

Impact sur le milieu marin des rejets radioactifs consécutifs à l'accident nucléaire de Fukushima Dai-ichi

13 mai 2011

Cette note d'information actualise et complète la première note d'information du 4 avril consacrée au même sujet

Une forte contamination radioactive du milieu marin a été identifiée après l'accident survenu dans la centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi. Cette pollution radioactive provient à la fois des retombées dans l'océan d'une partie des radionucléides présents dans le panache atmosphérique dispersé après l'accident et du déversement direct d'eaux contaminées depuis la centrale. A proximité immédiate (moins de 500 m) de la centrale, les concentrations 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. Ces concentrations ont commencé à décroître dans cette zone à partir du 11 avril, pour atteindre fin avril une valeur proche de 100 Bq/L pour le césium 137. Les radionucléides dissous dans l'eau de mer vont continuer d'être transportés par les courants marins et vont se disperser dans les masses d'eau océaniques sur des distances très importantes, à des concentrations de plus en plus faibles. Les radionucléides qui se fixent sur les particules en suspension dans l'eau ou sur les sédiments au fond de la mer entraînent une contamination sédimentaire, notamment sur le littoral proche de la centrale où une contamination des sédiments a été mesurée fin avril. L'iode 131, de courte période radioactive, est maintenant moins présent que les radionucléides de longue période, en particulier les césiums 134 et 137. Ces derniers resteront détectables 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). En revanche, 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. Ainsi, certaines espèces de poissons (lançons japonais) débarqués dans les ports situés 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. Une estimation théorique et indicative des concentrations attendues dans les poissons, effectuée à partir des valeurs mesurées dans l'eau de mer, indique que ce niveau maximal admissible pourrait être dépassé jusqu'à plus d'une centaine de kilomètres de la centrale.

1. ORIGINES DE LA CONTAMINATION DU MILIEU MARIN

Depuis le début le 21 mars, une forte pollution radioactive est observée dans le milieu marin.

Cette pollution radioactive a trois origines possibles : les rejets radioactifs liquides venant du site accidenté, les retombées atmosphériques sur la surface de la mer et le transport de pollution radioactive par lessivage des terrains contaminés.

Les principaux radionucléides qui ont été régulièrement mesurés dans l'eau de mer sont (T = période radioactive) : l'iode 131 (T = 8 jours), césium 137 (T = 30 ans), césium 134 (T = 2,1 ans), césium 136 (T = 13,1 jours), tellure 132/iode 132 (T = 78 heures). D'autres ont également été décelés occasionnellement, à des concentrations plus faibles : tellure 129m/tellure 129 (T = 33,6 jours), baryum 140/lanthane 140 (T = 12,7 jours), ruthénium 105 (T = 4,4 heures), ruthénium 106 (T = 368 jours), molybdène 99/technétium 99m (T = 65,9 heures), cobalt 58 (T = 70,9 j).

L'iode 131 et le césium 137 sont représentatifs de la dispersion de l'ensemble des radionucléides et ce sont les principaux radionucléides considérés dans la suite de cette note. Bien qu'il soit prépondérant au moment de l'accident, l'iode 131 est maintenant mesuré à des niveaux plus faibles que le césium 137 du fait de sa décroissance radioactive rapide.

La connaissance des quantités de produits radioactifs introduites dans l'eau mer est encore approximative. Elle pourra être affinée en poursuivant des mesures acquises dans l'eau de mer et en interprétant leurs résultats à l'aide de simulations de la dispersion.

1.1. 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.

Les quantités précises et la durée de ces rejets liquides en mer ne sont pas connues. Sur la base d'une estimation réalisée par l'IRSN, à partir des concentrations mesurées dans l'eau du bâtiment turbine du réacteur n°2, $2,3 \cdot 10^{15}$ Bq (2,3 millions de milliards de becquerels) de césium 137 pourraient avoir été rejetés en mer. 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. Ces rejets, estimés par TEPCO à $1,5 \cdot 10^{11}$ Bq, n'ont pas augmenté significativement les concentrations résultant des rejets précédents.

Si des rejets directs en mer ont pu se produire après le 10 avril, la diminution des concentrations mesurées à proximité des installations montre qu'ils sont nettement plus faibles que les rejets précédents.

La figure 1 montre l'évolution des concentrations mesurées dans l'eau de mer à moins de 500 mètres de la centrale de Dai-ichi. Elles ont augmenté entre le 25 et 28 mars (jusqu'à 12 000 Bq/L en césium 137, 74 000 Bq/L en iode 131) jusqu'à atteindre en maximum entre le 29 mars et le 7 avril (jusqu'à 63 000 Bq/L en césium 137, 180 000 Bq/L en iode 131). A partir du 11 avril, les

concentrations en iode 131 et en césium 137 diminuent. Elles se stabilisent autour de 100 Bq/L pour le césium 137. L'iode 131 va continuer à décroître du fait de sa période de décroissance radioactive de 8 jours.

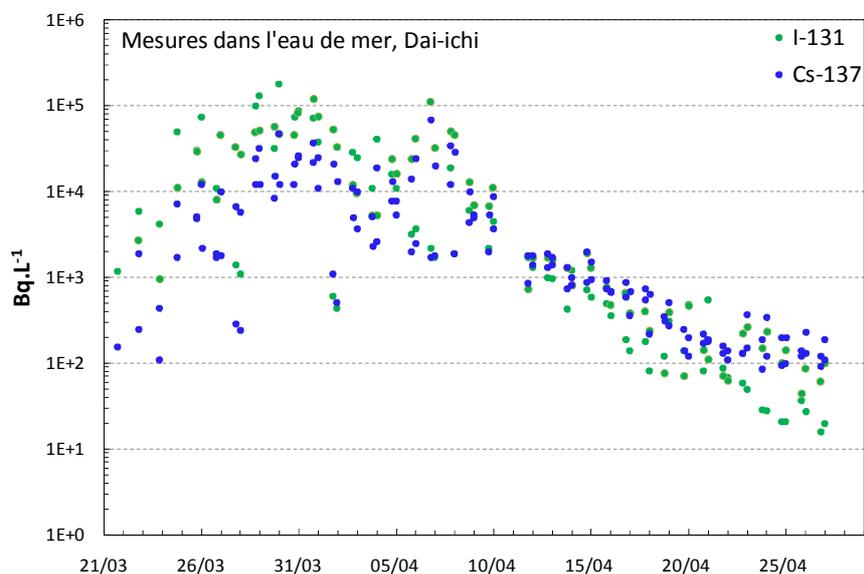


Figure 1- Évolution des concentrations en iode 131 (^{131}I) et césium 137 (^{137}Cs) dans l'eau de mer à moins de 500 m de la centrale de Fukushima Dai-ichi.

1.2. Retombées atmosphériques à la surface de la mer

Entre le 12 et le 23 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 à grande distance. Une partie des radionucléides contenus dans le panache est retombée à la surface de la mer, entraînant une pollution diffuse des eaux de surface à des dizaines de kilomètres de la centrale nucléaire.

L'estimation des dépôts atmosphériques sur la surface de l'océan calculée par l'IRSN est de l'ordre de 10^{+16} Bq en césium 137 (10 millions de milliards de becquerels). Cette estimation est en cours de réévaluation en tenant compte des mesures disponibles.

La figure 2 montre l'évolution des concentrations dans l'eau de mer à 30 km vers le large. Les concentrations mesurées avant le 30 mars résultent pour l'essentiel des dépôts atmosphériques. Elles varient de 2 à 27 Bq/L pour le césium 137 et de 3 à 57 Bq/L pour l'iode 131. Après avoir diminué pour atteindre un minimum le 30 mars, les concentrations dans l'eau de mer augmentent au cours de la première quinzaine d'avril. Il s'agit soit de l'arrivée de masses d'eaux polluées par des retombées atmosphériques plus importantes, soit de la dispersion vers le large des rejets radioactifs liquides venant de la centrale.

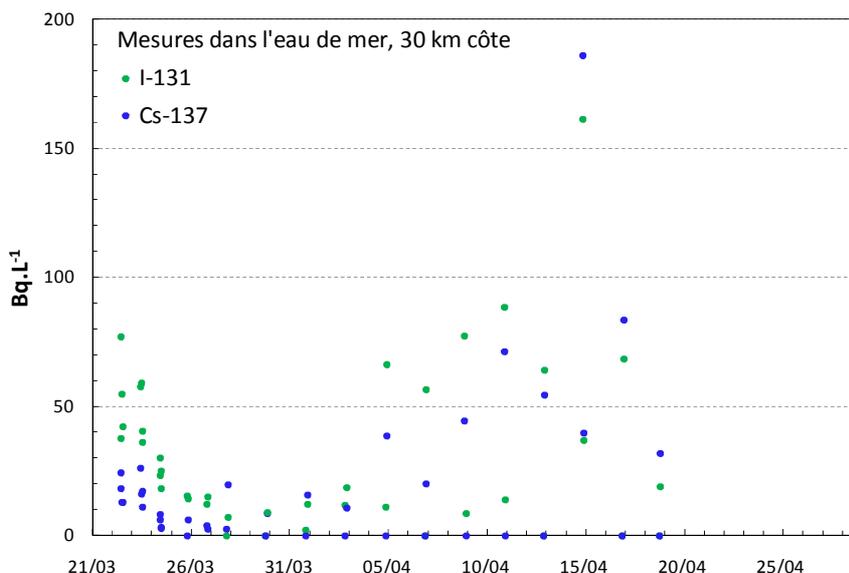


Figure 2 - Évolution des concentrations en iode 131 (¹³¹I) et césium 137 (¹³⁷Cs) dans l'eau de mer à 30 km de la côte au large de la centrale de Fukushima Dai-ichi.

1.3. 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 après plusieurs mois suivant l'accident, lorsque les concentrations dans les eaux côtières auront diminué.

2. DISPERSION EN MER DES POLLUANTS RADIOACTIFS

2.1. Courants marins au large des côtes japonaises

La centrale de Fukushima est située sur la côte est de l'île de Honshu, à plus de 200 km au nord-est de Tokyo. La côte est orientée nord-sud, face à l'océan Pacifique. Les profondeurs augmentent régulièrement vers le large pour atteindre 200 m à 50 km de la côte ; elles chutent ensuite brutalement à plus de 5000 m au-delà d'une centaine de kilomètres.

Dans la zone côtière, les courants sont générés par la marée, le vent et la circulation générale du Pacifique. A court terme, l'effet de la marée est prédominant ; celle-ci déplace les masses d'eau selon un mouvement alternatif rapide le long de la côte vers le nord et vers le sud. Le vent influence la circulation des eaux de surface.

La circulation générale à grande échelle résulte de l'interaction du courant océanique Kuroshio qui vient du sud en longeant les côtes du Japon et du courant Oyashio, de moindre importance, qui vient du nord (0). L'intensité et l'étendue du Kuroshio sont comparables à celles du Gulf Stream. Les eaux littorales à proximité de la centrale de Fukushima Dai-ichi se trouvent dans la zone d'interaction de ces deux courants, entraînant des courants giratoires variables. Ce sont ces courants qui vont être déterminants pour la dispersion de la pollution radioactive à moyen terme.

Speed/currents layer 1 Mar 27, 2011 00Z 00Z 90.9

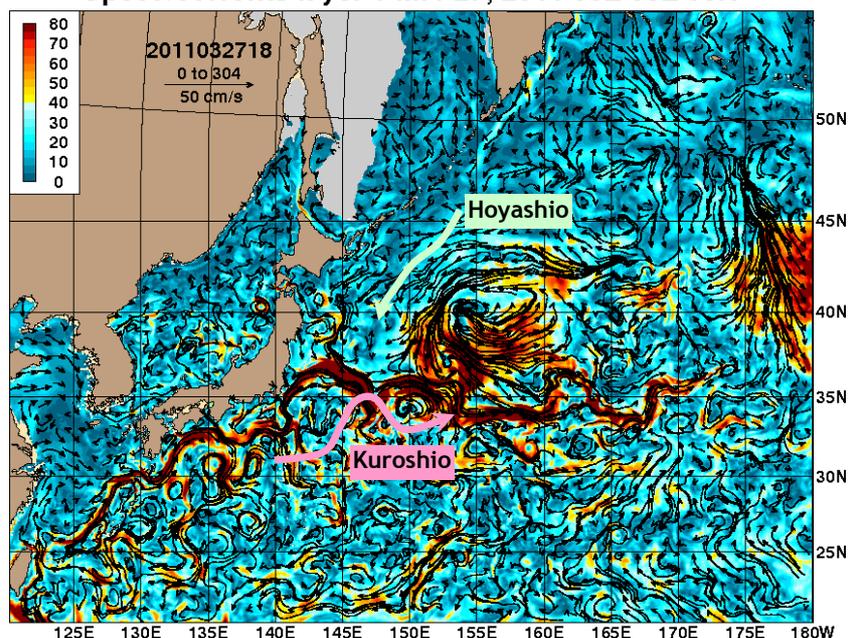


Figure 3 - Courants de surface dans le nord-ouest du Pacifique (<http://www.hycom.org/>)

Les profondeurs importantes de la mer au large de la côte et les courants faibles entraînent une stratification des masses d’eaux. Les substances radioactives se trouvent mélangés dans une couche de surface épaisse de 20 à 50 mètres près des côtes. Cette couche peut atteindre 100 mètres d’épaisseur vers le large. La dispersion de la fraction soluble des radionucléides se fera principalement dans la couche de surface. La fraction des radionucléides associée aux particules solides pourra être transportée vers le fond par sédimentation.

2.2. Cartes de répartition du césium 137 dans l’eau de mer

Les concentrations en césium 137 sont représentatives de la dispersion de l’ensemble des radionucléides présents en mer ; les cartes qui suivent ont été élaborées à partir des résultats des mesures effectuées dans l’eau de mer, publiés par les autorités japonaises.

La répartition spatiale et l’évolution temporelle des concentrations en césium 137 sont reproduites sur deux cartes (zone A et zone B). La zone A (figure 4) correspond aux stations de suivi situées à proximité de la centrale de Fukushima (entre les latitudes 37,18°N et 37,55°N). La zone B (figure 5) couvre un espace marin plus étendu (entre les latitudes 36,9°N et 37,9°N).

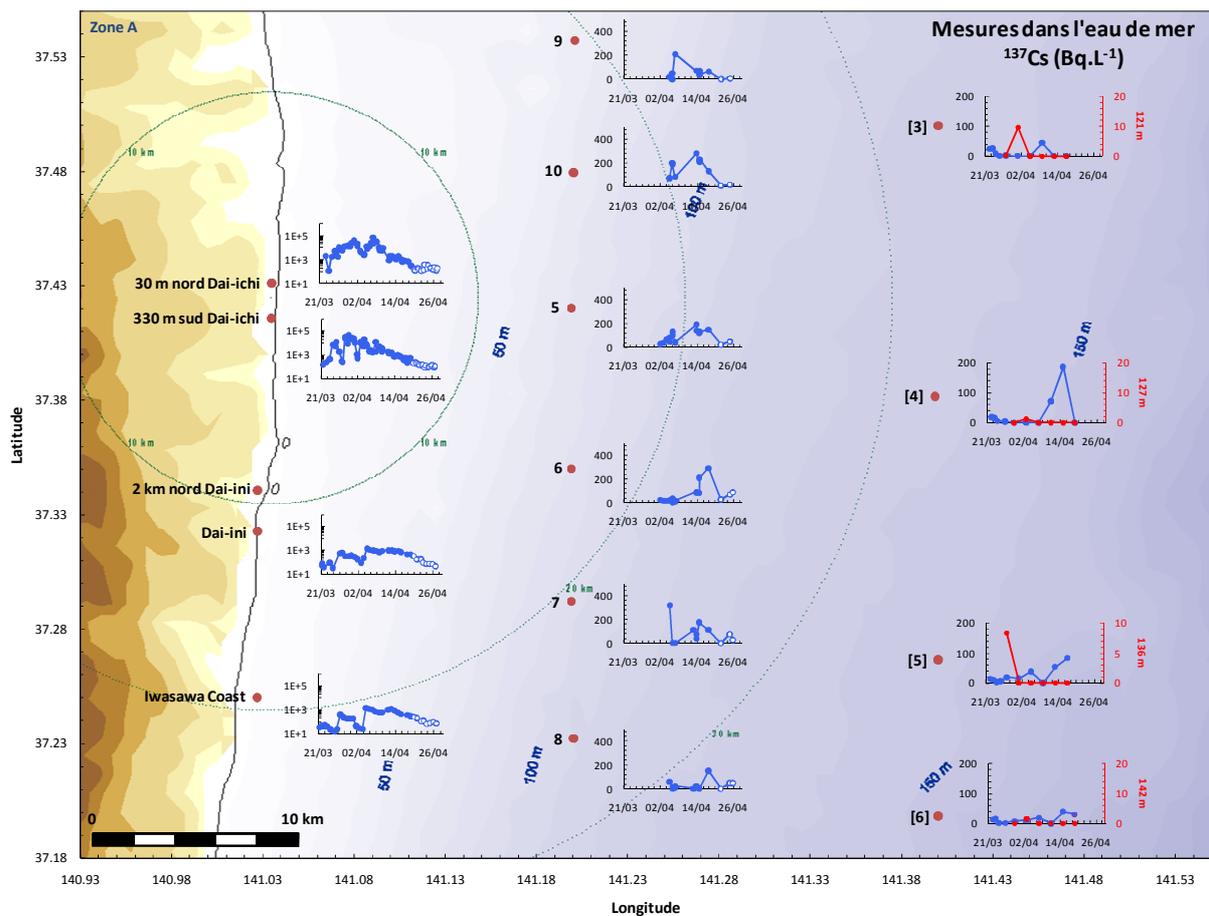
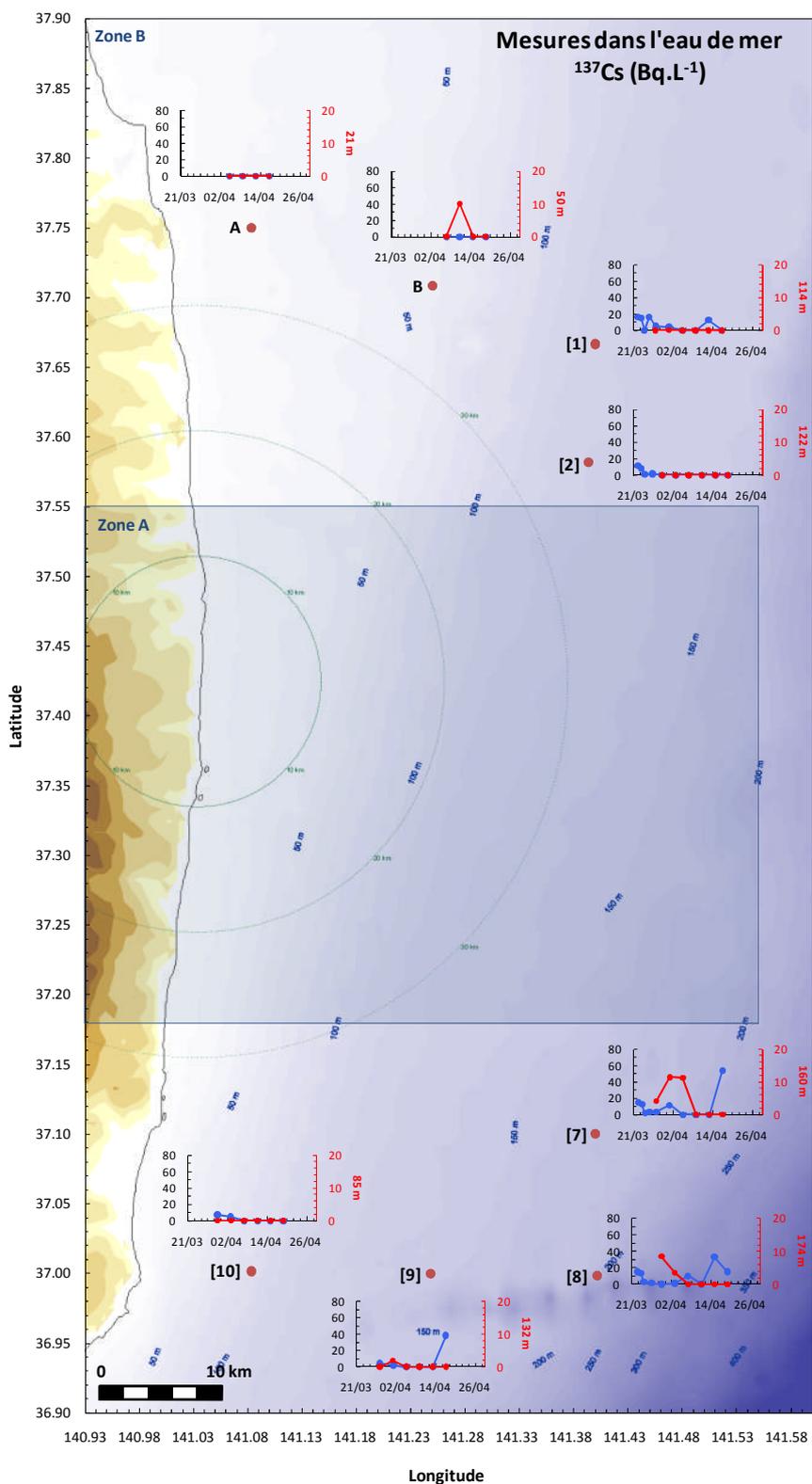


Figure 4 - Évolution des concentrations en césium 137 (^{137}Cs) dans l'eau de mer sur 14 sites de prélèvement proches de la centrale (zone A) ; toutes les concentrations sont en Bq/L.



- Point de prélèvement
- Prélèvement en surface
- Prélèvement en profondeur (profondeur indiquée en titre de l'axe secondaire des graphiques)

Figure 5 - Évolution des concentrations en césium 137 (^{137}Cs) dans l'eau de mer sur les 8 sites les plus éloignés de la centrale (zone B) ; toutes les concentrations sont en Bq/L.

Dans la zone A, quatre zones ont été distinguées en fonction des niveaux de contamination initialement mesurés :

- moins de 500 mètres de la centrale de Fukushima Dai-ichi ;
- zone côtière au sud ;
- 15 km au large de la côte ;
- 30 km au large de la côte.

Durant la première moitié du mois d'avril, les concentrations mesurées en mer variaient fortement entre ces différentes zones avec un écart d'un facteur dix environ en passant d'une zone à l'autre (plus de 50 000 Bq/L à 500 mètres de la centrale, 10 à 50 Bq/L à 30 km). Le 27 avril, les concentrations mesurées le long de la côte sont similaires d'un lieu à l'autre, inférieures à 100 Bq/L en césium 137, à l'exception de celles relevées à proximité de la centrale, qui sont deux fois plus élevées.

Les concentrations relevées au large dans la zone A sont plus faibles, mais du même ordre de grandeur que près de la côte, révélant un phénomène d'homogénéisation des produits radioactifs.

La carte de la figure 6 représente les iso-valeurs des concentrations en césium 137 obtenues à partir des valeurs moyennes des résultats de mesure sur la période du 20 au 27 avril 2011. Elle met en évidence la persistance d'un gradient de concentration de la côte vers le large, mais plus faible que celui observé sur la période antérieure. A partir de ces données et d'hypothèses simplificatrices (concentration homogène sur les 50 premiers mètres de profondeur, gradient homogène de la côte vers le large), les quantités introduites en mer à la suite de l'accident peuvent être estimées à $5,7 \cdot 10^{+15}$ Bq pour le césium 137 et $3,3 \cdot 10^{+15}$ Bq pour l'iode 131. Ces résultats sont cohérents avec les estimations des rejets directs en mer en césium 137 réalisées par l'IRSN à partir des résultats de mesures effectuées sur les eaux contaminées présentes sur le site nucléaire (voir chapitre 1.2 ci-dessus).

A terme, en supposant que le césium 137 rejeté en mer lors de l'accident soit dilué dans la couche superficielle des eaux marines (entre 0 et 100 mètres de profondeur) et sur une surface d'environ 5000 km de côté (correspondant approximativement à la superficie du Pacifique Nord), la concentration pourrait être de l'ordre de 0,002 Bq/L, c'est-à-dire à un niveau comparable à celui qui était observé dans l'eau de mer du littoral japonais avant l'accident. Bien que mesurables avec les techniques actuelles, ce niveau de concentration représenterait moins du 5000^{ème} des concentrations en potassium 40 dans l'eau de mer (12 Bq/L), radionucléide naturel présent en permanence dans l'eau.

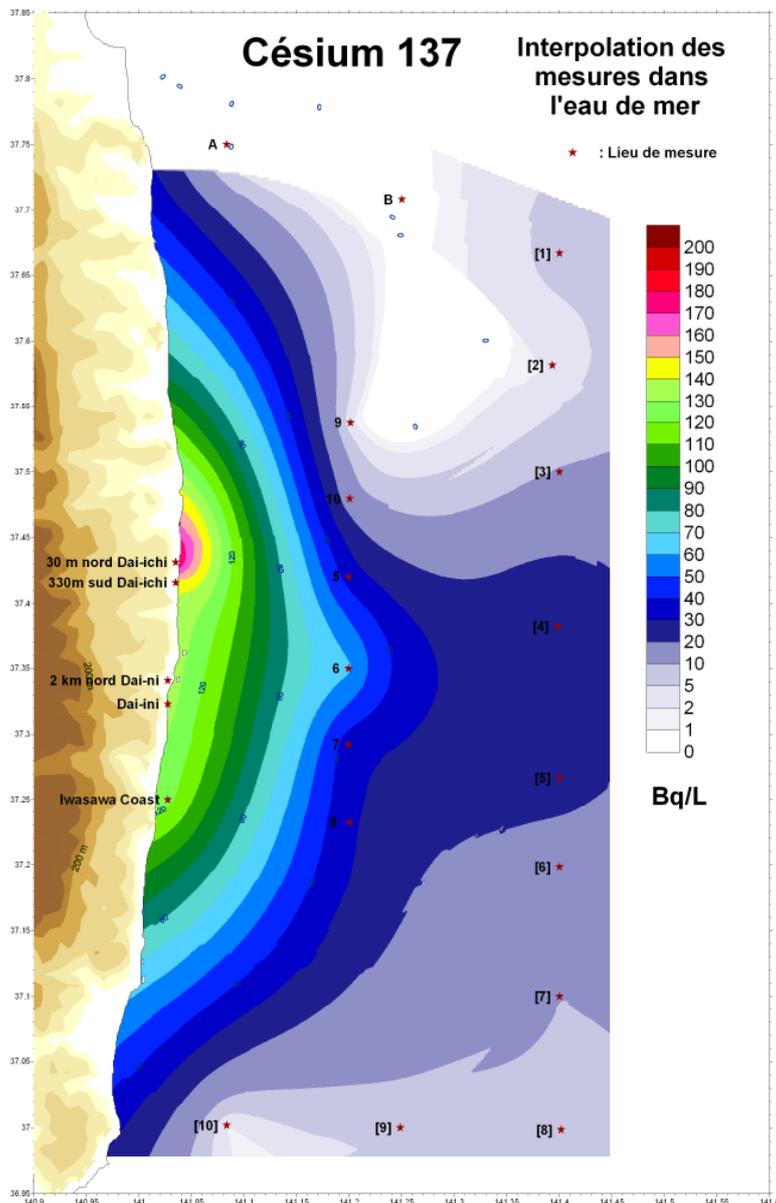


Figure 6 - Carte de concentration en césium 137 dans l'eau de mer (en Bq/L) réalisée par interpolation des résultats de mesures dans l'eau de mer (valeurs moyennées entre le 20 et le 27 avril 2011) au large de la centrale de Fukushima Dai-ichi.

2.3. Simulations de la dispersion

Des simulations de la dispersion en mer de cette pollution radioactive ont été réalisées à l'aide de modèles hydrodynamiques par un laboratoire du CNRS de Toulouse (Sirocco, figure 7), et par un institut japonais (figure 8). Elles reflètent la complexité de la circulation des masses d'eaux dans cette région.

Les structures tourbillonnaires qui mélangent les eaux du Kuroshio et du Hoyalshio au nord du 36ème parallèle sont complexes et instables. Durant les mois à venir, elles vont sans doute aboutir à une homogénéisation des concentrations sur une largeur d'environ 100 km au nord du Kuroshio (figure 3) en entraînant progressivement le panache contaminé vers le centre du Pacifique Nord.

Des validations des calculs de Sirocco à moins de 50 km de la centrale ont pu être réalisées à partir des mesures disponibles.

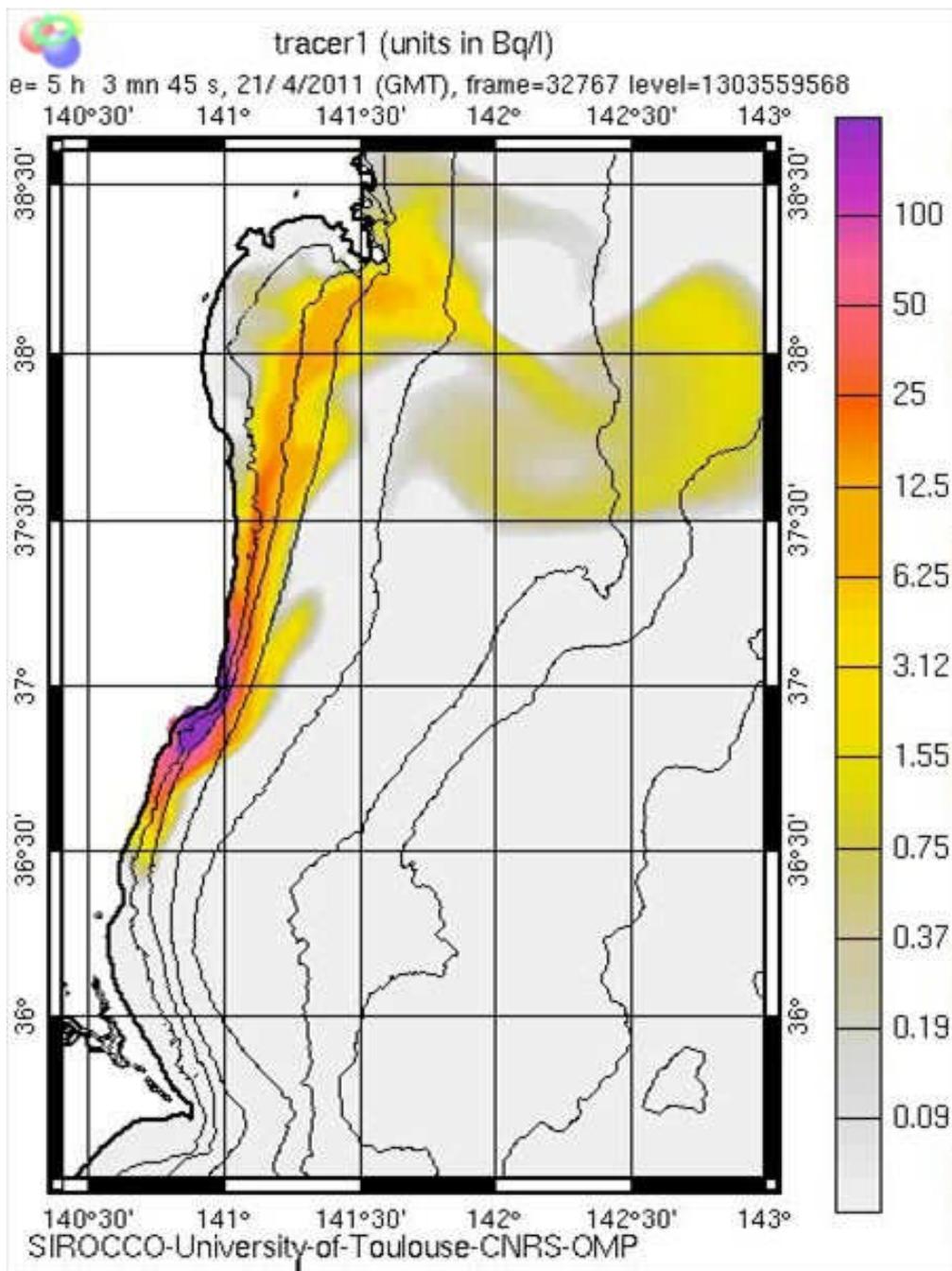


Figure 7 - Simulation de la dispersion en mer du rejet liquide de césium 137 à la date du 21 avril

Source : CNRS et Université de Toulouse

<http://sirocco.omp.obs-mip.fr/outils/Symphonie/Produits/Japan/SymphoniePreviJapan.htm>

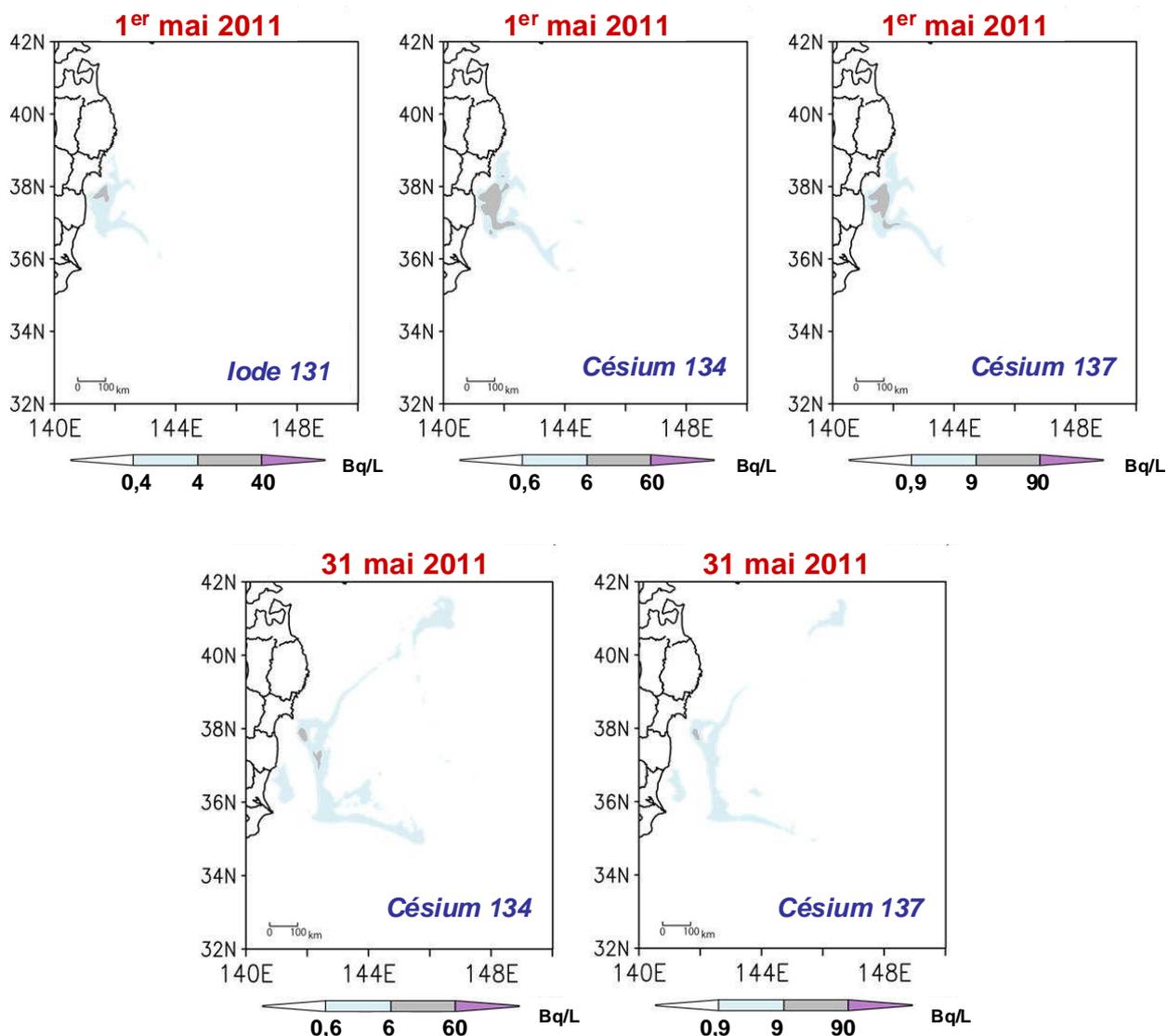


Figure 8 - Simulation de la dispersion en mer de l'iode 131, du césium 134 et du césium 137. Pour l'iode 131, les prévisions de dispersion au 31 mai 2011 donnent des résultats inférieurs à 0,4 Bq/L.

Source : modèle JCOPE2 développé par le Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology (JAMSTEC), <http://www.mext.go.jp/english/incident/1305758.htm>

3. IMPACT DE LA POLLUTION RADIOACTIVE SUR LES ESPÈCES VIVANTES

3.1. Concentrations observées dans les poissons

L'IRSN a recueilli et analysé les résultats de mesures sur l'espèce de poisson qui présente les niveaux les plus élevés et qui est également la mieux représentée dans les échantillons prélevés au Japon, à savoir l'anguille des sables ou lançon japonais (*Ammodytes personatus*, figure 9). Cette espèce est pêchée localement et de façon saisonnière (janvier à avril).



Figure 9 - Lançons japonais (*Ammodytes personatus* (Girard)). (a) larves, (b) juvéniles.

Les analyses sont réalisées sur des poissons débarqués dans 6 ports, tous situés au sud de Fukushima (figure 10). En l'absence d'information précise, l'IRSN considère que les valeurs fournies correspondent au poisson entier non séché.



Figure 10 - Localisation des ports, lieux de prélèvement des lançons japonais.

Les niveaux les plus élevés ont été atteints le 13 avril chez des individus débarqués au port d'Iwaki dans la préfecture de Fukushima : 12000 Bq/kg en iode 131, 6200 Bq/kg en césium 134 et 6300 Bq/kg en césium 137 (tableau 1). Cependant, des individus de la même espèce débarqués le même jour dans ce port de pêche montrent des valeurs beaucoup plus faibles respectivement de 300, 190 et 200 Bq/kg. Ce type d'écart est également observé pour les deux échantillons du 18 avril provenant du même port. Cette variabilité peut s'expliquer par des différences de lieux de pêche,

même si le produit de la pêche est ensuite débarqué dans le même port. L'IRSN n'a pas connaissance de ces lieux précis de pêche.

En cohérence avec l'historique des rejets, il semble se dessiner une tendance à la diminution des activités en iode 131 sur les derniers prélèvements. Ce n'est pas le cas pour les césiums qui ont des périodes radioactives plus longues.

Tableau 1 - Activités mesurées dans les lançons japonais (en gras : les résultats dépassant les niveaux maximums admissibles¹ de 2000 Bq/kg pour l'iode et de 500 Bq/kg pour la somme des césiums 134 et 137)

¹ NMA : Règlement d'exécution (UE) n° 351/2011 de la Commission du 11 avril 2011

Préfectures	Lieu de débarquement	Date de prélèvement	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	Total Cs
			Bq/kg frais*			
Fukushima	Port d'Iwaki	07/04/2011	1700	280	290	570
Fukushima	Port d'Iwaki	07/04/2011	1200	240	260	500
Fukushima	Port d'Iwaki	07/04/2011	1500	240	240	490
Fukushima	Port d'Iwaki	07/04/2011	1100	240	240	480
Fukushima	Port d'Iwaki	13/04/2011	12000	6200	6300	12500
Fukushima	Port d'Iwaki	13/04/2011	300	190	200	390
Fukushima	Port d'Iwaki	18/04/2011	3900	7100	7300	14400
Fukushima	Port d'Iwaki	18/04/2011	120	160	160	320
Ibaraki	Port de Hiragata	01/04/2011	4080			447
Ibaraki	Hitachinaka -port d'Isozaki	04/04/2011	600			83
Ibaraki	Port de Hitachinaka	08/04/2011	598			81
Ibaraki	Port de Hitachinaka	13/04/2011	397			66
Ibaraki	Port de Hitachinaka	21/04/2011	180			93
Ibaraki	Port de Hitachinaka	29/04/2011	53			51
Ibaraki	Port de Kitaibaraki	04/04/2011	1700			526
Ibaraki	Port de Kitaibaraki	11/04/2011	2300			420
Ibaraki	Port de Kitaibaraki	11/04/2011	52			170
Ibaraki	Port de Kitaibaraki	13/04/2011	1600			357
Ibaraki	Port de Kitaibaraki	14/04/2011	520			419
Ibaraki	Port de Kitaibaraki	28/04/2011	430			1129
Ibaraki	Port de Kitaibaraki	29/04/2011	420			1374
Ibaraki	Port de Takahagi	14/04/2011	830			348
Ibaraki	Port de Takahagi	21/04/2011	670			254
Ibaraki	Port de Takahagi	28/04/2011	330			404

*En l'absence de précisions, valeurs considérées comme mesurées sur poisson entier frais

Pour certains prélèvements, les informations disponibles ne portent que sur l'activité globale des deux césiums (134+137) ; cependant les activités de ces deux isotopes se trouvant dans un rapport proche de 1 dans les rejets, on peut considérer que ces deux radionucléides ont approximativement les mêmes niveaux d'activité dans l'environnement.

L'iode 131 et les césiums 134 et 137 sont détectés dans tous les individus de cette espèce, ce qui est sans doute à mettre en relation avec leur mode de vie. En effet, ceux-ci sont actuellement au stade de juvéniles. Leur contamination résulte à la fois d'une exposition directe à l'eau contaminée mais aussi à l'ingestion de nourritures contaminées puisées dans le phytoplancton et le zooplancton. La localisation géographique est également un facteur à ne pas négliger dans l'interprétation de ces niveaux puisqu'il s'agit d'une espèce pêchée très près des côtes.

Les autres valeurs concernant les produits de la mer (divers poissons comme notamment des poissons plats, des maquereaux, des anchois, des loups et également des coquillages) se situent

généralement au-dessous de 200 Bq/kg pour l'iode 131, et de 100 Bq/kg pour les deux isotopes du césium.

Des indications sur les zones précises de pêche seraient primordiales pour interpréter de manière pertinente les mesures obtenues sur les poissons. Ces informations ne sont sans doute pas accessibles puisque l'objectif premier de ces mesures est la protection des populations, donc le contrôle de la radioactivité des débarquements de pêche.

De manière générale, ce sont les poissons qui seront à moyen et long termes les meilleurs indicateurs de la contamination en césium. Une surveillance des autres produits de la mer reste bien sûr nécessaire à court terme pour les autres radionucléides rejetés (l'iode 131 par exemple est à suivre dans les algues et notamment les algues brunes, jusqu'à sa disparition par décroissance radioactive). En effet, le césium présente des facteurs de concentration élevés chez les poissons (en moyenne la concentration en césium de la partie consommables -les muscles- est 100 fois supérieure à celle de l'eau) et montre une tendance à augmenter avec le niveau trophique occupé par l'espèce. En conséquence, à court terme, les concentrations les plus élevées seront plutôt trouvées chez les espèces situées dans la première partie de la chaîne trophique (comme le lançon japonais), qui sont les plus rapidement exposées à la contamination par la voie alimentaire. Par la suite, une fois que le transfert dans les différents maillons des réseaux trophiques sera effectif, ce seront les prédateurs de niveau trophique plus élevé (merlus, thons, etc.) qui devraient présenter des niveaux plus importants.

3.2. Concentrations attendues à partir des mesures dans l'eau de mer

Les échanges de radionucléides depuis l'eau de mer vers les espèces vivantes et les sédiments ont fait l'objet de nombreux travaux scientifiques. Ils ont abouti à l'établissement de coefficients qui permettent de calculer *a priori*, en fonction de la concentration d'un radionucléide donné dans l'eau de mer, la concentration pour ce même radionucléide induite dans une espèce vivante pour une durée d'exposition longue (plusieurs mois). Ces coefficients appelés facteurs de concentration pour les espèces vivantes et coefficients de distribution pour les sédiments, sont connus pour la plupart des radionucléides et groupes d'espèces. La précision des calculs effectués avec ces coefficients est d'environ un facteur dix en raison des nombreux facteurs environnementaux pouvant les influencer. De plus, les estimations ainsi obtenues ne sont valides que pour exposition prolongée à un même niveau de concentration dans l'eau (temps de mise en équilibre), ce qui n'est pas le cas pour un rejet accidentel limité dans le temps, conduisant à des concentrations dans l'eau qui évoluent en permanence.

Le facteur de concentration du césium établi pour les poissons (partie consommable) est de 100 (IAEA Technical Report n°422). Cela signifie qu'une eau de mer ayant une concentration en césiums radioactifs (134+137) dépassant 5 Bq/L pourrait entraîner une contamination des poissons dépassant le niveau maximal admissible pour leur commercialisation en vue de leur consommation (500 Bq/kg - Règlement d'exécution (UE) n° 351/2011 de la Commission du 11 avril 2011). En supposant que les concentrations en césium 137 indiquées dans la figure 6 restent constantes durant plusieurs mois, il est possible d'estimer les zones à l'intérieur desquelles des poissons *y vivant en permanence* seraient susceptibles d'être contaminés à des concentrations dépassant ce niveau maximal admissible (carte de la figure 11). Cette carte n'a qu'une valeur indicative et ces estimations sont certainement majorantes car elles ne tiennent compte que des concentrations mesurées jusqu'au 27 avril en supposant que celles-ci vont rester constantes pendant plusieurs mois. En réalité elles sont susceptibles d'évoluer rapidement par transport et dilution. De plus, les poissons peuvent se

déplacer sur de grandes distances et transiter dans cette zone sur une durée trop courte pour se mettre à l'équilibre avec les concentrations dans l'eau de mer.

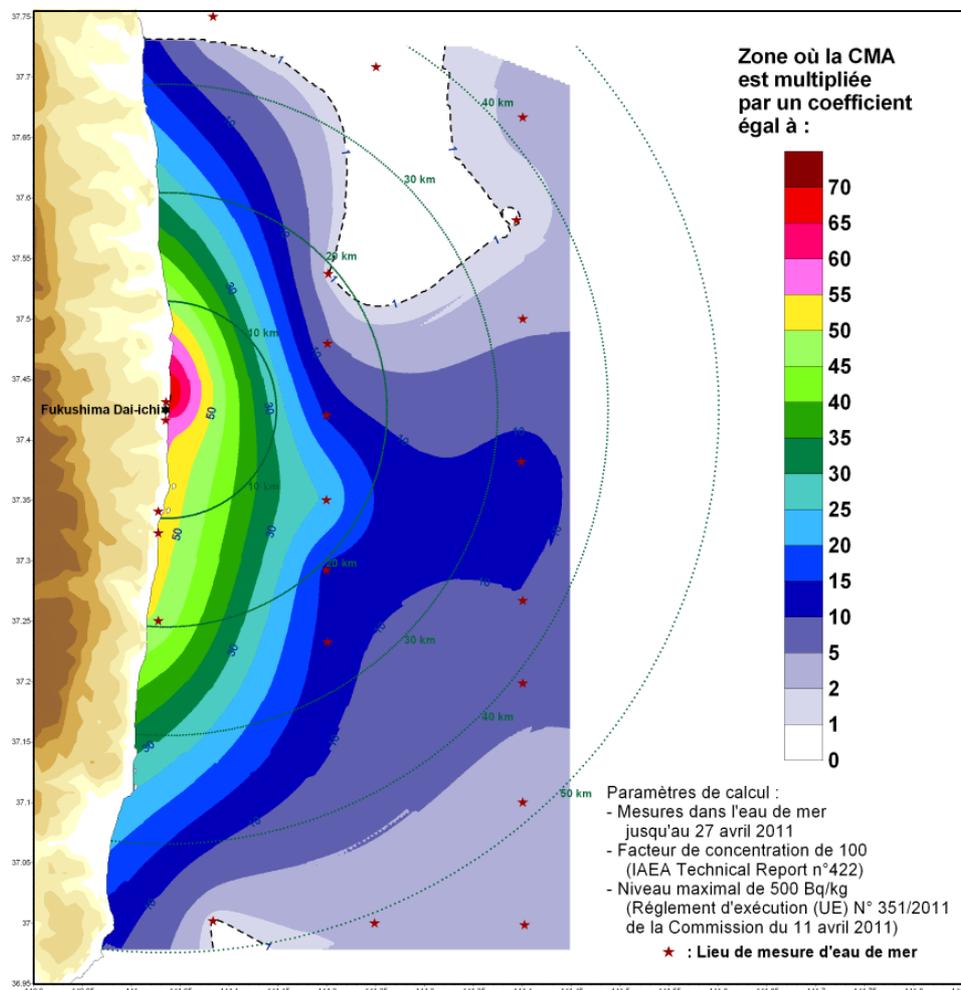


Figure 11 - Estimation théorique des taux de dépassement de la concentration maximale admissible (CMA = 500 Bq/kg frais) pour la commercialisation des poissons, en supposant que les concentrations en césiums 134 et 137 observées au cours de la dernière semaine d'avril se maintiennent pendant plusieurs mois. La ligne en pointillé noir délimite la zone où la CMA serait dépassée et les zones colorées correspondent à aux différents multiples de la CMA.

En supposant que tout le césium radioactif (134 et 137) rejeté en mer lors l'accident (estimation pour l'ensemble de ces deux radionucléides : $11,4 \cdot 10^{15}$ Bq ; voir paragraphe 2.2 ci-dessus) continue de se disperser et que sa concentration deviennent homogène dans les 100 premiers mètres d'eau et dans toutes les directions du domaine marin à partir de la centrale de Fukushima Dai-ichi, la distance où pourraient être constatés par la suite des dépassements du niveau maximal admissible serait d'environ 120 km (figure 12).

Cette estimation théorique suppose que les espèces de poissons et leurs ressources alimentaires restent en permanence dans cette zone. Elle n'a qu'une valeur indicative ; elle est limitée par la connaissance précise des quantités de césium effectivement rejetées et ne prend pas en compte la dispersion réelle des masses d'eaux en surface et en profondeur, ni le mode de vie des poissons.



Figure 12 - Zone marine potentiellement concernée par un dépassement du niveau maximal admissible (césiums 134 et 137) pour la commercialisation des poissons, en supposant la poursuite de la dispersion du césium dans toutes les directions et sur 100 m de profondeur.

4. LES RADIONUCLÉIDES DANS LES SEDIMENTS

Des échantillons de sédiment collectés à 15 km et 20 km de la centrale présentent des concentrations voisines de 1400 Bq/kg pour le césium 137 et de 1300 Bq/kg pour le césium 134, les niveaux en iode 131 se situant autour de 190 Bq/kg (tableau 2). Il semblerait que ces échantillons aient été prélevés à 20 et 30 m de profondeur, à une distance de 3 km de la côte. Néanmoins, ces valeurs sont à considérer à titre informatif, car si les concentrations volumiques actuelles mesurées dans l'eau de mer (de l'ordre 100 Bq/L) se maintenaient, des concentrations de l'ordre de plusieurs centaines de milliers de Bq/kg pourraient être atteintes à moyen terme dans les sédiments. En effet, ces valeurs dépendent fortement de la nature des sédiments prélevés : plus le sédiment est fin, plus les surfaces d'échange avec l'eau de mer sont importantes et plus la capacité de fixation est élevée. Les résultats de mesure dépendent également de l'épaisseur de sédiment prélevée ; en effet, la couche superficielle des sédiments en contact direct avec l'eau de mer, est plus contaminée que les horizons plus profonds.

Tableau 2 - Activités mesurées dans des échantillons de sédiment, prélevés le 29/04/2011, en Bq/kg (TEPCO) les valeurs sont supposées fournies par kg de sédiment frais.

Lieu de prélèvement	3 km au large de Okada	3 km au large de Iwasawa
¹³¹ I	190	98
¹³⁷ Cs	1300	1200
¹³⁴ Cs	1400	1200