibles observées. Il est en effet peu probable que la contamination soit répartie sur les 5 cm d'épaisseur de sédiment. L'IRSN ne dispose pas d'information sur la granulométrie des sédiments, ce qui rend difficile la comparaison des résultats.

En faisant abstraction de ce paramètre, il apparaît que les stations situées au nord des points de rejet dans la baie de Sendai sont les plus marquées lors de la première campagne. Cependant, on observe une tendance inverse pour les stations du sud et du nord entre les différentes campagnes de prélèvements. En effet, au Nord de la centrale de Fukushima Dai-ichi, les niveaux ont tendance à baisser alors qu'au sud, ils ont plutôt tendance à augmenter. Les sédiments étant intégrateurs des événements survenus dans la colonne d'eau, il n'est pas possible de relier directement la diminution des concentrations observée aux stations B1, C1 et D1 à la diminution des concentrations observée dans la colonne d'eau. L'évolution observée à ces stations pourrait être due à des phénomènes de remise en suspension ou plus simplement à une variabilité importante de la contamination des sédiments à l'échelle locale.

Dans le sud, bien que la variabilité locale des concentrations puisse être également mise en cause, l'évolution des concentrations dans les sédiments pourrait refléter la contamination plus tardive des masses d'eau sus-jacentes. En effet, en avril-mai le panache de radioactivité était dirigé vers la baie de Sendai au nord alors qu'à partir de fin mai début juin, il a été très confiné vers le sud (cf. les simulations du groupe SIROCCO <http://sirocco.omp.obs-mip.fr/outils/Symphonie/Produits/Japan/SymphoniePreviJapan.htm>).

Dans l'ensemble, les niveaux de concentration dans les sédiments ne sont pas très élevés ; les prélèvements effectués au point D1 à 126 m de profondeur présentent les activités massiques en césium 137 les plus élevées avec des concentrations de 320 Bq/kg début mai.

Sur l'ensemble des prélèvements de sédiment, les rapports d'activité $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ varient entre 0,6 et 1, ce qui est conforme à ce que l'on connaît du rapport d'activité de ces deux radionucléides dans les rejets.

Le nombre de données sur les sédiments devrait s'accroître dans les semaines à venir ; elles constitueront sans doute une aide précieuse à la compréhension de la dispersion des rejets liés à l'accident de la centrale.

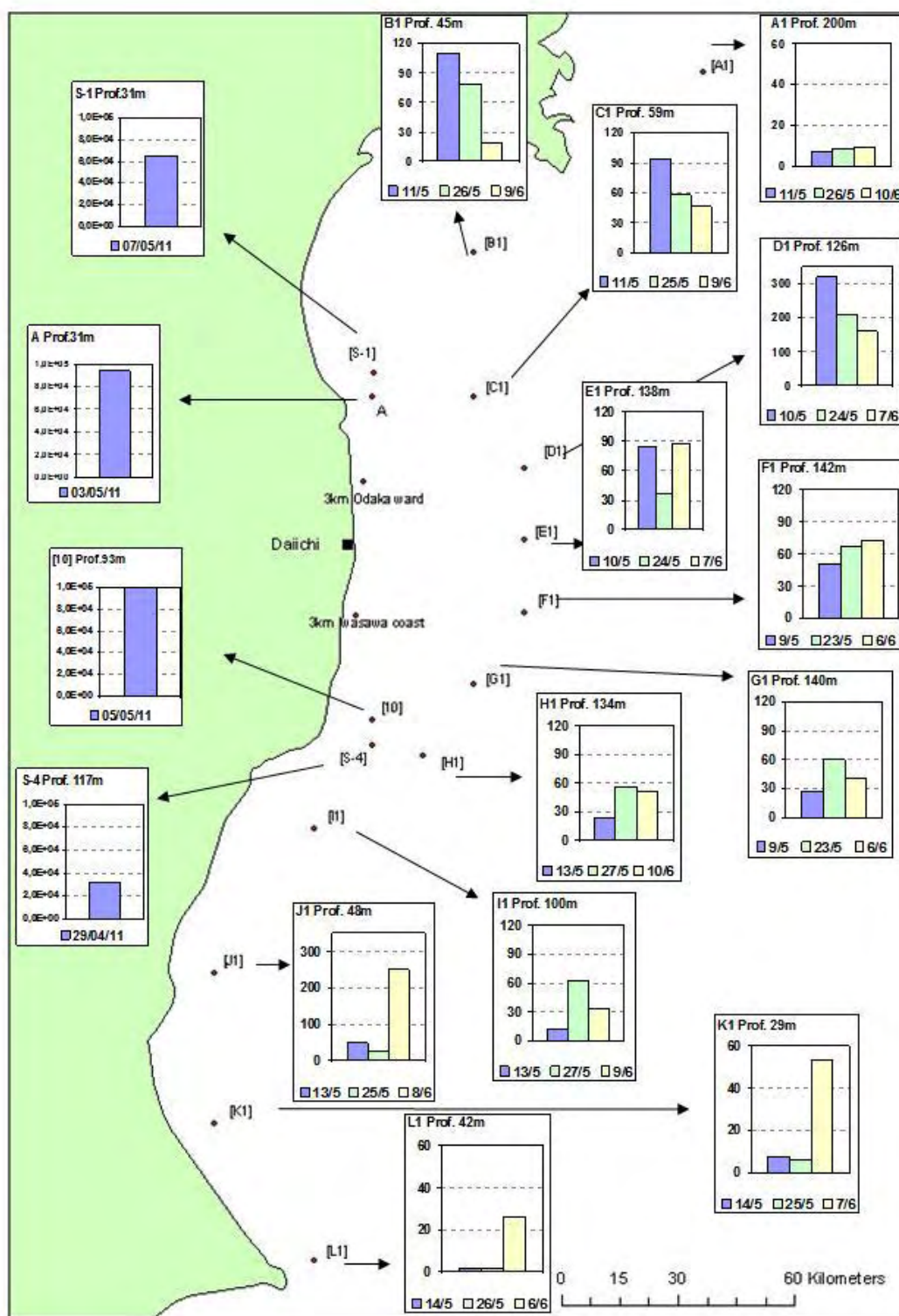


Figure 9 - Concentrations en ^{137}Cs (Bq kg^{-1}) dans les sédiments de surface prélevés à différentes stations du domaine côtier le long de la côte entre Onagawa et Choshi entre le 29 avril et le 10 juin 2011 (données MEXT et TEPCO). Sur l'ensemble des prélèvements, les rapports d'activité $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ varient entre 0,6 et 1.

4. LES RADIONUCLÉIDES DANS LES ESPÈCES VIVANTES

4.1. Résultats de mesures obtenus sur des poissons pêchés en mer ou dans certains fleuves

Des prélèvements de produits de la mer (essentiellement des poissons) ont été réalisés depuis fin mars en différents lieux principalement au sud de la centrale de Fukushima Dai-ichi (figure 10)

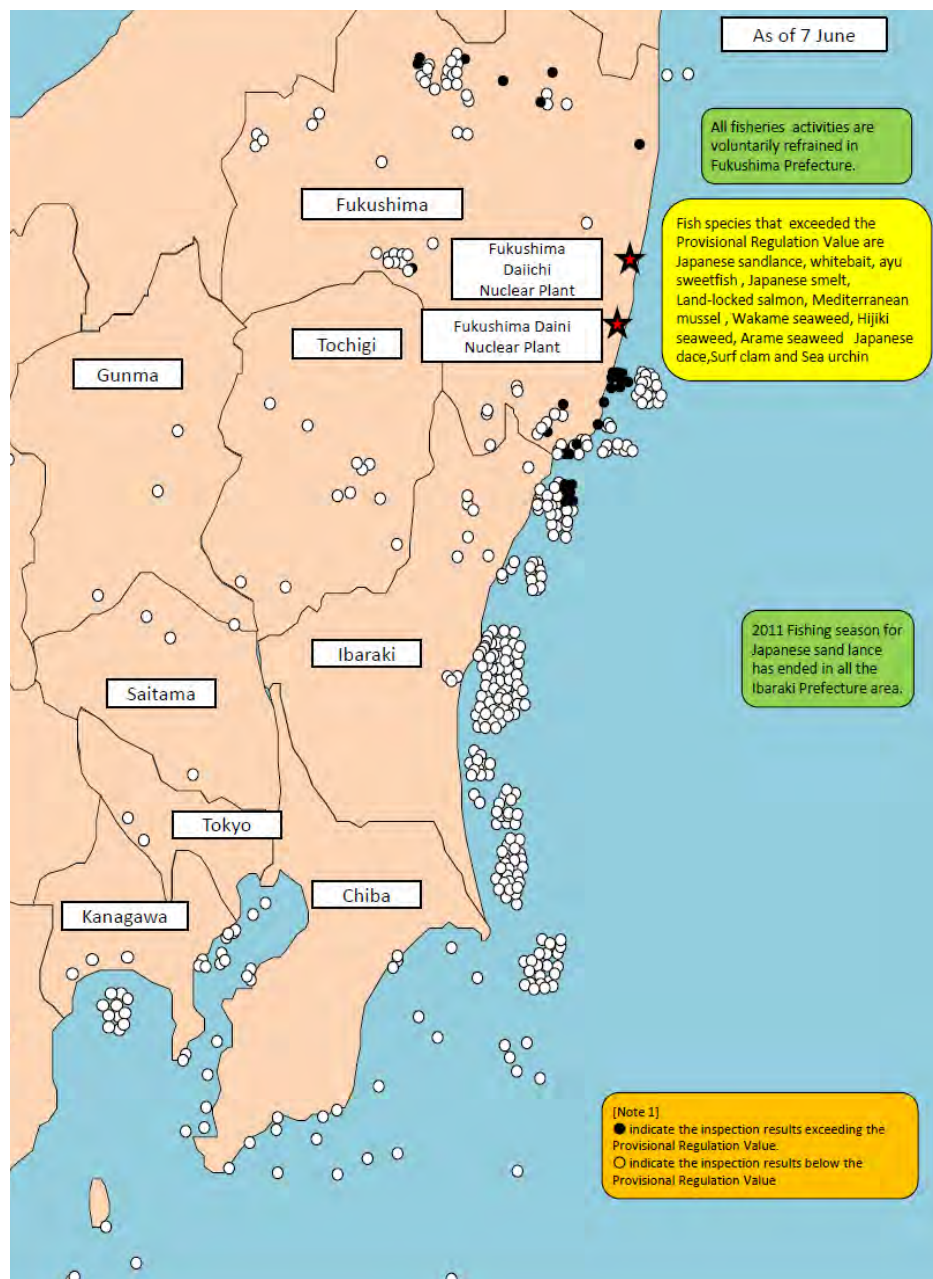


Figure 10 - Carte des lieux de prélèvements des produits de la mer.

Sur la figure 11, sont reportés les résultats de mesure concernant les espèces pour lesquelles des données sont obtenues relativement régulièrement. Outre les animaux exclusivement marins, la figure 11 présente également les données relatives à deux espèces amphihalines (espèces qui effectuent des migrations entre les eaux douces et les eaux de mer), qui ont été prélevées à partir de début mai, reportées avec des marques de couleur rose.

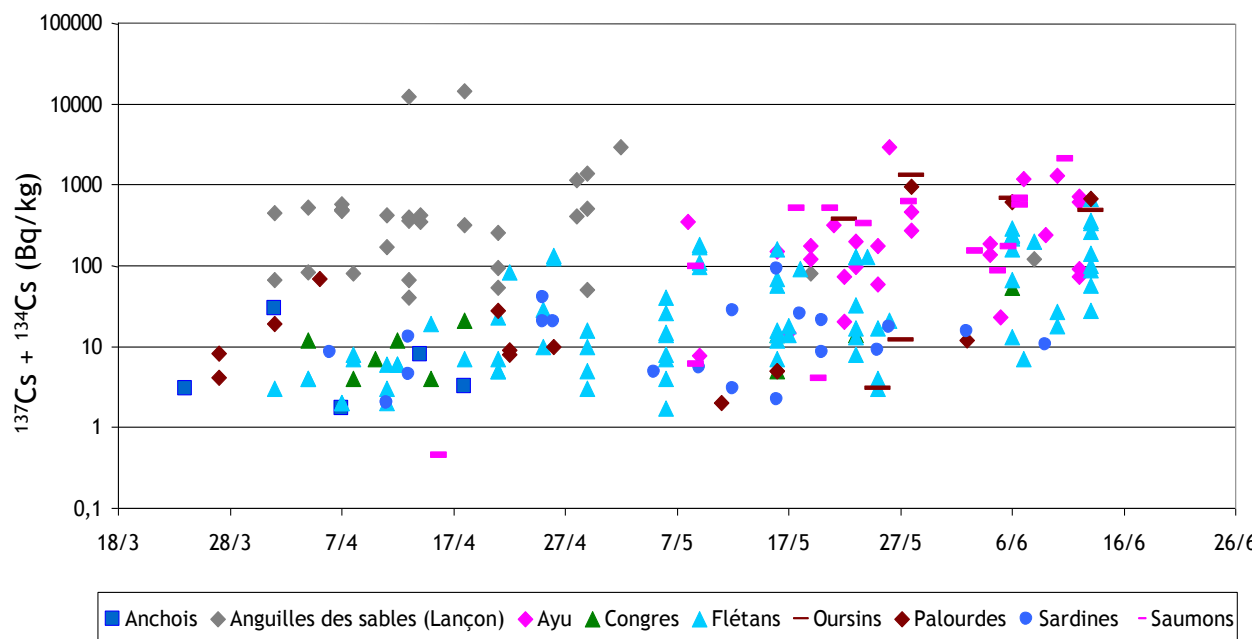


Figure 11 - Évolution temporelle des concentrations en $^{137}\text{Cs}+^{134}\text{Cs}$ (Bq/kg) dans quelques produits de la mer. Les marques roses correspondent à des espèces amphihalines qui ont été pêchées principalement en rivière.

4.2. Concentrations observées dans les poissons marins

Parmi les produits marins, les niveaux les plus élevés concernent généralement les lançons japonais. Les césiums 137 et 134 ont été détectés dans tous les échantillons de cette espèce prélevés dans les préfectures de Fukushima et Ibaraki. Ces radionucléides ne sont cependant pas détectés dans deux échantillons prélevés au large. L'anguille des sables ou lançon japonais (*Ammodytes personatus*) est pêchée et consommée par les Japonais aux stades larvaires et juvéniles qui sont des stades pélagiques (qui vivent dans la colonne d'eau) sur la période janvier-avril. Les adultes quant à eux vivent enfouis dans le sédiment du mois de mai jusqu'au mois de décembre et ne sont plus pêchés, ce qui explique la quasi-disparition des données relatives à cette espèce à partir de fin avril.

Outre les concentrations dans les anguilles des sables, la figure 11 montre l'évolution des concentrations pour les deux isotopes du césium chez d'autres espèces qui font l'objet de prélèvement régulier. Les flétans sont particulièrement bien représentés dans ces prélèvements. Les niveaux les plus élevés concernent tous des prélèvements effectués dans la préfecture de Fukushima. Outre les poissons, il est à noter quelques niveaux élevés dans des échantillons d'oursins et de palourdes prélevés également dans la préfecture de Fukushima, dont la tendance reste à suivre dans la durée.

Des valeurs également élevées (au-dessus des niveaux maximaux admissibles pour la consommation alimentaire) concernent quelques échantillons prélevés de manière occasionnelle ; elles ne sont pas reportées sur la figure 11. Il s'agit de petite friture, de moules méditerranéennes (*Mytilus galloprovincialis*), d'algues Wakame (*Undaria pinnatifida*), ou encore de poissons scorpaeniformes ou gadiformes, tous provenant de la préfecture de Fukushima.

4.3. Concentrations observées dans les poissons amphihalins pêchés en eau douce

Les données acquises sur les poissons amphihalins concernent l'Ayu-sweetfish (*Plecoglossus altivelis*), espèce amphidrome¹ et les saumons, essentiellement le saumon masou (*Onchorynchus masou*), espèce anadrome². Les échantillons les plus marqués ont tous été récoltés dans des rivières de la préfecture de Fukushima, ce qui est à mettre directement en relation avec des niveaux de contamination importants de ces milieux.

4.4. Évolution attendue

De manière générale, ce sont les poissons qui seront à moyen et long termes les meilleurs indicateurs de la contamination de la zone en césium. En effet, le césium présente des facteurs de concentration plus élevés chez les poissons et montre une tendance à augmenter pour les espèces les plus élevées dans la chaîne trophique. En conséquence, si à court terme, les concentrations les plus élevées sont plutôt trouvées chez les espèces situés au début de la chaîne alimentaire, à plus long terme, une fois que le transfert dans les différents maillons des réseaux trophiques sera effectif, ce seront les prédateurs en haut de la chaîne alimentaire qui devraient présenter des niveaux plus élevés.

¹ Une espèce amphidrome se déplace entre eau de mer et eau douce mais pas pour des besoins de reproduction

² Une espèce anadrome vit en eau de mer et se reproduit en eau douce