

IRSNINSTITUT
DE RADIOPROTECTION
ET DE SÛRETÉ NUCLÉAIRE*Faire avancer la sûreté nucléaire*

Analyse de l'impact de l'accident de Fukushima en France (métropole et DROM-COM) à partir des résultats de la surveillance renforcée de la radioactivité de l'environnement



LISTE DES LABORATOIRES CONTRIBUTEURS

LABORATOIRE DE VEILLE RADIOLOGIQUE DE L'ENVIRONNEMENT (DEI/SESURE/LVRE)
LABORATOIRE D'ETUDE RADIOECOLOGIQUE DU MILIEU CONTINENTAL ET MARIN (DEI/SESURE/LERCM)
LABORATOIRE D'ETUDE ET DE SUIVI DE L'ENVIRONNEMENT (DEI/SESURE/LESE)
LABORATOIRE DE MESURES NUCLEAIRES (DEI/STEME/LMN)
LABORATOIRE DE MESURE DE LA RADIOACTIVITE DANS L'ENVIRONNEMENT (DEI/STEME/LMRE)
LABORATOIRE DE RADIOECOLOGIE ET D'ECOTOXICOLOGIE (DEI/SECRE/LRE)
LABORATOIRE DE RADIOECOLOGIE DE CHERBOURG-OCTEVILLE (DEI/SECRE/LRC)
GROUPE D'INTERVENTION EN RADIOPROTECTION OPERATIONNELLE (DEI/SIAR/GIRO)

COORDINATION

SERVICE D'ETUDE ET DE SURVEILLANCE DE LA RADIOACTIVITE DANS L'ENVIRONNEMENT (DEI/SESURE) - N. CHAPTAL-GRADOZ

Résumé

La surveillance renforcée de la radioactivité de l'environnement mise en place en France (outre-mer compris) après l'accident de Fukushima Dai-ichi a permis de mettre en évidence la présence de traces des principaux radionucléides rejetés dans l'air lors de cet accident (iode 131, césiums 134 et 137 et dans une moindre mesure tellure 132) et d'en suivre l'évolution jusqu'en mai.

En France métropolitaine, l'ensemble des résultats de mesure obtenus dans l'air, l'eau de pluie et des produits terrestres montrent qu'aucune trace de radionucléides imputables à l'accident de Fukushima n'a été décelée avant le 24 mars. La présence d'iode 131 particulaire dans l'air, détectée pour la première fois sur un prélèvement récupéré le 24 mars au sommet du Puy-de-Dôme, a été confirmée pour l'ensemble du territoire à partir du 25 mars.

Dans les autres compartiments environnementaux, les premiers résultats significatifs pour l'iode 131 ont été obtenus les jours suivants.

Les niveaux maximaux en iode 131 détectés ont été de l'ordre de :

- quelques millibecquerels par mètre cube d'air (mBq/m³) ;
- la dizaine de becquerels par kilogramme (Bq/kg) de végétaux (herbe ou légumes-feuilles) ;
- quelques becquerels par litre (Bq/L) dans l'eau de pluie ou dans le lait.

Le césium 137 (accompagné du césium 134 à un niveau équivalent) a également été détecté, à des concentrations généralement 10 fois plus faibles que celles de l'iode 131. Ponctuellement, le tellure 132 a été détecté dans l'air fin mars.

Les différentes observations ont montré que les régions françaises ont été touchées de façon similaire, avec des fluctuations spatiales et temporelles dues au déplacement des masses d'air. Ces niveaux sont cohérents avec les estimations issues des modélisations réalisées par l'IRSN en collaboration avec Météo-France. Ces concentrations se situaient à des niveaux de 500 à plus de 1000 fois inférieurs à ceux mesurés début mai 1986 en France suite à l'accident de Tchernobyl.

Sur la base de valeurs moyennes et maximales de concentration en iode 131 mesurées de mi-mars à mi-mai, les doses maximales potentiellement reçues par inhalation et par ingestion ont été évaluées. Pour l'enfant de 1 an, la dose équivalente à la thyroïde a été inférieure à 2 microsieverts (μSv) par inhalation et à 43 μSv par ingestion ; pour l'adulte la dose efficace a été au maximum de 0,03 μSv par inhalation et de 0,17 μSv par ingestion. La dose efficace par exposition externe au dépôt radioactif ne devrait pas dépasser 1,6 μSv au cours de la première année suivant l'accident.

Ces doses estimées sont très faibles et permettent de confirmer qu'à aucun moment, les concentrations en radionucléides d'origine artificielle (iode 131 et césiums 134 et 137) mesurées dans les différents compartiments de l'environnement en France métropolitaine et dans les DOM-COM, n'ont présenté un risque environnemental ou sanitaire.

Au niveau européen, l'iode particulaire a été décelé en premier en Islande entre le 19 et le 20 mars, puis dans le nord de la Scandinavie. Les niveaux maximaux ont été atteints entre le 28 mars et le 5 avril, sans dépasser 6 mBq/m³ d'iode particulaire et une quinzaine de mBq/m³ pour les deux formes d'iode 131 (iode particulaire et iode gazeux). Durant toute la période de mesure, la forme gazeuse a représenté l'essentiel de l'iode mesuré dans l'air, avec un rapport moyen iode gazeux/iode total de 77 %. Les niveaux moyens en césium 137 et en césium 134 sur la période du 20 mars au 12 avril sont inférieurs à 0,1 mBq/m³.

Au cours du mois d'avril, les concentrations en iode 131 ont progressivement diminué au point de devenir difficilement détectables à partir de début mai, alors que le césium 137 restait mesurable dans l'air, mais à des concentrations extrêmement faibles (de l'ordre de 0,01 mBq/m³).

Cinq mois après l'accident, le niveau ambiant de césium 137 dans l'air ne représente plus que le double du niveau ambiant résiduel observé avant l'accident, soit moins de 0,4 μBq/m³.

Au cours des mois de mars à mai 2011, l'IRSN a régulièrement informé les autorités, les médias et le public des résultats de la surveillance renforcée de la radioactivité de l'environnement, notamment par l'intermédiaire de son site Internet. Une application cartographique « Criter Japon » a permis la consultation de l'ensemble des résultats de mesures (mesures IRSN et exploitants) et l'Institut a également émis 15 bulletins d'information commentant ces résultats.

Abstract

The enhanced environmental radioactivity monitoring settled in France (and the country's overseas territories) following the Fukushima Dai-ichi accident detected trace levels of the main radionuclides released into the atmosphere during the accident (iodine 131, caesium 134 and 137, and smaller quantities of tellurium 132) and monitored their evolution until May.

In mainland France, the various measurement results relating to air, rainwater and terrestrial products revealed that no traces of radionuclides attributable to the Fukushima accident were detected prior to 24 March. Airborne particulate iodine 131 was detected for the first time in a sample collected on 24 March at the summit of the Puy-de-Dôme mountain, and this observation was confirmed nationwide with effect from 25 March.

In the other compartments of the environment, the first significant results for iodine 131 were obtained over the following days.

The maximum iodine 131 levels detected were of the order of:

- a few millibecquerels per cubic metre of air (mBq/m³);
- approximately 10 becquerels per kilogram (Bq/kg) of plant matter (grass or leafy vegetables);
- a few becquerels per litre (Bq/L) in rainwater or milk.

Caesium 137 (together with an equivalent level of caesium 134) was also detected, generally at concentrations ten times lower than those observed for iodine 131. Tellurium 132 was occasionally detected in the air in late March.

The various observations revealed that all French regions were affected to the same extent, albeit with some geographic and chronological fluctuations due to the movements of air masses. These levels are consistent with the forecasts based on modelling by IRSN in association with the French meteorological institute, Météo-France. These concentrations were between 500 and more than 1,000 times lower than those measured in France in early May 1986, following the Tchernobyl accident.

The maximum potential exposures (thyroid equivalent dose in one year-old infants and effective dose in adults) by inhalation and by ingestion of iodine 131 were calculated, based on significant iodine measurements obtained from mid-March until May. The maximum dose by inhalation was 2 microsieverts (µSv) for one year-old infants, and 0.03 µSv for adults. The doses by ingestion were 43 µSv and 0.17 µSv, respectively. The external dose due to radioactive deposits should be less than 1.6 µSv for the first year following the accident.

These assessed doses are very low ; so it is confirmed that at no time did the concentrations of artificially-created radionuclides (iodine 131 and caesium 134 and 137) measured in the various compartments of the environment in mainland France and the overseas departments and territories present an environmental or health risk.

At European level, airborne particulate iodine was first detected in Iceland between 19 and 20 March, and then in northern Scandinavia. Levels peaked between 28 March and 5 April, without exceeding 6 mBq/m³ of particulate iodine, and approximately 15 mBq/m³ for the particulate and gaseous forms of iodine 131. Throughout the measurement period, the majority of the iodine detected in the atmosphere was present in its gaseous form, which accounted for an average of 77% of total measured iodine. The average levels of caesium 137 and caesium 134 during the period from 20 March to 12 April were below 0.1 mBq/m³.

Over the course of April, iodine 131 concentrations gradually declined, becoming almost undetectable by early May, while atmospheric caesium 137 remained present at measurable levels but extremely low concentrations (of the order of 0.01 mBq/m³).

Five months after the accident, the ambient level of atmospheric caesium 137 (0.4 µBq/m³) is now only double the pre-accident background level.

Over the period from March to May 2011, IRSN has regularly informed the authorities, the medias and the public about the radiological situation in France, in particular via its website. The "Criter Japon" mapping application enabled visitors to view all measurements (including IRSN measurements and data from nuclear operators) obtained as part of the enhanced monitoring program, and the Institute also issued 15 information bulletins containing these results.

SOMMAIRE

1. ORGANISATION DE LA SURVEILLANCE DE L'IMPACT EN FRANCE DE L'ACCIDENT DE FUKUSHIMA DAI-ICHI	12
1.1. L'ACCIDENT DE FUKUSHIMA DAI-ICHI ET SES CONSEQUENCES RADIOLOGIQUES.....	12
1.1.1. Estimation des rejets atmosphériques provoqués par l'accident.....	12
1.1.2. Prévion de l'impact à longue distance	13
1.2. PLAN DE SURVEILLANCE RENFORCEE MIS EN PLACE PAR L'IRSN.....	15
1.2.1. Description du plan de surveillance renforcée de la radioactivité de l'environnement	15
1.2.2. Organisation du plan de surveillance renforcée.....	23
1.2.3. Types de mesures réalisées par l'IRSN	24
1.3. SURVEILLANCE COMPLEMENTAIRE REALISEE PAR LES EXPLOITANTS D'INSTALLATIONS NUCLEAIRES	27
1.3.1. Mesures environnementales particulières demandées par l'ASN	27
1.3.2. Contribution d'autres opérateurs du nucléaire.....	28
2. BILAN DE LA SURVEILLANCE DE LA RADIOACTIVITE DE L'AIR	28
2.1. SURVEILLANCE DES AEROSOLS ET DES GAZ RADIOACTIFS	28
2.1.1. L'iode 131 dans l'air	28
2.1.2. Les césium 134 et 137 dans l'air	34
2.1.3. Les autres radionucléides attribuables à l'accident mesurés dans les aérosols en France....	37
2.2. SURVEILLANCE DU DEBIT DE DOSE AMBIANT	41
2.2.1. Résultats obtenus par le réseau Téléray.....	41
2.2.2. Dosimétrie environnementale	42
3. BILAN DE LA SURVEILLANCE DU MILIEU TERRESTRE.....	45
3.1. ANALYSE DE PRELEVEMENTS D'HERBE ET DE MELANGES MOUSSE/LICHEN.....	45
3.1.1. Situation observée en France métropolitaine	45
3.1.2. Situation observée dans les DROM-COM	49
3.2. ANALYSES EFFECTUEES SUR LEGUMES.....	50
3.2.1. Situation observée en France métropolitaine	50
3.2.2. Situation observée dans les DROM-COM	52
3.3. ANALYSES EFFECTUEES SUR DU LAIT	52
3.3.1. Situation observée en France métropolitaine	52
3.3.2. Situation observée dans les DROM-COM	54
3.4. ANALYSES DE PRELEVEMENTS DE VIANDE	54
3.5. ESTIMATION DES DEPOTS RADIOACTIFS	56
3.5.1. Interprétation des mesures par spectrométrie gamma in situ et des mesures de l'eau de pluie	56
3.5.2. Interprétation des mesures en termes de transfert aux végétaux	60
3.5.3. Interprétation en termes de transfert dans la chaîne alimentaire	62

4. ÉVALUATION DES DOSES DUES À L'EXPOSITION AUX RETOMBÉES RADIOACTIVES EN FRANCE DE L'ACCIDENT DE FUKUSHIMA	63
4.1. GENERALITES SUR LES VOIES D'EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS IONISANTS ET SUR LE CALCUL DES DOSES.....	63
4.2. ESTIMATION DES DOSES DUES A L'INHALATION D'IODE 131.....	64
4.2.1. Calcul de l'activité volumique intégrée	64
4.2.2. Débit respiratoire	64
4.2.3. Calcul des doses	65
4.3. ESTIMATION DES DOSES DUES A L'INGESTION D'ALIMENTS CONTENANT DES TRACES DE RADIONUCLEIDES ARTIFICIELS.....	65
4.4. EXPOSITION EXTERNE AU DEPOT RADIOACTIF.....	67
4.5. BILAN DE L'IMPACT DOSIMETRIQUE DE L'ACCIDENT DE FUKUSHIMA SUR LA POPULATION FRANÇAISE.....	68
5. COMMUNICATION DES RESULTATS AU COURS DE LA SURVEILLANCE RENFORCEE	69
6. CONCLUSION	70
ANNEXE1 : CARTES ET GRAPHIQUES POUR LES DROM-COM	71
ANNEXE 2 : DETERMINATION DE L'ACTIVITE DE L'IODE PRELEVE EN TENANT COMPTE DE LA DECROISSANCE RADIOACTIVE	90

Liste des tableaux

Tableau 1 - Estimation des activités des principaux radionucléides rejetés à l'atmosphère lors de l'accident de Fukushima (estimation IRSN publiée le 22 mars 2011)	13
Tableau 2 - Plan de surveillance renforcée mis en place par l'IRSN en métropole.....	21
Tableau 3 - Plan de surveillance renforcée dans les DROM-COM.	22
Tableau 4 - Détermination des rapports d'activités $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$, $^{136}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ et $^{129\text{m}}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ dans les aérosols en France après l'accident de Fukushima.....	39
Tableau 5 - Synthèse des résultats des mesures par dosimétrie RPL sur une période minimale allant du mois de mars au mois de mai 2011.	43
Tableau 6 - Gammes d'activités en césium 134 et 137 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe en métropole.....	48
Tableau 7 - Gammes d'activités en césiums 134 et 137 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe et les échantillons de mousses et lichens dans les DROM-COM	50
Tableau 8 - Gammes d'activités en césiums 134 et 137 (Bq/kg frais) mesurées dans les légumes en métropole	52
Tableau 9 - Gammes d'activités en césiums 134 et 137 (Bq/L) mesurées dans le lait en métropole.....	53
Tableau 10 - Gammes d'activités en césiums 134 et 137 (Bq/L) mesurées dans le lait dans les DROM-COM.....	54
Tableau 11 - Facteurs de transfert herbe → lait de l'iode 131 déduits des mesures effectuées sur 4 stations et comparaison avec les valeurs usuelles reportées par l'AIEA.	62
Tableau 12 - Valeurs et durées de contamination des denrées déterminées pour le calcul des doses par ingestion	66
Tableau 13 - Résultats de l'estimation des doses liées à l'ingestion alimentaire, pour les deux cas de figure considérés pour les valeurs et durées de contamination des denrées (cf. tableau 12).	67
Tableau 14 - Dose efficace maximale cumulée liée à l'exposition externe due aux dépôts radioactifs formés par les retombées de l'accident de Fukushima.....	67

Liste des figures

Figure 1 - Illustration de la progression des masses d'air contaminées (^{137}Cs) par les rejets accidentels de la centrale de Fukushima (simulation IRSN - Météo-France mise à jour le 25 mars 2011).....	15
Figure 2 - Sonde Téléray installée en Guadeloupe (photo Gendarmerie nationale).....	16
Figure 3 - Localisation des stations de prélèvement d'aérosols à grand et très grand débit du réseau OPERA Air de l'IRSN, utilisées pour rechercher des traces de radionucléides artificiels dans l'air dans le cadre de la surveillance renforcée de la radioactivité de l'environnement.....	17
Figure 4 - Illustrations des moyens de prélèvement spécifiquement mis en œuvre par l'IRSN dans son plan de surveillance renforcée (photos IRSN).....	18
Figure 5 - Emplacement des dosimètres environnementaux RPL déployés sur le territoire français dans le cadre de la surveillance renforcée et exemple de dosimètre RPL installé dans les Alpes (photo IRSN).....	19
Figure 6 - Vue d'ensemble des moyens de surveillance mis en œuvre dans les DROM-COM pour la surveillance de l'impact de l'accident de Fukushima.....	19
Figure 7 - Localisation des moyens de surveillance du compartiment atmosphérique mobilisés dans le cadre du suivi en France métropolitaine des conséquences de l'accident de la centrale de Fukushima Dai-ichi.....	20
Figure 8 - Localisation des prélèvements de lait et de végétaux réalisés spécifiquement dans le cadre du suivi en France des conséquences de l'accident de la centrale de Fukushima Dai-ichi.....	20
Figure 9 - Salle de spectrométrie gamma du Laboratoire de mesure de la radioactivité de l'environnement (LMRE) à Orsay, installée dans une enceinte blindée et implantée sous une dalle de 3 m de béton boré (10 m équivalent eau).....	25
Figure 10 - Chaînes de mesure par spectrométrie gamma équipées de passeurs automatiques d'échantillons (Laboratoire de mesure nucléaire au Vésinet).....	25
Figure 11 - Facteurs de correction nécessaires selon les types de détecteurs et les géométries de mesure utilisés.....	26
Figure 12 - Géométries de mesure par spectrométrie gamma couramment utilisées pour la surveillance de la radioactivité de l'environnement.....	27
Figure 13 - Localisation des sites nucléaires ayant contribué à la surveillance complémentaire de la radioactivité de l'air après l'accident de Fukushima.....	28
Figure 14 - Activités volumiques en iode 131 (en mBq/m^3) mesurées dans les aérosols en métropole.....	30
Figure 15 - Activités volumiques en iode 131 sous forme gazeuse (en mBq/m^3) mesurées en métropole.....	31
Figure 16 - Activités volumiques journalières en iode 131 particulaire dans l'air, sur diverses stations en Europe (Masson et al. 2011).....	32
Figure 17 - Activités volumiques journalières en iode 131 particulaire dans l'air, dans les pays situés au sud et à l'ouest de l'Europe (afin de faciliter la comparaison, l'échelle des ordonnées est la même que celle du graphique de la figure 16). (Masson et al. 2011).....	33
Figure 18 - Rapports iode gazeux/iode total dans l'air en Europe entre mi-mars et mi-avril 2011 (Masson et al. 2011).....	33
Figure 19 - Activités volumiques en césium 137 dans l'air (en mBq/m^3) mesurées en métropole.....	34
Figure 20 - Activités volumiques en césium 134 dans l'air (en mBq/m^3) mesurées en métropole.....	35
Figure 21 - Variation temporelle du rapport moyen $^{137}\text{Cs}/^{131}\text{I}$ particulaire en Europe après l'accident, exprimé en % de l'activité volumique en iode 131, sans correction de la décroissance radioactive de l'iode 131 (points bleus, échelle de gauche) et en tenant compte de cette décroissance (points verts, échelle de droite) (Masson et al, 2011).....	36
Figure 22 - Évolution temporelle de l'activité volumique moyenne en césium 137 dans l'air en France.....	37
Figure 23 - Représentation des activités mesurées dans les filtres des 10 stations OPERA Air TGD et GD.....	38
Figure 24 - Relations entre les activités du césium 134, du césium 136 et du couple tellure 129/tellure 129m et celles du césium 137 mesurées dans les mêmes prélèvements d'aérosols effectués par les stations GD et TGD du réseau OPERA Air (les activités déterminées correspondent à la mi-période de prélèvement).....	39

Figure 25 - Relation entre les activités de l'iode 131 particulaire et du couple tellure 132/iode 132 et celles du césium 137 mesurées dans les mêmes prélèvements d'aérosols effectués par les stations GD et TGD du réseau OPERA Air (les activités déterminées correspondent à la mi-période de prélèvement).....	40
Figure 27 - Relation entre les activités du couple tellure 132/iode 132 et celles du césium 137 mesurées dans les mêmes prélèvements d'aérosols effectués par les stations GD et TGD du réseau OPERA Air, en tenant compte de la décroissance radioactive du tellure 132 depuis le 11 mars.....	40
Figure 27 - Moyennes régionales (par régions administratives françaises) des mesures horaires des sondes Téléray, présentées par grandes zones de la France métropolitaine.....	41
Figure 28 - Débit d'équivalent de dose mesuré à Tokyo du 18 mars au 6 juin 2011 par la sonde Téléray de l'IRSN installée à l'Ambassade de France.....	42
Figure 29 - Carte des débits de dose moyens en France entre mars et mai 2011, obtenue par interpolation des valeurs mesurées dans le cadre de la surveillance renforcée.....	44
Figure 30 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe en métropole par l'IRSN et les exploitants..	45
Figure 31 - Répartition des points de prélèvement d'herbe.....	46
Figure 32 - Évolution des activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe (comparaison entre les données nord et sud et les données ouest et est).....	47
Figure 33 - Corrélation des activités en césium 134 et en césium 137 mesurées dans des prélèvements d'herbe effectués en métropole entre le 18 mars et le 6 mai 2011.....	48
Figure 34 - Évolution des activités en césiums 134 et 137 mesurées dans l'herbe de Sainte-Colombe-en-Bruilhois (47).....	49
Figure 35 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans les légumes en métropole par l'IRSN et les exploitants (mars-avril 2011).....	51
Figure 36 - Activités en iode 131 (Bq/L) mesurées dans le lait en métropole entre mi-mars et début mai.....	53
Figure 37 - Concentrations en ¹³⁷ Cs (Bq/kg frais) mesurées dans la viande en France (diverses localisations), avant l'accident de Fukushima.....	55
Figure 38 - Concentrations en ¹³⁷ Cs mesurées dans la viande en France (département entre parenthèses) en avril-mai 2011. Mesures des échantillons à l'état frais.....	56
Figure 39 - Spectromètre Germanium Hannibal.....	57
Figure 40 - Évolution des concentrations en césium 137 et en iode 131 déterminées par spectrométrie gamma in situ. A gauche, la concentration massique en ¹³⁷ Cs (hypothèse d'une distribution homogène dans le sol) ; à droite, la concentration surfacique en ¹³¹ I (hypothèse d'une distribution surfacique).....	57
Figure 41 - Comparaison des activités en iode 131 dans l'air et déposées en surface en région parisienne (78).....	59
Figure 42 - Exemple d'ajustement des concentrations en iode 131 mesurées dans l'herbe à Gréoux (04) par des courbes théoriques concentrations calculées avec un modèle radioécologique, pour deux valeurs différentes de vitesse de dépôt sec apparente.....	61
Figure 43 - Contribution des différentes sources d'exposition à la dose efficace annuelle reçue en moyenne par la population française.....	64
Figure 44 - Contribution des différents radionucléides à la dose efficace cumulée potentiellement reçue par un adulte, due à l'irradiation externe par le dépôt, pour un dépôt maximum théorique de 600 Bq/m ² d'iode 131, 60 Bq/m ² de césium 134 et 60 Bq/m ² de césium 137.....	68
Figure 45 - Écran d'accueil de l'application 'CRITER-Japon'.....	69
Figure 46 - Localisation des points de prélèvements.....	71
Figure 47 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air en Martinique.....	72
Figure 48 - Activités en iode 131 gazeux (mBq/m ³) mesurées dans l'air en Martinique.....	72
Figure 49 - Activités en iode 131 particulaire (mBq/m ³) mesurées dans l'air en Martinique.....	73
Figure 50 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe aux Antilles (Guadeloupe, Martinique) et en Guyane.....	73

Figure 51 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air en Guadeloupe.	74
Figure 52 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans les salades de Guadeloupe.	74
Figure 53 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air en Guyane.	75
Figure 54 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans le lait à la Martinique et en Guyane.	76
Figure 55 - Localisation des points de prélèvements.	77
Figure 56 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air à Saint-Pierre-et-Miquelon.	78
Figure 57 - Activités en iode 131 gazeux (mBq/m ³) mesurées dans l'air à Saint-Pierre-et-Miquelon.	78
Figure 58 - Activités en iode 131 particulaire (mBq/m ³) mesurées dans l'air à Saint-Pierre-et-Miquelon.	79
Figure 59 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans les mousses / lichens à Saint-Pierre-et-Miquelon.	79
Figure 60 - Localisation des points de prélèvements.	80
Figure 61 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air à la Réunion.	81
Figure 62 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe à la Réunion.	81
Figure 63 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans le lait à la Réunion.	82
Figure 64 - Localisation des points de prélèvements.	83
Figure 65 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air à Tahiti (Papeete).	84
Figure 66 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air à Tahiti (Vairao).	84
Figure 67 - Activités en iode 131 particulaire (mBq/m ³) mesurées dans l'air à Tahiti.	85
Figure 68 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe à Tahiti.	85
Figure 69 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans le lait à Tahiti.	86
Figure 70 - Localisation des points de prélèvements.	87
Figure 71 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air en Nouvelle-Calédonie.	88
Figure 72 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe en Nouvelle-Calédonie.	88
Figure 73 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans le lait en Nouvelle-Calédonie.	89
Figure 74 - Activités non corrigées, corrigées et calculées à mi-période de prélèvement pour l'iode 131.	90

1. ORGANISATION DE LA SURVEILLANCE DE L'IMPACT EN FRANCE DE L'ACCIDENT DE FUKUSHIMA DAI-ICHI

Afin de suivre l'impact radiologique en France de l'accident de Fukushima Dai-ichi survenu le 11 mars 2011, l'IRSN a renforcé la surveillance de la radioactivité de l'environnement qu'il assure en France métropolitaine et dans les DROM-COM. Ce renforcement a pu être mené dans de bonnes conditions grâce à la collaboration de partenaires institutionnels présents sur le territoire. Par ailleurs, l'autorité de sûreté nucléaire (ASN) a demandé aux exploitants d'installations nucléaires de base, qui assurent en permanence une surveillance réglementaire de la radioactivité à proximité de leurs installations, de réaliser des mesures complémentaires destinées à détecter la présence de radionucléides artificiels dans l'air, imputables à l'accident.

Au total, ont été produits en 6 semaines :

- plus de 5700 résultats de mesure par l'IRSN, sur environ 1400 prélèvements tous types confondus ;
- plus de 3000 résultats d'analyse par les exploitants nucléaires.

1.1. L'ACCIDENT DE FUKUSHIMA DAI-ICHI ET SES CONSEQUENCES RADIOLOGIQUES

1.1.1. ESTIMATION DES REJETS ATMOSPHERIQUES PROVOQUES PAR L'ACCIDENT

La centrale nucléaire de Fukushima Dai-ichi est située sur la côte Est de l'île de Honshū. Construite entre 6,5 et 10 m au-dessus du niveau de la mer et exploitée par TEPCO (Tokyo Electric Power Company), elle possède 6 réacteurs à eau bouillante.

Le 11 mars 2011 à 14h46 heure locale (5h46 TU), un séisme d'une magnitude de 9 sur l'échelle de Richter survient dans le nord-est du Japon à 80 km à l'Est de l'île de Honshū. Il prive la centrale de Fukushima Dai-ichi de ses alimentations électriques extérieures. Trois réacteurs (parmi les 6 présents sur ce site) étaient en fonctionnement à pleine puissance au moment de ce séisme et sont automatiquement mis à l'arrêt.

Une heure plus tard, la centrale nucléaire est touchée par un tsunami d'une ampleur sans précédent, rendant inopérants les diesels de secours et les équipements auxiliaires (stations de pompes notamment). Dépourvus de refroidissement, les cœurs des 3 réacteurs qui viennent de s'arrêter s'échauffent, entraînant une vaporisation de l'eau puis l'abaissement des niveaux d'eau dans les cuves, et enfin le dénoyage des assemblages de combustible nucléaire. Il en résulte une dégradation de la gaine des crayons de combustible, la production d'hydrogène et la fusion partielle des cœurs des trois réacteurs. Ces dégradations provoquent des rejets radioactifs dans l'atmosphère, essentiellement entre le 12 et le 22 mars. Les radionucléides rejetés dans l'atmosphère sont essentiellement des produits de fissions volatils (gaz et particules), en particulier des gaz rares, l'iode 131, le couple iode/tellure 132 et, dans une moindre mesure, les césiums 134 et 137 et les tellures.

A partir du 12 mars, l'IRSN a réalisé régulièrement des estimations de l'activité totale des radionucléides rejetés à l'atmosphère au cours de l'accident, en tenant compte des informations disponibles sur l'état de dégradation des installations accidentées et des mesures de radioactivité effectuées sur le site nucléaire ou dans l'environnement. Le tableau 1 ci-après présente les estimations de rejet radioactif à l'atmosphère, publiée par l'IRSN le 22 mars, ayant notamment servi aux modélisations de dispersion atmosphérique à longue distance. Ces estimations ont été actualisées depuis, en interprétant de façon plus détaillée les données environnementales publiées au Japon, mais les ordres de grandeurs indiqués dans le tableau 1 restent globalement inchangés ; à titre indicatif, les rejets actuellement estimés par l'IRSN sont de $5,8 \cdot 10^{18}$ becquerels (Bq) pour le xénon 133, $19 \cdot 10^{16}$ Bq pour l'iode 131 et $2 \cdot 10^{16}$ Bq pour le césium 137. Ces estimations sont également proches de celles publiées en juin par l'autorité japonaise de sûreté nucléaire et industrielle (NISA) qui étaient par exemple de $11 \cdot 10^{18}$ Bq pour le xénon 133, $16 \cdot 10^{16}$ Bq pour l'iode 131 et $1,5 \cdot 10^{16}$ Bq pour le césium 137.

Tableau 1 - Estimation des activités des principaux radionucléides rejetés à l'atmosphère lors de l'accident de Fukushima (estimation IRSN publiée le 22 mars 2011)

Formes	Radionucléide	Activité rejetée estimée le 22 mars	Demi-vie
Gaz	Xénon 133	2.10^{18} Bq	5,2 jours
Particules et gaz	Iode 131	9.10^{16} Bq	8,0 jours
	Iode 132	7.10^{16} Bq	2,3 heures
	Iode 133	2.10^{16} Bq	20,8 heures
Particules	Césium 134	1.10^{16} Bq	2,1 ans
	Césium 137	1.10^{16} Bq	30,2 ans
	Tellure 132	6.10^{16} Bq	78 heures
	Tellure 129m	7.10^{15} Bq	33,6 jours
	Autres	$>2,1.10^{16}$ Bq	-

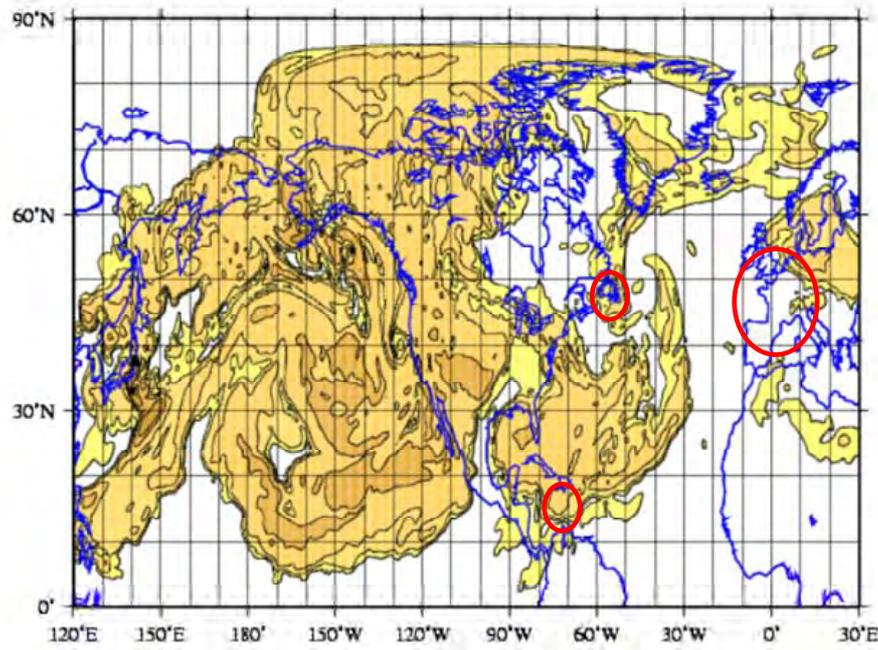
1.1.2. PREVISION DE L'IMPACT A LONGUE DISTANCE

A partir des rejets estimés par l'IRSN, Météo-France a simulé la dispersion des rejets radioactifs à très grande distance (simulation appliquée au césium 137). La première simulation a été faite le 19 mars et concernait la période du 12 au 26 mars. Cette simulation a été actualisée à plusieurs reprises en tenant compte des mises à jour de l'estimation des rejets et des prévisions météorologiques, ainsi que de la cinétique des rejets déterminée à l'aide des pics de débit de dose mesurés sur le site nucléaire accidenté. La dernière version, en date du 6 avril, projetait la dispersion jusqu'au 11 avril.

Les résultats de cette modélisation, publiée à partir du 19 mars sur le site Internet de l'IRSN sous forme d'animations (http://www.irsn.fr/FR/popup/Pages/irsn-meteo-france_Film-Global_8avril.aspx), avaient prévu que :

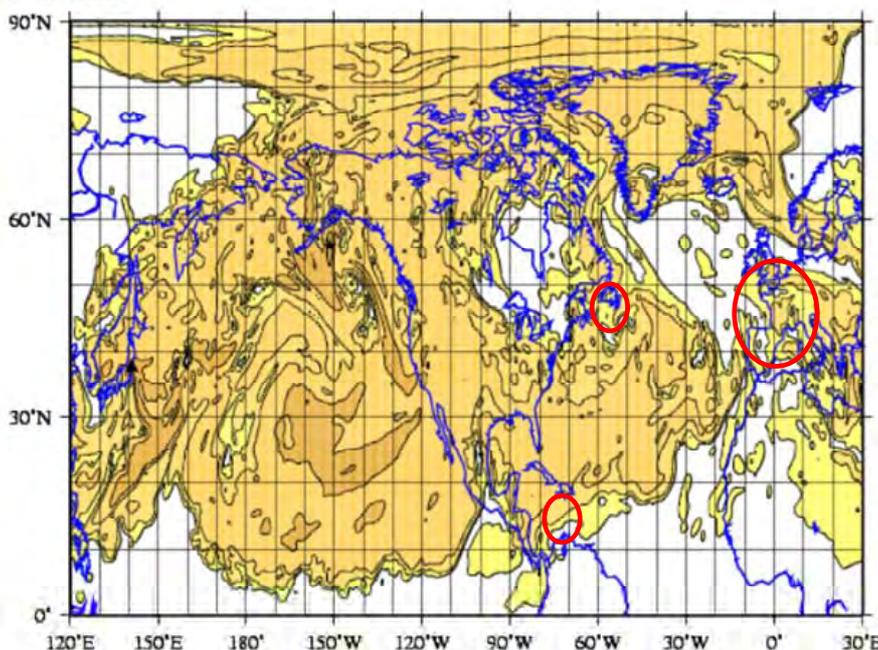
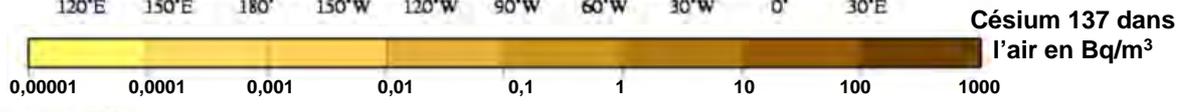
- la dispersion atmosphérique des polluants radioactifs émis par la centrale de Fukushima n'affecterait que l'hémisphère nord. Il était donc très peu probable de détecter des traces de cette pollution sur les territoires français de l'hémisphère sud, notamment la Nouvelle-Calédonie et la Polynésie française ;
- le continent nord-américain serait le premier touché par cette dispersion à grande échelle, à partir du 16 ou 17 mars, prévision confirmée par les premiers résultats de mesure publiés par l'agence pour la protection de l'environnement des États-Unis (US-EPA) ;
- les polluants radioactifs dispersés dans l'air atteindraient ensuite les Antilles françaises à partir du 21 mars, Saint-Pierre-et-Miquelon à partir du 23 mars et la métropole à partir du 23 ou du 24 mars ;
- à partir du 25 mars, l'ensemble de la métropole serait touché par les masses d'air contaminées. La mise à jour de la simulation a indiqué ensuite, qu'à partir du 7 avril, la concentration en césium 137 dans l'air serait homogène sur l'ensemble de l'hémisphère nord ;
- les concentrations en France métropolitaine et dans les départements d'outre-mer de l'hémisphère nord seraient de l'ordre de $0,001 \text{ Bq/m}^3$ (1 millibecquerel par mètre cube).

Les cartes de la figure 1 présentent la progression des masses d'air contaminées, telle que le prévoyait cette simulation, aux dates des 23 mars, 25 mars et 1^{er} avril.



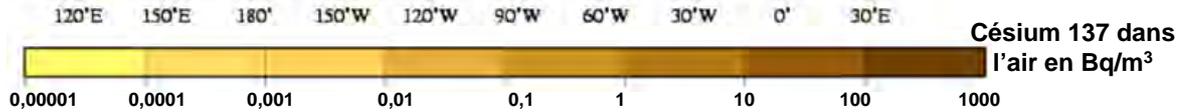
Territoires français de l'hémisphère nord
(St-Pierre-et-Miquelon, Antilles-Guyane, Métropole)

Mise à jour le 25 mars 2011



Territoires français de l'hémisphère nord
(St-Pierre-et-Miquelon, Antilles-Guyane, Métropole)

Mise à jour le 25 mars 2011



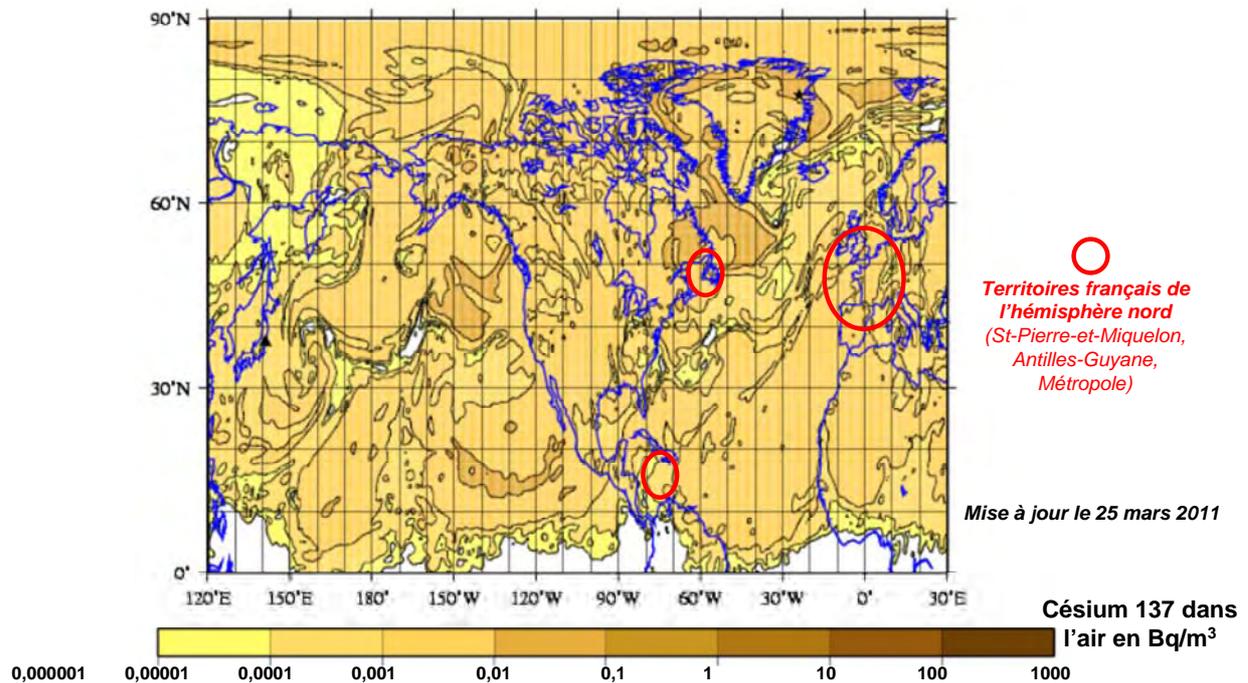


Figure 1 - Illustration de la progression des masses d'air contaminées (¹³⁷Cs) par les rejets accidentels de la centrale de Fukushima (simulation IRSN - Météo-France mise à jour le 25 mars 2011).

A titre de comparaison, les valeurs les plus fortes mesurées dans l'Est de la France métropolitaine dans les jours suivant l'accident de Tchernobyl ont été de l'ordre de 1 à 10 Bq/m³ (le 1^{er} mai 1986). Avant l'accident de Fukushima en mars 2011, une très faible activité en césium 137 subsistait dans l'air, de l'ordre de 0,000001 Bq/m³. La modélisation prévoyait donc que la concentration attendue en césium 137 dans l'air en France serait environ 1000 fois moindre que celle de début mai 1986 mais aussi 1000 fois plus forte que l'activité présente avant l'accident. Elle serait donc détectable par les moyens de mesure disponibles pour l'analyse des prélèvements sur filtre des aérosols, mais pas par les sondes de mesure du débit de dose ambiant du réseau Téléray.

Sur la base de ces estimations, l'IRSN a mis en place un plan de surveillance spécifique en métropole et dans les DROM-COM apte à confirmer et quantifier la présence attendue dans l'air d'éléments radioactifs sous forme de particules en suspension (aérosols) et d'iode radioactif gazeux, ainsi que de suivre leur devenir dans l'environnement et leur impact éventuel dans la chaîne alimentaire.

1.2. PLAN DE SURVEILLANCE RENFORCEE MIS EN PLACE PAR L'IRSN

1.2.1. DESCRIPTION DU PLAN DE SURVEILLANCE RENFORCEE DE LA RADIOACTIVITE DE L'ENVIRONNEMENT

Dans les jours qui ont suivi le début de l'accident de Fukushima Dai-ichi, l'IRSN a adapté et renforcé la surveillance de la radioactivité de l'environnement qu'il assure régulièrement à l'aide de ses dispositifs de surveillance installés en métropole et dans les DROM-COM, dans le but de détecter et de caractériser la présence des éléments radioactifs rejetés lors de l'accident. Ce plan comprenait la mise en alerte du réseau de surveillance Téléray, la réalisation de prélèvements spécifiques dans l'environnement, à une fréquence resserrée, et la pose de dosimètres environnementaux en divers points du territoire.

1.2.1.1 Mise en alerte du réseau de surveillance TELERAY

Mis en œuvre depuis 1991, le réseau d'alerte national TELERAY est le réseau de veille radiologique de l'environnement consacré à la détection et du suivi en temps réel de toute élévation anormale de la radioactivité ambiante. Constitué de 170 sondes fixes, dont 7 en outre-mer, il permet de mesurer en permanence l'intensité du rayonnement gamma ambiant, exprimée en débit de dose (en nanosievert par heure - nSv/h). Les mesures sont transmises en temps réel au centre de supervision de l'IRSN au Vésinet (78).

Dans le cadre du suivi de l'impact radiologique de l'accident de Fukushima, plusieurs actions ont été menées par l'IRSN :

- l'activation du centre de supervision 24h/24h à partir du 14 mars afin de suivre en temps réel l'évolution de la situation et de répondre aux questions que suscitait la mise en ligne de l'ensemble des données en temps quasiment réel ;
- le déploiement de 6 sondes de nouvelle génération en outre-mer (Guyane, Martinique, Guadeloupe, Nouvelle-Calédonie, la Réunion, Tahiti) entre le 19 et le 22 mars, avec l'aide de la Gendarmerie nationale et du ministère de l'outre-mer¹ ;

Par ailleurs, dans le cadre de l'assistance apportée à l'Ambassade de France à Tokyo, l'installation d'une sonde sur le toit du bâtiment de l'ambassade a été effectuée dès le 18 mars. L'implantation de cette sonde a donné la possibilité d'obtenir des données brutes non moyennées, qui pouvaient être comparées qualitativement avec les résultats obtenus par les sondes japonaises.



Figure 2 - Sonde Teleray installée en Guadeloupe (photo Gendarmerie nationale).

1.2.1.2 Réalisation de prélèvements spécifiques

La mission de surveillance de la radioactivité du territoire national de l'IRSN repose habituellement sur la réalisation, chaque année, d'environ 23 000 prélèvements de toutes natures destinés à des analyses en laboratoires. Ces prélèvements sont réalisés soit par des stations fixes (préleveurs d'aérosols, eaux de pluie, hydrocollecteurs d'eau de surface, ...), soit manuellement (denrées, bioindicateurs).

Afin de détecter et de quantifier la présence dans l'air de radionucléides sous forme de particules en suspension (aérosols) et d'iode radioactif gazeux (iode 131 notamment), l'Institut a adapté son plan de surveillance atmosphérique en ajoutant des composants (cartouches pour le piégeage de l'iode gazeux notamment) sur ses stations de prélèvement d'aérosols, en mobilisant l'ensemble de ses moyens de surveillance (station à grand débit) et en augmentant la fréquence de collecte (entre 6 h et 72 h, contre généralement 24 à 120 h).

¹ Dans l'attente de leur remplacement par des sondes de nouvelle génération, prévu dans le cadre du programme de modernisation du réseau Teleray, la plupart des sondes anciennes installées dans les DROM-COM n'étaient plus opérationnelles au moment de l'accident.

Deux stations mobiles ont été installées en plus à Narbonne et à Cadarache pour assurer une bonne couverture géographique du territoire avec des stations performantes (voir carte de la figure 3). L'ensemble du dispositif a représenté 133 filtres prélevés entre le 18 mars et le 21 avril.



Figure 3 - Localisation des stations de prélèvement d'aérosols à grand et très grand débit du réseau OPERA Air de l'IRSN, utilisées pour rechercher des traces de radionucléides artificiels dans l'air dans le cadre de la surveillance renforcée de la radioactivité de l'environnement.

Les radionucléides d'intérêt ont également été recherchés à une fréquence augmentée (hebdomadaire) dans les eaux de pluie et les temps de comptage ont été optimisés pour disposer de résultats suffisamment précis dans un délai raccourci.

Parallèlement, afin de suivre le devenir des radionucléides issus de l'accident de Fukushima dans l'environnement français et leur impact éventuel sur la chaîne alimentaire, l'IRSN a mis en place plus de 25 points de prélèvements d'herbe, de légumes-feuilles et de lait sur l'ensemble du territoire, et ce à une fréquence élevée (bihebdomadaire au lieu d'une fréquence classique trimestrielle à annuelle).

Les modalités de prélèvements d'échantillons régulièrement collectés dans l'environnement (aérosols, iodes sous forme gazeuse, eaux de pluie, denrées et indicateurs biologiques) et de mesure ont été adaptées afin d'être en mesure de détecter les concentrations très faibles susceptibles d'atteindre l'ensemble du territoire français.



Figure 4 - Illustrations des moyens de prélèvement spécifiquement mis en œuvre par l'IRSN dans son plan de surveillance renforcée (photos IRSN).

1.2.1.3 Dosimétrie environnementale

En complément du réseau Téléray, l'IRSN a déployé sur l'ensemble du territoire français une quarantaine de dosimètres environnementaux (dosimètres passifs de type RPL) permettant une intégration de l'exposition au rayonnement ambiant pendant plusieurs semaines.

Ceux-ci ont été envoyés aux correspondants de l'IRSN dans les DROM-COM et en métropole à partir du 15 mars 2011 (carte de la figure 5). Ils ont ensuite été relevés à partir du 5 mai 2011.

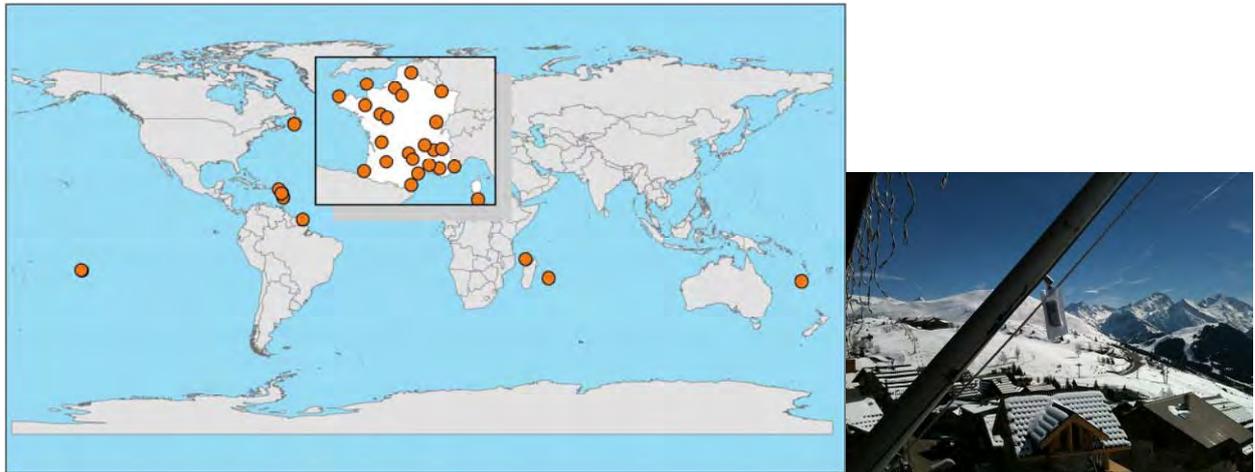


Figure 5 - Emplacement des dosimètres environnementaux RPL déployés sur le territoire français dans le cadre de la surveillance renforcée et exemple de dosimètre RPL installé dans les Alpes (photo IRSN).

1.2.1.4 Synthèse du dispositif de surveillance renforcée de l'environnement

Les cartes des figures 6 à 8 donnent un aperçu d'ensemble de l'implantation du dispositif de surveillance renforcée, assurant une couverture optimale du territoire pour évaluer l'impact radiologique des masses d'air contaminées par l'accident de Fukushima.

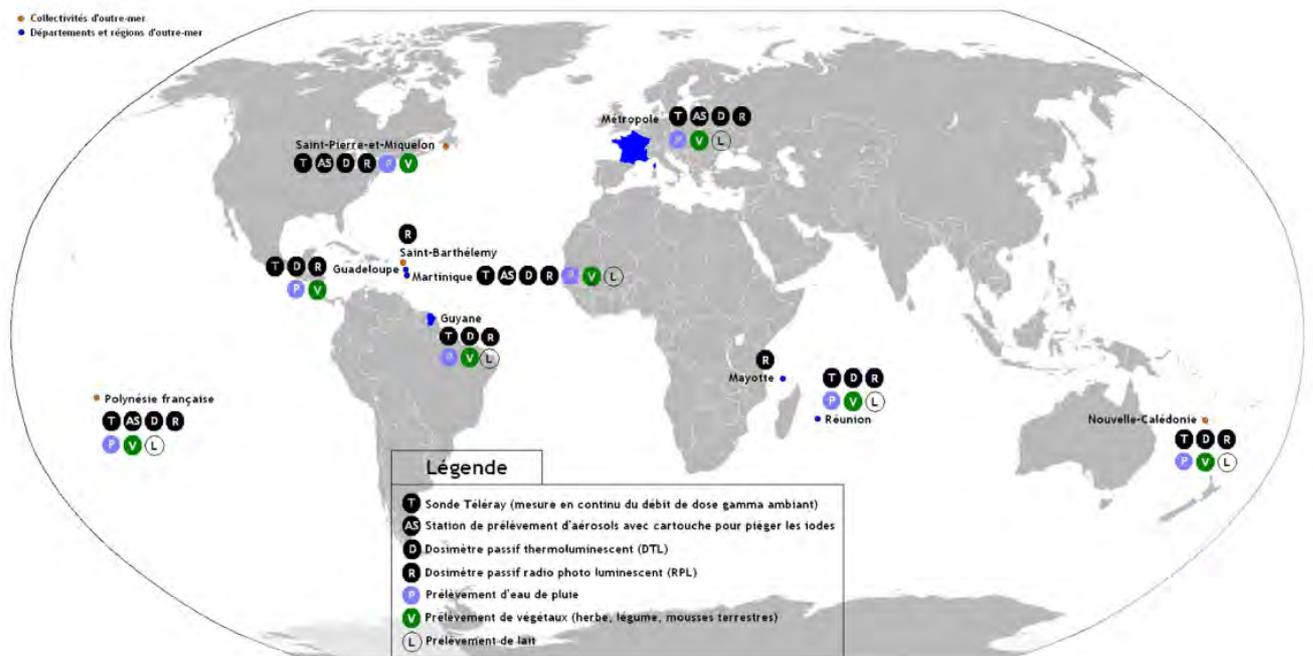


Figure 6 - Vue d'ensemble des moyens de surveillance mis en œuvre dans les DROM-COM pour la surveillance de l'impact de l'accident de Fukushima.

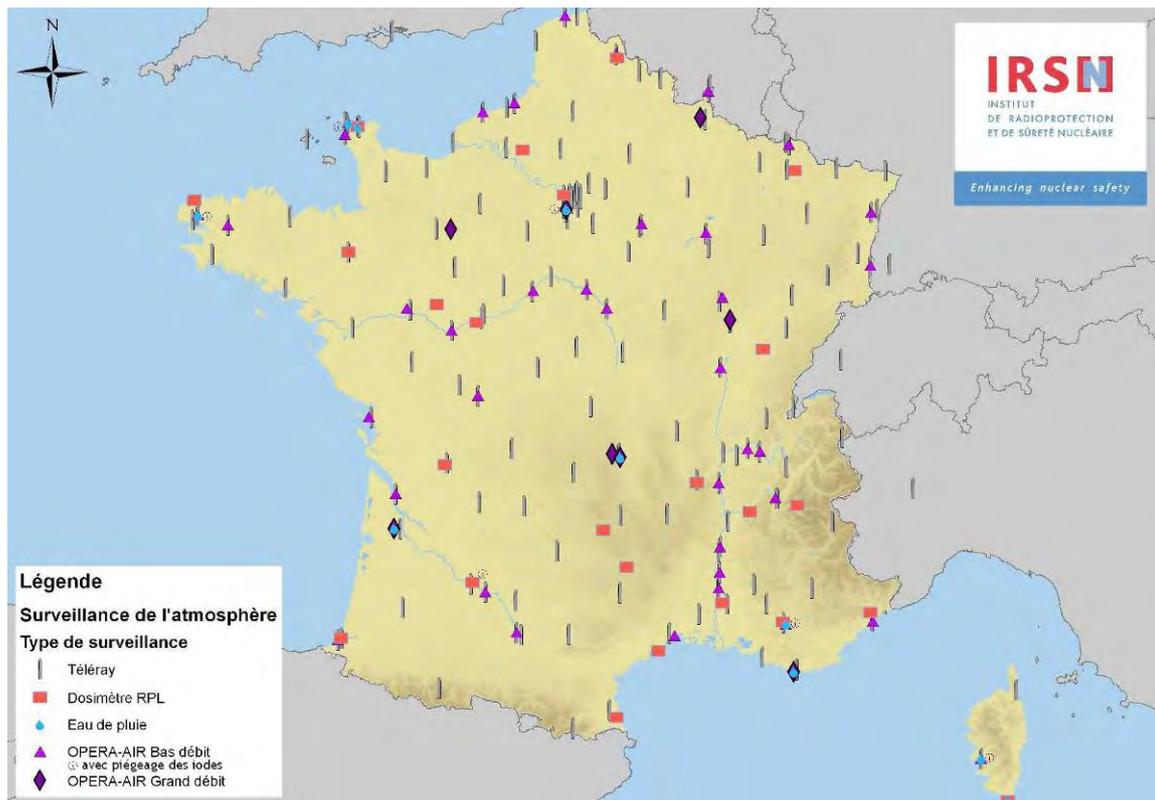


Figure 7 - Localisation des moyens de surveillance du compartiment atmosphérique mobilisés dans le cadre du suivi en France métropolitaine des conséquences de l'accident de la centrale de Fukushima Dai-ichi.



Figure 8 - Localisation des prélèvements de lait et de végétaux réalisés spécifiquement dans le cadre du suivi en France des conséquences de l'accident de la centrale de Fukushima Dai-ichi.

Le détail de ce plan de surveillance renforcée est décrit dans les tableaux 2 et 3.

Tableau 2 - Plan de surveillance renforcée mis en place par l'IRSN en métropole.

Dispositif	Implantations	Fréquence	Collaboration
Sonde Téléray (mesure du débit de dose gamma ambiant)	Réseau de 170 sondes sur tout le territoire français et dans les DROM-COM	Continue (une mesure transmise toutes les 5 mn)	
Dosimètres passifs (dosimètre radio photo luminescent)	24 RPL déployés sur l'ensemble du territoire, dont la Corse	Continue	Marine nationale
Stations aérosols (stations à grand débit ou très grand débit d'aspiration d'air)	Charleville-Mézières Orsay Alençon Clermont-Ferrand Puy-de-Dôme La Seyne-sur-Mer Bordeaux Dijon Cadarache	Aspiration continue. Changement du filtre de 1 à 5 jours selon les stations et l'évolution de la situation	
Station aérosols (station à moyen débit d'aspiration d'air)	Octeville Le Vésinet	Aspiration continue sur filtre. Changement du filtre quotidiennement	
Stations aérosols (station à bas débit d'aspiration d'air)	La Hague Brest Cadarache Chinon Golfech Le Vésinet Ajaccio Agen	Aspiration continue sur filtre. Changement du filtre quotidiennement Spectrométrie gamma d'une durée de 24 h	Météo-France EDF Areva CEA
Cartouches d'iode (charbon actif)	La Hague Brest Cadarache Le Vésinet Agen Ajaccio	Prélèvement continu de 48 h Le prélèvement sur Cadarache est confié à partir du 18/04 au correspondant CEA	Météo-France Areva CEA Cadarache
Autres gaz	Le Vésinet	Spectrométrie gamma dans l'air (15 journées ou demi-journées d'acquisition entre le 13 mars et le 13 avril)	
Eaux de pluie	Ajaccio Bonifacio Orsay Bordeaux La-Seyne-sur-Mer Clermont-Ferrand Cadarache Octeville Brest La Hague	Prélèvement hebdomadaire du lundi au lundi sauf Cadarache, le Vésinet et Octeville : fréquence modulable en fonction de l'évolution de la situation	Météo-France Marine Nationale Areva
Lait, végétaux (herbe) et/ou légumes feuilles	Cadarache Agen Siouville Rambouillet Cruas Saint-Alban Malvési Puy-de-Dôme Nord-Pas de Calais Ardennes Vosges Vendée Mayenne Indre-et-Loire Haute-Corse Doubs Haut-Rhin Savoie Alpes-de-Haute-Provence Hautes-Pyrénées Pyrénées-Atlantiques Loire-Atlantique	Prélèvement de 1 à 3 fois par semaine selon les stations et l'évolution de la situation	DGAL Eichrom

En tenant compte des prévisions obtenues par la modélisation de Météo-France (arrivée des masses d'air contaminées à partir du 23 mars), l'IRSN a demandé à ses correspondants de mettre en œuvre les cartouches de charbons actifs (piégeage de l'iode gazeux) à partir du 22 mars pour des prélèvements de 48 h en continu.

Tableau 3 - Plan de surveillance renforcée dans les DROM-COM.

Dispositif	Implantations							Fréquence	Collaboration
	<i>Martinique</i>	<i>Guyane</i>	<i>Guadeloupe / Saint-Barthélemy</i>	<i>Saint-Pierre-et- Miquelon</i>	<i>La Réunion / Mayotte</i>	<i>Polynésie française (LESE)</i>	<i>Nouvelle- Calédonie (LESE)</i>		
Sonde Téléray (mesure du débit de dose gamma ambiant)	1 sonde à Fort-de-France depuis le 19/03/2011	1 sonde à Cayenne depuis le 22/03/2011	1 sonde à Saint-Claude depuis le 19/03/2011	1 sonde à Saint-Pierre (aéroport de Saint-Pierre-Pointe-Blanche)	1 sonde à Saint-Denis depuis le 21/03/2011	1 sonde à Vairao (Tahiti) 1 sonde à Papeete depuis le 31/03/2011	1 sonde à Nouméa depuis le 24/03/2011	Mesure en continu	Gendarmerie et Météo-France (SPM)
Dosimètres passifs (dosimètre RPL radio photo luminescent)	2 RPL à : - Fort-de-France - Le Marin	2 RPL à : - Matoury (aéroport de Rochambeau) - Cayenne	3 RPL à : - Basse-Terre - Les Abymes (Raizet, près de l'aéroport) - Saint-Barthélemy	2 RPL à : - Saint-Pierre (aéroport) - Miquelon	3 RPL à - Sainte-Clotilde - Gillot - Mayotte	6 RPL : - Vairao et Papeete - Papeete (22/03) et Afaahiti (18/03) - Rikitea Gambiers (29/03) - Hiva Oa Marquises (4/04)	2 RPL : - Nouméa - Kohne	Mesure en continu	Météo-France Ifremer DDEE
Stations aérosols	1 station de prélèvement à bas débit d'aspiration d'air implantée à Fort-de-France			1 station de prélèvement à bas débit d'aspiration d'air implantée à Saint-Pierre (aéroport)		1 station de prélèvement à très grand débit d'aspiration d'air implantée à Vairao		Aspiration continue sur filtre. Changement du filtre quotidiennement Mesure gamma 24 h	Météo-France
Cartouches d'iode (cartouche à charbon actif pour piéger les iodes)	1 prélèvement à activer à Fort-de-France			1 prélèvement à Saint-Pierre				Prélèvement continu sur 48 h	Météo-France
Eaux de pluie	1 prélèvement à Fort-de-France	1 prélèvement à Matoury (aéroport de Rochambeau)	1 prélèvement aux Abymes	1 prélèvement à Saint-Pierre (aéroport)	1 prélèvement à Gillot	1 collecteur d'eau de pluie à Vairao	-	Prélèvement hebdomadaire du lundi au lundi	Météo-France
Lait	1 prélèvement près de Fort-de-France	1 prélèvement près de Cayenne	1 prélèvement d'herbe		1 prélèvement de lait	1 prélèvement de lait	1 prélèvement de lait	Prélèvement de 1 à 3 fois par semaine	DGAL/DGCCRF (DAF)
Végétaux (herbe)	1 prélèvement d'herbe (près de Fort-de-France)	1 prélèvement d'herbe près de Cayenne	1 prélèvement de salade	1 ou 2 prélèvements : - 1 prélèvement de mousse terrestre - 1 prélèvement de lichens	1 prélèvement d'herbe	1 prélèvement d'herbe	1 prélèvement d'herbe	Prélèvement de 1 à 3 fois par semaine	DGAL/DGCCRF (DAF)

1.2.1.5 Évolution du plan de surveillance renforcée de l'IRSN

Tout au long du suivi de la contamination des masses d'air par les radionucléides rejetés lors de l'accident de la centrale de Fukushima, l'IRSN a fait évoluer son plan de surveillance en fonction de l'évolution de la situation au Japon et des résultats obtenus en France.

Concernant les stations de prélèvement d'aérosols à bas débit d'aspiration, afin de rendre plus rapides les premières détections de radionucléides imputables à l'accident de Fukushima, les mesures étaient au départ effectuées sur des regroupements quotidiens de filtres venant de plusieurs stations. A partir du 29 mars, c'est-à-dire une fois établie la présence générale de radionucléides artificiels dans l'air sur l'ensemble du territoire, l'IRSN a fait évoluer cette stratégie de mesure en réalisant des mesures sur des regroupements hebdomadaires de filtres venant d'une même station.

Compte-tenu des niveaux maximums atteints dans le lait et les végétaux, la fréquence initiale de prélèvement de ces matrices, qui était de 2 à 3 fois par semaine, a été réduite à 1 fois par semaine pour l'ensemble du territoire. A partir du 25 avril, compte-tenu de la tendance généralisée à la baisse des niveaux d'activités mesurés dans l'environnement, le nombre de points de surveillance du lait et des végétaux a été réduit, avec l'arrêt des prélèvements de laits ou de végétaux réalisés dans les Vosges, la Vendée, la Loire-Atlantique, la Savoie, les Alpes-de-Haute-Provence et les Hautes-Alpes.

Pour les mêmes raisons, les fréquences de prélèvements des filtres aérosols ont été allégées entre le 15 avril (station à moyen débit d'Octeville) et le 25 avril (stations à grand et très grand débit, à l'exception d'Orsay dont les prélèvements quotidiens ont été maintenus).

Le retour à des activités dans l'air identiques à celles mesurées avant l'accident a permis de lever la quasi-totalité du plan spécifique mis en œuvre par l'IRSN à compter du 6 mai. La plupart des dosimètres environnementaux ont été relevés à partir de cette date afin de déterminer la dose par irradiation externe intégrée sur l'ensemble de l'épisode de contamination de l'air. A des fins d'études, des prélèvements particuliers, de viande notamment, ont néanmoins été maintenus.

1.2.2. ORGANISATION DU PLAN DE SURVEILLANCE RENFORCEE

Au sein de l'IRSN, l'organisation du plan de surveillance renforcée a été pilotée par le Service d'étude et de surveillance de la radioactivité dans l'environnement (SESURE), à partir du 14 mars et pendant près de deux mois. Pour ce faire, ce service s'est appuyé sur les différents laboratoires de l'IRSN implantés en métropole et en Polynésie. Par ailleurs, pour l'installation de certains équipements et la réalisation de prélèvements environnementaux, l'IRSN a sollicité des correspondants locaux de Météo-France, de la Gendarmerie nationale, de certains exploitants nucléaires, ainsi que des services déconcentrés de l'État en métropole (Directions départementales de la protection des populations - DDPP) et dans les DROM (Directions de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt - DAAF), ceci après accord et instruction de la Direction générale de l'alimentation (DGAL).

1.2.2.1 Mobilisation des laboratoires de l'IRSN

L'IRSN a mis à profit ses implantations régionales de métropole (Cadarache, le Vésinet, Orsay, les Angles, Agen et Octeville) et de Polynésie Française (Tahiti) pour déployer les moyens de surveillance complémentaires dès le 14 mars et pour réaliser des missions de prélèvements. Pour optimiser le temps de traitement, les prélèvements ont été effectués généralement par les laboratoires implantés localement qui disposaient de moyens métrologiques (Le Vésinet, Orsay, Cadarache, Octeville et Tahiti). Les échantillons prélevés par les autres entités ont été centralisés pour analyse dans les laboratoires du Vésinet et de Cadarache.

1.2.2.2 Concours de Météo-France

Dans le cadre la convention de partenariat entre l'IRSN et Météo-France, l'IRSN a demandé le 15 mars l'appui des services météorologiques régionaux pour la réalisation de prélèvements d'eau de pluie, d'aérosols, de cartouches de piège à iode ainsi que pour la mise en place de dosimètres environnementaux (RPL). Entre le 16 et le 17 mars, l'ensemble des correspondants sollicités ont répondu positivement :

- pour la métropole : Ajaccio, Bordeaux et Brest ;
- pour l'outre-mer : Martinique, Guadeloupe/Saint-Barthélemy, La Réunion/Mayotte, Saint-Pierre-et-Miquelon et la Guyane.

Les prélèvements réalisés par Météo-France ont été mesurés principalement sur le site IRSN du Vésinet.

1.2.2.3 Concours de la DGAL et de la DGCCRF

Dans le cadre des conventions de collaboration DGAL-IRSN et DGCCRF-IRSN, l'IRSN a sollicité ces deux directions ministérielles pour contribuer à la réalisation de prélèvements de lait, de végétaux et de légumes-feuilles dans différentes régions du territoire national.

A cet effet, l'IRSN a bénéficié du concours des Directions de l'alimentation, de l'agriculture et des forêts (DAAF) des départements suivants :

- pour la métropole : Haute-Corse, Doubs, Haut-Rhin, Savoie, Alpes-de-Haute-Provence, Hautes-Pyrénées et Pyrénées-Atlantiques ;
- pour l'outre-mer : Martinique, Guadeloupe/Saint-Barthélemy, La Réunion, Saint-Pierre-et-Miquelon et la Guyane.

A partir du 18 mars, l'IRSN a envoyé à ces directions les matériels et consignes nécessaires à la réalisation des prélèvements. Ceux-ci ont été mesurés sur le site IRSN du Vésinet.

1.2.2.4 Concours de la Gendarmerie nationale

L'IRSN développe actuellement une collaboration avec la Gendarmerie nationale pour l'accueil de sondes Téléray dans certaines brigades, dont la bonne répartition territoriale, les infrastructures de transmission sécurisée des données et l'expertise dans le domaine des réseaux de communication constituent des atouts importants pour le renforcement du réseau Téléray.

Au moment de l'accident de Fukushima, avec le concours du Ministère de l'intérieur, de l'outre-mer, des collectivités territoriales et de l'immigration, l'expédition et le raccordement au réseau d'alerte de l'Institut de six sondes Téléray ont pu être effectués en moins d'une semaine à Tahiti, en Nouvelle-Calédonie, à la Réunion, en Guyane, en Martinique et en Guadeloupe.

1.2.2.5 Concours des exploitants nucléaires

Outre la surveillance complémentaire assurée à la demande de l'ASN (voir chapitre 1.5.1), plusieurs exploitants (AREVA, Marine nationale, EDF notamment) ont été sollicités par l'IRSN pour assurer des prélèvements particuliers pour son compte (prélèvements sur cartouche de piège à iode, eaux de pluie notamment) qui ont été analysés sur le site IRSN du Vésinet.

1.2.2.6 Recours à un laboratoire extérieur

L'IRSN a également fait appel ponctuellement au laboratoire Eichrom basé à Rennes pour la réalisation sous forme de prestation de prélèvement et d'analyse de lait et de végétaux dans le département de la Loire-Atlantique.

1.2.3. TYPES DE MESURES REALISEES PAR L'IRSN

1.2.3.1 Techniques de mesure mises en œuvre pour analyser les échantillons

Pour analyser les échantillons issus du plan de surveillance renforcé mis en place par l'IRSN sur l'ensemble du territoire français, plusieurs laboratoires de mesure de l'IRSN ont assuré la mise en œuvre simultanée de 46 chaînes de mesure par spectrométrie gamma (exemples illustrés par les figures 9 et 10), majoritairement des détecteurs coaxiaux GeHP de type n et BEGe. La mobilisation de ces moyens de mesure a été coordonnée par le Service de traitement des échantillons et de métrologie pour l'environnement (STEME) de l'IRSN.

Pour certaines mesures particulières, nécessitant d'atteindre de très basses limites de détection, l'IRSN a utilisé des détecteurs dotés de système « anti-cosmique » ou « anti-Compton » ainsi que des détecteurs-puits implantés au Laboratoire Souterrain de Modane (LSM).

Plus de 1200 échantillons d'air (filtres aérosols et cartouches de charbon actif), d'eaux de pluie ou de nuages, de végétaux, de laits ou de viandes ont été analysés. Les faibles niveaux d'activité recherchés, par exemple de l'ordre de quelques dizaines ou centaines de $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ d'air en ^{131}I , ^{134}Cs et ^{137}Cs , ont généralement nécessité des durées de mesure longues allant jusqu'à 24 heures, voire 48 heures, par échantillon.



Figure 9 - Salle de spectrométrie gamma du Laboratoire de mesure de la radioactivité de l'environnement (LMRE) à Orsay, installée dans une enceinte blindée et implantée sous une dalle de 3 m de béton boré (10 m équivalent eau).



Figure 10 - Chaînes de mesure par spectrométrie gamma équipées de passeurs automatiques d'échantillons (Laboratoire de mesure nucléaire au Vésinet).

Compte-tenu de la nécessité d'informer rapidement les autorités et le public, certains protocoles de mesure ont été adaptés afin d'obtenir des résultats significatifs dans les meilleurs délais.

En particulier, pour les stations de prélèvement d'aérosols à très grand débit d'aspiration (TGD) du réseau OPERA-Air, la fréquence de mesure est devenue journalière pour la station d'Orsay et bihebdomadaire pour les autres stations, au lieu de décadaire en temps normal (mesure sur 2 prélèvements de 5 jours réunis). Deux types de mesure par spectrométrie gamma ont alors été effectués sur ces prélèvements :

- des mesures effectuées rapidement après la fin du prélèvement, avec des limites de détection et des incertitudes plus élevées, mais un rendu de résultat à courte échéance (de l'ordre de 24 h) permettant de détecter d'éventuelles concentrations importantes ;
- des mesures fines, avec des limites de détection basses et des incertitudes faibles, mais en contrepartie un rendu de résultat au bout de plusieurs jours. Ces mesures sont habituellement réalisées environ 7 jours après la fin du prélèvement, afin de permettre la décroissance des

descendants radioactifs des radons 222 (couple $^{214}\text{Pb}/^{214}\text{Bi}$ qui disparaît en quelques heures ($T_{1/2}^{214}\text{Pb} = 27 \text{ min}$) et 220 (couple $^{212}\text{Pb}/^{212}\text{Bi}$ qui disparaît en quelques jours ($T_{1/2}^{212}\text{Pb} = 11 \text{ h}$).

1.2.3.2 Limites de détection

Les limites de détection typiquement obtenues ont été de l'ordre de :

- quelques $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ à quelques dizaines de $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ pour les filtres aérosols, selon la durée de prélèvement et le débit de filtration des différents types de stations de collectes équipant le réseau OPERA-Air;
- quelques centaines de $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ pour les cartouches de prélèvement d'iode gazeux ;
- quelques dixièmes de Bq par L ou par kg pour les échantillons d'eau, de lait ou de végétaux conditionnés dans des récipients de géométrie standardisée (0,5 L, 2 L ou 3 L).

1.2.3.3 Radionucléides recherchés et corrections métrologiques

La mise en place du plan de surveillance renforcée de la radioactivité de l'environnement après l'accident de Fukushima a conduit à rechercher, en plus des radionucléides occasionnellement mesurés dans l'environnement en temps normal (iode 131, césiums 134 et 137), des radionucléides inhabituels tels que ^{129}Te , $^{129\text{m}}\text{Te}$, ^{132}Te , ^{132}I , ^{136}Cs et ^{140}La , jamais détectés dans l'environnement depuis l'accident de Tchernobyl.

La quantification de ces radionucléides a nécessité des calculs de facteurs de correction de l'auto-atténuation et des effets de sommation (logiciel GeSpeCor pour les mesures sur des coaxiaux ou les BEGe et de Geant+Decay pour les mesures en détecteurs-puits).

Le graphique de la figure 11 suivante récapitule, pour certains des détecteurs et des géométries de mesure employées (figure 12), les facteurs de corrections nécessaires (atténuation x coïncidence).

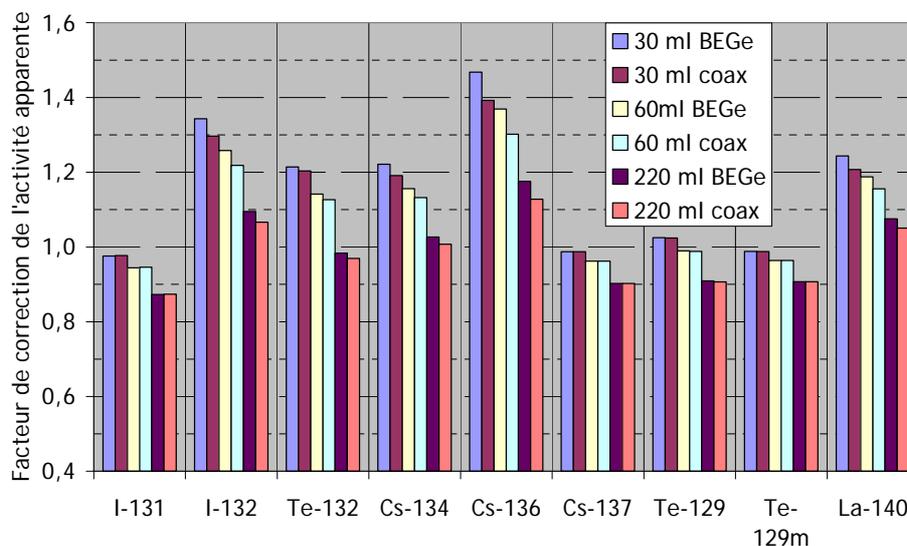


Figure 11 - Facteurs de correction nécessaires selon les types de détecteurs et les géométries de mesure utilisés.



Figure 12 - Géométries de mesure par spectrométrie gamma couramment utilisées pour la surveillance de la radioactivité de l'environnement.

1.3. SURVEILLANCE COMPLEMENTAIRE REALISEE PAR LES EXPLOITANTS D'INSTALLATIONS NUCLEAIRES

1.3.1. MESURES ENVIRONNEMENTALES PARTICULIERES DEMANDEES PAR L'ASN

Conformément aux dispositions réglementaires applicables aux exploitants d'installations nucléaires de base, ceux-ci réalisent une surveillance permanente de la radioactivité ambiante à proximité de leurs installations. Dans le contexte de la surveillance de l'impact en France de l'accident de Fukushima et en complément des actions de surveillance renforcée menées par l'IRSN, l'Autorité de sûreté nucléaire (ASN) a demandé aux exploitants d'installations nucléaires de réaliser des mesures complémentaires sur des prélèvements atmosphériques, afin de rechercher des traces de radionucléides artificiels imputables à l'accident (courrier ASN-CODEP-DEU-2011-017277 du 22 mars 2011).

Cette surveillance particulière, qui s'ajoutait à la surveillance réglementaire habituelle, comportait :

- une mesure quotidienne par spectrométrie gamma effectuée sur le regroupement des filtres de prélèvement d'aérosols, dans le but d'y rechercher de radionucléides artificiels, en visant un seuil de décision² inférieur à 0,1 mBq/m³ (pour le césium 137) ;
- une mesure par spectrométrie gamma des iodes radioactifs gazeux prélevés sur cartouche de charbon actif, avec une périodicité de 24 h à 72 h.

Les résultats de cette surveillance devaient être transmis à l'ASN et à l'IRSN entre 2 et 10 jours après les prélèvements, compte-tenu des contraintes imposées et des moyens disponibles sur site. Ils devaient également être déversés périodiquement dans la base du réseau national de mesures de radioactivité de l'environnement (RNM).

Compte-tenu de l'évolution de la situation environnementale en France, l'ASN a allégé la demande de surveillance complémentaire auprès des exploitants à compter du 18 avril :

- une mesure hebdomadaire par spectrométrie gamma du regroupement des filtres de prélèvement quotidien des aérosols, en visant un seuil de décision inférieur à 0,01 mBq/m³ pour le césium 137 ;
- une mesure par spectrométrie gamma des iodes gazeux prélevés sur cartouche, avec une périodicité hebdomadaire.

Le 4 mai, l'ASN a demandé aux exploitants nucléaires de mettre fin à cette surveillance complémentaire, qui n'était plus justifiée compte-tenu de la diminution constante des niveaux de concentrations en radionucléides artificiels dans l'air.

² Le seuil de décision métrologique est la valeur minimale du comptage obtenu lors de la mesure d'un échantillon, au-dessus de laquelle on peut conclure à la présence de radioactivité dans l'échantillon, avec un risque acceptable de se tromper. La limite de détection, quant à elle, représente la valeur en-dessous de laquelle le résultat d'une mesure ne permet pas de quantifier l'activité d'un radionucléide, même si celui-ci est présent dans l'échantillon, en raison du bruit de fond trop élevé ou du temps de comptage insuffisant ; dans un tel cas, on peut simplement affirmer que cette activité est inférieure la limite de détection. En général, l'analyse statistique du résultat de comptage du rayonnement émis par l'échantillon analysé conduit à ce que la limite de détection soit deux fois plus élevée que le seuil de décision.

Au total, 35 sites nucléaires ont contribué à cette surveillance complémentaire (carte de la figure 13) : FBFC (1 site), EDF (20 sites), AREVA (4 sites), ANDRA (2 sites), CEA (5 sites), autres (ILL, SICN, SOMANU, soit 3 sites).

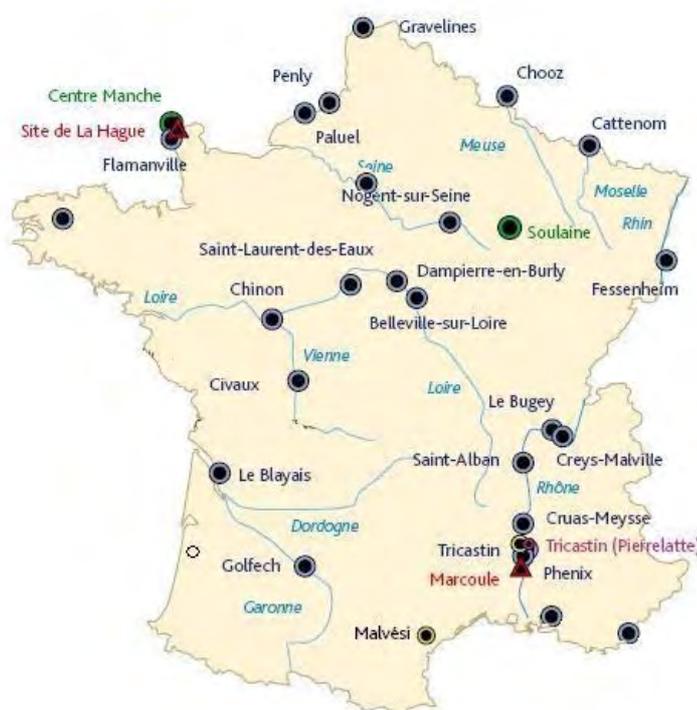


Figure 13 - Localisation des sites nucléaires ayant contribué à la surveillance complémentaire de la radioactivité de l'air après l'accident de Fukushima.

1.3.2. CONTRIBUTION D'AUTRES OPERATEURS DU NUCLEAIRE

Aux mesures transmises par les exploitants d'installations nucléaires de base, se sont ajoutées les données transmises par les quatre bases de la Marine nationale (Cherbourg, Brest, l'Île Longue et Toulon) suite à la demande de l'IRSN. Celles-ci ont concerné des données de spectrométrie gamma sur des prélèvements d'aérosols atmosphériques sur filtre, sur des cartouches de piégeage de l'iode gazeux, sur des prélèvements d'eaux de pluie et sur une herbe.

Le Centre d'études nucléaires de Bordeaux Gradignan a également transmis à l'IRSN ses résultats d'analyse par spectrométrie gamma obtenus sur deux prélèvements d'herbe et d'eau de pluie.

2. BILAN DE LA SURVEILLANCE DE LA RADIOACTIVITE DE L'AIR

2.1. SURVEILLANCE DES AEROSOLS ET DES GAZ RADIOACTIFS

2.1.1. L'IODE 131 DANS L'AIR

2.1.1.1 Les différentes formes d'iode dans l'air, leur collecte et leur mesure

L'iode (radioactif ou non) fait partie de la famille chimique des halogènes. Très mobile dans l'environnement, il est présent à peu près partout mais de façon hétérogène. L'iode 131 quant à lui est un isotope radioactif de période courte (sa radioactivité diminue de 50 % en 8 jours). C'est un isotope important du point de vue de la radioprotection en raison de sa grande mobilité dans l'environnement, de sa bonne assimilation dans l'organisme et de son accumulation dans la thyroïde.

L'iode radioactif présent dans des masses d'air contaminées était :

- soit sous forme gazeuse : iode moléculaire (I_2), iode organique, dont une forme courante est l'iodure de méthyle (ICH_3) ;
- soit sous forme de fines particules en suspension dans l'air (aérosols), dont le diamètre est variable (possibilité d'agglomération au cours du transport).

En fonction de l'humidité et des conditions d'autres paramètres physicochimiques de l'environnement, l'iode se trouve sous l'une ou l'autre de ces formes dans des proportions variables qu'il est difficile de prévoir d'une manière générale. Les pluies peuvent « lessiver » les particules de l'atmosphère tandis que l'iode gazeux peut se fixer à la surface de particules au fil du temps. Cette proportion peut donc être très variable d'un lieu à un autre ou d'une date à une autre.

Les dispositifs utilisés pour prélever l'iode sont différents suivant la forme recherchée :

- pour l'iode particulaire, on utilise un filtre à l'entrée d'un système de pompage qui permet de le recueillir, avec les autres radionucléides sous forme d'aérosols, puis de le mesurer en laboratoire. Les stations de collecte d'aérosols utilisent des turbines à grand, voire à très grand débit, pour filtrer l'air (débit typiquement supérieur à $50 \text{ m}^3/\text{h}$ et jusqu'à plusieurs centaines de m^3/h). Les limites de détection sont inversement proportionnelles à la valeur du débit et des limites de détection de quelques millièmes de becquerel par m^3 d'air ($\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) peuvent être atteintes.
- pour l'iode gazeux, on adjoint à ce dispositif de pompage une cartouche de charbon actif qui le piège. Ce dispositif ne fonctionne pas correctement si le débit de pompage est trop important. Les débits autorisés sont beaucoup plus faibles (de l'ordre de quelques m^3/h seulement) que pour la collecte des aérosols, afin de laisser un temps de contact suffisant entre le gaz et le charbon et rendre ainsi le piégeage efficace. Ceci se traduit par des limites de détection plus élevées (de l'ordre de $0,1 \text{ mBq}/\text{m}^3$).

Toutes ces raisons expliquent qu'en France, comme dans le reste du monde, les premières détections d'iode ont porté sur la forme particulaire et qu'il n'est pas toujours possible d'associer une mesure d'iode gazeux et d'iode particulaire en un lieu et à une date donnés.

Sur ces dispositifs, les prélèvements ont pu avoir lieu sur plusieurs jours en fonction des caractéristiques du matériel et du niveau d'activité recherché. L'activité mesurée sur le filtre (en becquerels) se rapporte à l'ensemble de la période de prélèvement. En tenant compte du volume total d'air prélevé au cours de la période, on obtient une activité moyenne (en becquerels par m^3 d'air filtré). Ce choix ne conduit pas à minimiser le risque car, quelle que soit la concentration, les doses reçues dépendent des concentrations intégrées sur la durée d'exposition, et non de la concentration à un instant donné. Par convention, et afin de ne pas alourdir la représentation, la valeur mesurée est représentée sur les graphes à la date de fin de prélèvement.

Par ailleurs, pour obtenir une bonne estimation de l'activité de l'iode 131 réellement déposée sur le filtre, il est nécessaire de tenir compte du phénomène de décroissance radioactive très rapide de ce radionucléide (8 jours). En effet, au moment où l'on mesure le filtre, l'iode 131 qui s'est déposé aura déjà partiellement disparu au moment du comptage, surtout l'iode 131 piégé au début de la période de prélèvement. Il est donc important de corriger ce phénomène de décroissance et un bon compromis pour calculer l'activité « réelle » interceptée par le filtre consiste à considérer que l'ensemble de l'iode a été prélevé exactement à mi-période de prélèvement. La décroissance radioactive intervient alors entre cette date de mi-prélèvement et la date de mesure. L'annexe 2 fournit le détail des calculs permettant de justifier ce choix.

2.1.1.2 Résultats de mesure de l'iode 131 sous forme particulaire en France

En France, tous les résultats de mesure obtenus sur des prélèvements d'air effectués jusqu'au 23 mars étaient inférieurs aux limites de détection des techniques d'analyse utilisées, comprises entre moins de $0,01$ et $0,05 \text{ mBq}/\text{m}^3$.

Des traces d'iode 131 particulaire ont été détectées pour la première fois sur un prélèvement d'aérosols effectué du 21 au 24 mars sur une station IRSN à très grand débit, installée au sommet du Puy-de-Dôme, à 1465 m d'altitude (concentration estimée à $0,04 \text{ mBq}/\text{m}^3$ en rapportant l'activité mesurée à la seule journée du 24 mars). Les autres résultats de mesure obtenus sur des prélèvements quotidiens effectués le 24 mars étaient tous inférieurs aux limites de détections (9 stations de l'IRSN et 25 stations des exploitants nucléaires, représentatives de l'ensemble du territoire).

Les résultats des jours suivants ont confirmé la présence généralisée d'iode 131 particulaire en France. Les concentrations moyennées sur la période de prélèvement ont atteint un maximum en métropole entre le 27 mars et le 9 avril (figure 14), avec des valeurs atteignant parfois 1 à 2 mBq/m³ dans diverses régions de France. Après cette date, l'activité a décliné jusqu'à des niveaux inférieurs à 0,01 mBq/m³ début mai.

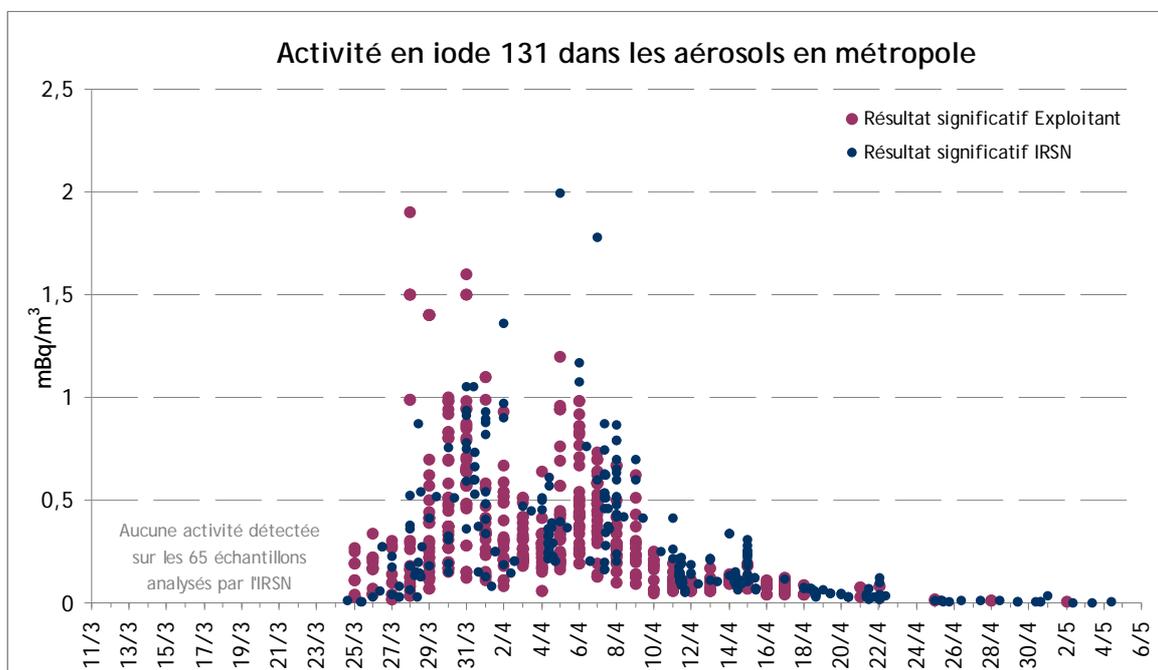


Figure 14 - Activités volumiques en iode 131 (en mBq/m³) mesurées dans les aérosols en métropole.

Des valeurs dépassant les limites de détection ont été observées le 25 mars sur plusieurs prélèvements quotidiens de l'IRSN (0,006 mBq/m³ à Orsay) et des exploitants nucléaires (0,03 mBq/m³ à La Hague, 0,038 mBq/m³ à Saclay, 0,11 mBq/m³ à Chooz, 0,19 mBq/m³ à Civaux, 0,25 mBq/m³ à Gravelines, 0,27 mBq/m³ à Cattenom). Il est difficile de déterminer un gradient de concentration à l'échelle du territoire, même si les valeurs les plus élevées ce jour là ont été observées au nord et au nord-est de la France.

Concernant les DROM-COM, de l'iode 131 particulaire a été détecté à Fort-de-France sur un prélèvement effectué entre les 24 et 31 mars (0,21 mBq/m³), ainsi qu'à Saint-Pierre-et-Miquelon sur un prélèvement effectué entre les 25 mars et 1^{er} avril (0,48 mBq/m³). Des valeurs significatives ont continué d'être observées à Fort-de-France jusqu'au 14 avril (0,15 mBq/m³) et à Saint-Pierre-et-Miquelon jusqu'au 22 avril (0,28 mBq/m³).

Sur l'ensemble de la période de surveillance renforcée, l'IRSN a produit près de 300 résultats de mesure d'iode 131 particulaire pour la France métropolitaine, dont les 2/3 dépassent les limites de détection des techniques d'analyse. Plus de 40 % des prélèvements d'aérosols sont journaliers. Des prélèvements sur plusieurs jours ont également été réalisés avec pour objectif de filtrer de grandes quantités d'air afin d'être en mesure de détecter des niveaux d'activité très faibles. L'IRSN a également recueilli près de 600 résultats de mesure d'iode 131 particulaire produits par les exploitants nucléaires, dont les 2/3 dépassent les limites de détection.

2.1.1.3 Résultats de mesure d'iode 131 sous forme gazeuse en France

Des prélèvements d'iode 131 sous forme gazeuse ont été effectués par l'IRSN et par les exploitants nucléaires à partir du 21 mars (prélèvement sur cartouche de charbon actif). Au total, plus de 400 prélèvements d'iode 131 sous forme gazeuse ont été réalisés par l'IRSN (dont près de 10 % en outre-mer) et les exploitants nucléaires. La majorité de ces résultats correspond à des prélèvements d'une durée inférieure ou égale à 2 jours. Les autres prélèvements ont été réalisés sur des durées comprises entre 3 et 8 jours.

En métropole, tous les résultats de mesure obtenus sur les prélèvements effectués jusqu'au 25 mars sont inférieurs aux limites de détection des techniques d'analyse utilisées.

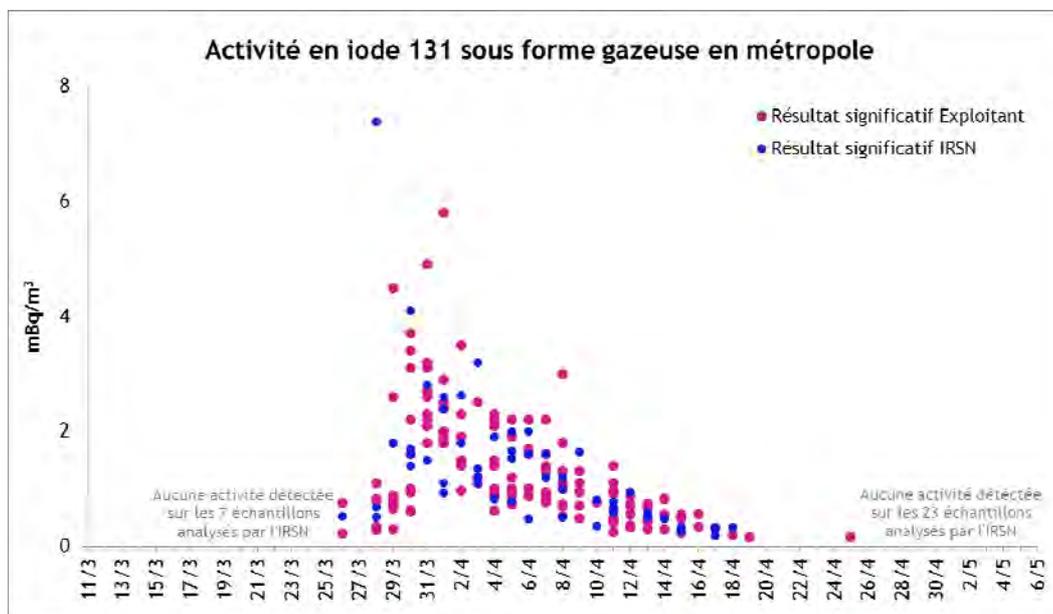


Figure 15 - Activités volumiques en iode 131 sous forme gazeuse (en mBq/m³) mesurées en métropole.

De l'iode 131 sous forme gazeuse a été détecté pour la première fois sur des prélèvements effectués entre le 24 et le 26 mars à Cherbourg et Cadarache (quelques dixièmes de millibecquerels par mètre-cube). Dans les jours suivants, de nouvelles traces d'iode 131 sous forme gazeuse, à des concentrations comprises entre quelques dixièmes et quelques millibecquerels par mètre-cube, ont été détectées sur l'ensemble du territoire métropolitain. Les concentrations maximales ont été mesurées sur des prélèvements effectués entre le 28 mars et 8 avril (17 valeurs entre 3 et 7,4 mBq/m³). Depuis le 25 avril, les concentrations mesurées par l'IRSN et les exploitants nucléaires sont inférieures aux limites de détection des appareils. Les mesures significatives obtenues en métropole sur l'ensemble de la période de surveillance sont présentées dans le graphique suivant, en affectant les résultats à la date de fin de prélèvement.

Pour les DROM-COM, des activités significatives en iode 131 sous forme gazeuse ont uniquement été mesurées à Saint-Pierre-et-Miquelon, sur un prélèvement réalisé du 26 au 28 mars (0,81 mBq/m³) et sur plusieurs prélèvements de 2 jours effectués entre le 1^{er} et le 19 avril (valeurs moyennes comprises entre 0,12 et 4,8 mBq/m³).

La forme gazeuse représente en moyenne 70 à 80 % de l'iode total. Comme mentionné au paragraphe 2.1.1.1, des variations de cette proportion sont observées suivant la localisation et la date de prélèvement.

2.1.1.4 Mise en perspective à l'échelle de l'Europe

Du fait de la différence de sensibilité entre les systèmes de collecte de l'iode particulaire et de l'iode gazeux, c'est d'abord sur la fraction particulaire que les premiers résultats significatifs ont été obtenus en Europe, permettant de déterminer au mieux les dates d'arrivée des masses d'air contaminées sur les différentes parties du territoire européen.

Comme le montre le graphique de la figure 16, les premières détections d'iode 131 particulaire en Europe ont été signalées sur les aérosols prélevés sur la période allant du 19 au 20 mars en Islande, puis ceux collectés entre le 19 et le 20 mars dans le nord de la Scandinavie et enfin entre le 23 et le 24 mars dans la plupart des autres pays européens.

A l'échelle européenne, des niveaux croissants ont ensuite été enregistrés globalement durant les 10 à 12 jours suivants³, c'est-à-dire jusqu'au 28 ou au 30 mars pour le centre et l'ouest de l'Europe et jusqu'au 3 avril pour la Biélorussie.

Durant la dernière semaine de mars, les conditions météorologiques ont notamment conduit à une bande de valeurs plus élevées s'étendant le long d'un axe nord-ouest à sud-est, de la Scandinavie à la république Tchèque et à la Biélorussie en passant par la moitié est de l'Allemagne et la Pologne. Les valeurs les plus fortes (~ 6 mBq/m³) en iode 131 particulaire ont été mesurées à Cracovie (Pologne), Braslaü et Mstislavl (nord de la Biélorussie) et à Brunswick (nord-est de l'Allemagne).

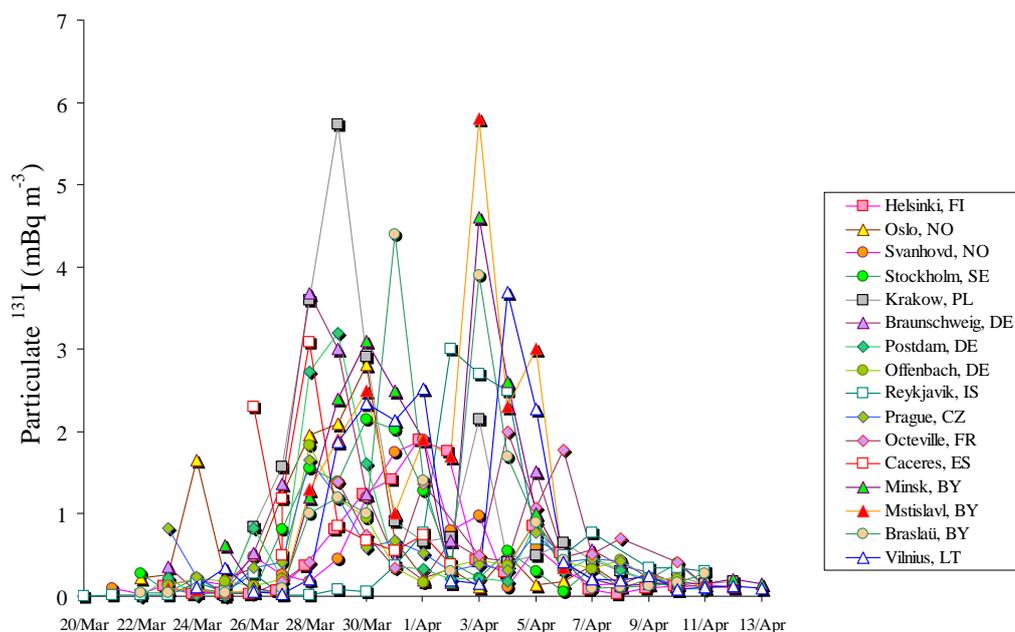


Figure 16 - Activités volumiques journalières en iode 131 particulaire dans l'air, sur diverses stations en Europe (Masson et al. 2011).

Après une diminution passagère des niveaux de concentration début avril, un second pic de concentration, d'une amplitude proche de celle du premier, a été relevé entre le 3 et le 5 avril. Les valeurs plus faibles mesurées début avril, séparant ces deux pics, coïncident avec l'arrivée d'une perturbation pluvieuse relativement intense sur la majeure partie de l'Europe ; elles pourraient donc s'expliquer par le lessivage des masses d'air par la pluie, tout au long de leur transport, entraînant un appauvrissement relatif de la concentration en aérosols.

Sur l'ensemble de la période, les pays situés au sud et à l'ouest de l'Europe (Irlande, Royaume-Uni, Belgique, Suisse, France, Italie, Portugal et Grèce) ont enregistré des valeurs globalement plus faibles qu'en Europe du nord, du centre et de l'est, typiquement inférieures à 1,5 mBq/m³ (voir figure 17).

L'Espagne a enregistré ponctuellement des valeurs atteignant 3 mBq/m³. Ces valeurs, sensiblement plus élevées sur la péninsule ibérique, ont également été confirmées par la modélisation réalisée par l'IRSN avec Météo-France.

³ O.Masson et al. (2011). Tracking of Airborne Radionuclides from the Damaged Fukushima Dai-Ichi Nuclear Reactors by European Networks. Environmental Science and Technology. 2011, 45, 7670-7677 (<http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es2017158>)

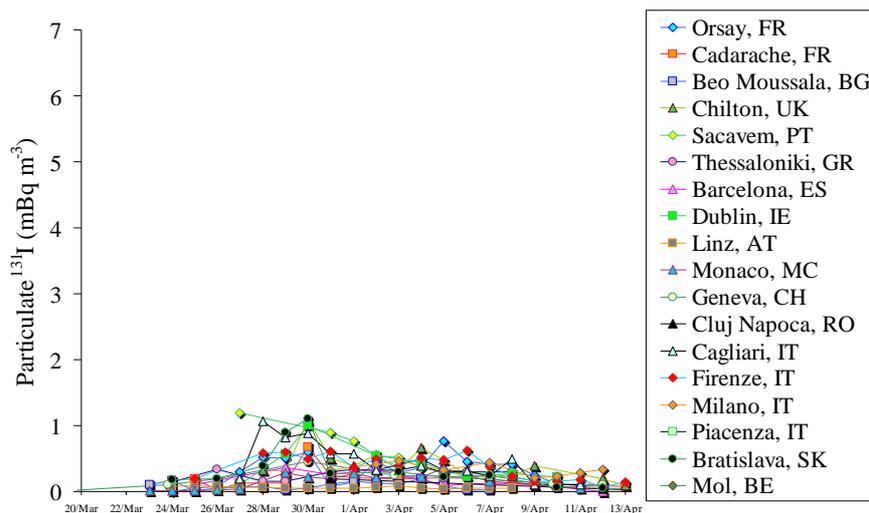


Figure 17 - Activités volumiques journalières en iode 131 particulaire dans l'air, dans les pays situés au sud et à l'ouest de l'Europe (afin de faciliter la comparaison, l'échelle des ordonnées est la même que celle du graphique de la figure 16). (Masson et al. 2011)

Durant toute la période de mesure des masses d'air contaminées sur la France et sur l'Europe, la forme gazeuse était la forme majoritaire de l'iode 131 mesuré dans l'air ; sa concentration dans l'air a atteint jusqu'à 11 mBq/m³. Le rapport moyen iode gazeux/iode total (= iode gazeux + iode particulaire) s'est établi à 77,2 % ± 13,6 % (figure 18), soit environ un quart d'iode particulaire pour trois quart d'iode gazeux.

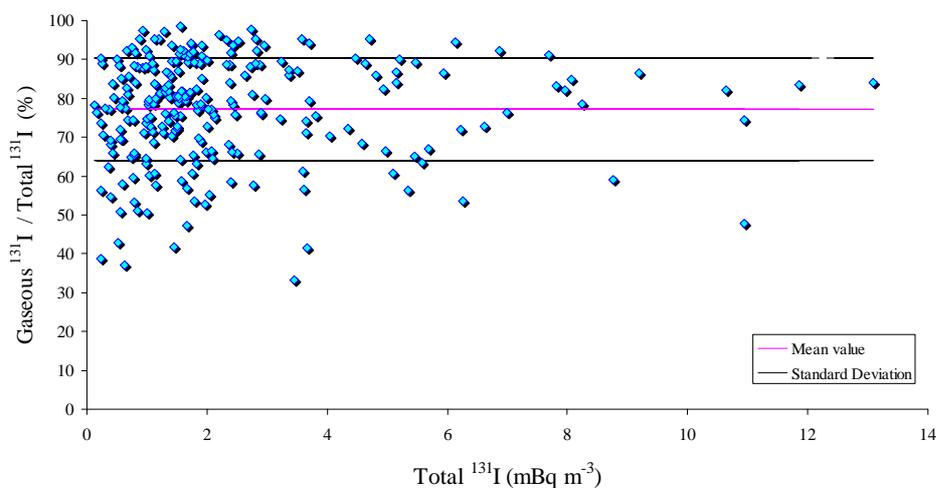


Figure 18 - Rapports iode gazeux/iode total dans l'air en Europe entre mi-mars et mi-avril 2011 (Masson et al. 2011).

En raison d'une plus grande efficacité du lessivage par la pluie de la fraction particulaire de l'iode, ce rapport présente une grande variabilité dans le temps et l'espace au gré des pluies. Il a pu varier par exemple de 0,79 à 0,90 voire 0,96 en seulement quelques jours. Progressivement, l'iode gazeux peut réagir et se fixer sur les aérosols, prenant ainsi une forme particulaire ; toutefois, ce processus est lent et pourrait prendre de 2 à 3 semaines, si bien qu'il ne peut pas compenser la perte d'iode particulaire déposé au sol par lessivage.

Une estimation de la proportion des rejets en iode 131 ayant atteint l'Europe peut être réalisée en considérant une activité moyenne de 4 mBq/m³, correspondant à la somme des fractions particulaire et gazeuse. Cette valeur représente une moyenne déterminée pour le couloir d'environ 3000 km de largeur dans lequel ont progressé les masses d'air les plus marquées, pendant une dizaine de jours. Peu de données concernent la distribution des concentrations dans le plan vertical, mais les quelques mesures réalisées à bord d'avions en Suisse et en Allemagne indiquent une relative homogénéité sur

une hauteur d'environ 5 à 6 km au moins. En supposant une vitesse moyenne de transport de la masse d'air de 50 km/h, l'ensemble de ces hypothèses conduit à estimer qu'environ 10^{15} Bq (1 PBq) d'iode 131 ont transité sur l'Europe, soit environ 1 % de la quantité rejetée estimée par l'IRSN. Un calcul similaire sur la France conduit à environ 0,1 PBq (soit 0,1 %).

2.1.1.5 Comparaison avec les niveaux historiques mesurés en France

En temps normal, il n'y a pas d'iode 131 détectable dans l'air. Seuls des rejets incidentels ou accidentels significatifs peuvent conduire à des concentrations mesurables, comme ce fut le cas après l'accident de Tchernobyl en 1986.

A titre de comparaison, les niveaux de concentration en iode 131 mesurés durant la seconde quinzaine de mars et début avril étaient 1000 à 10 000 fois plus faibles que ceux mesurés en Europe de l'ouest dans les jours qui ont suivi l'accident de Tchernobyl. Ce constat concerne essentiellement la fraction particulaire de l'iode 131 car, à l'époque, peu de mesures de la fraction gazeuse ont été réalisées. Les rares valeurs de la fraction gazeuse mesurées après l'accident de Tchernobyl indiquent néanmoins que le rapport de la fraction gazeuse à l'iode total a été le même (~ 77 %) que celui observé après l'accident de Fukushima. Ces mesures d'iode gazeux constituent encore à l'heure actuelle un point de détermination délicat compte-tenu de l'efficacité relative des pièges à charbon en condition d'humidité relative supérieure à 40 % et des faibles débits qu'il est possible de faire passer sur ces pièges.

2.1.2. LES CESIUM 134 ET 137 DANS L'AIR

2.1.2.1 Bilan des mesures en France

Des traces de césium 134 et de césium 137 ont été mesurées en différents points du territoire à des niveaux environ 10 fois plus faibles que ceux de l'iode 131 (voir les graphiques des figures 19 et 20). Le rapport d'activité entre les isotopes 134 et 137 du césium mesurés dans les aérosols, proche de 1, est bien représentatif des rejets atmosphériques provoqués par l'accident de la centrale de Fukushima Dai-ichi. Il faut souligner que les valeurs les plus faibles présentées dans le graphe de la figure 19, notamment celles avant le 27 mars, correspondent à la persistance dans l'air du césium 137 déposé à la suite des essais d'armes nucléaires en atmosphère et de l'accident de Tchernobyl (voir paragraphes 2.1.2.2 et 2.1.2.3).

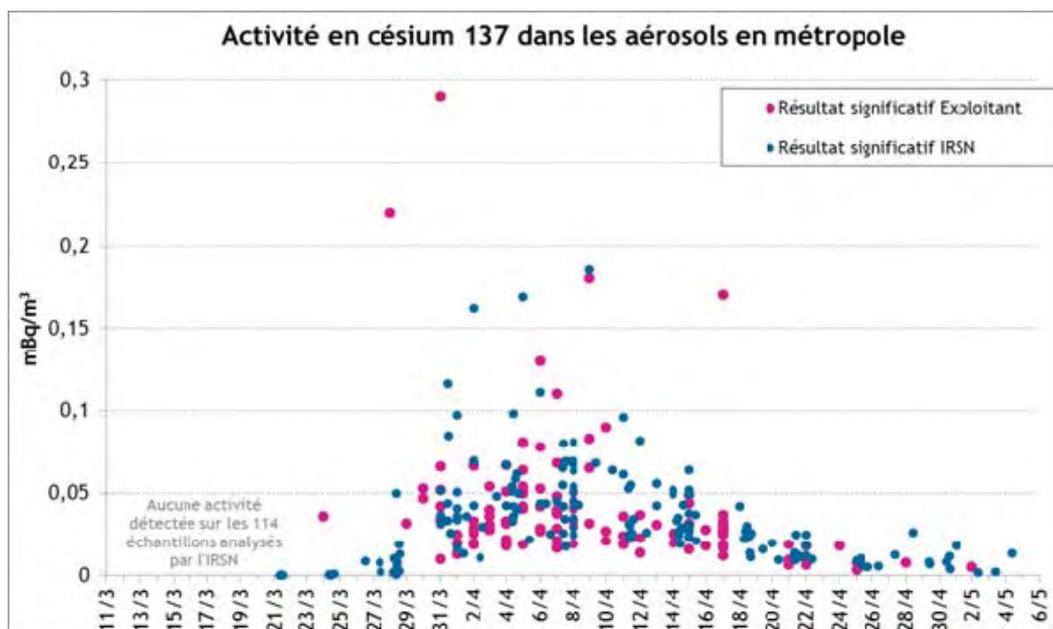


Figure 19 - Activités volumiques en césium 137 dans l'air (en mBq/m³) mesurées en métropole.

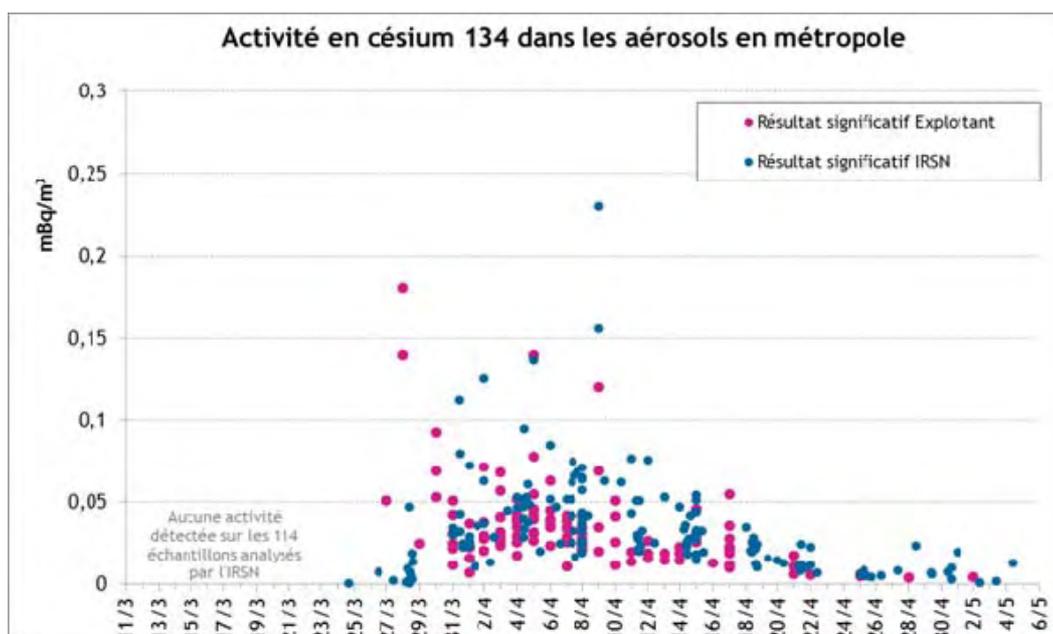


Figure 20 - Activités volumiques en césium 134 dans l'air (en mBq/m³) mesurées en métropole.

Dans son quinzième bulletin consacré à la surveillance de l'impact à très longue distance des rejets de l'accident de Fukushima Dai-ichi en France, l'IRSN avait relevé une mesure de césium s'écartant nettement des autres activités mesurées sur le territoire français et indiquait que cette valeur ferait l'objet d'un examen complémentaire. Ce résultat venait d'une mesure effectuée sur un regroupement de quatre filtres issus de quatre points géographiquement distincts ; des mesures ultérieures ont montré que seul un de ces filtres présentait une activité significative en césium, non associée à la présence d'iode 131, contrairement à l'ensemble des points mesurés en France. De plus, la mesure d'un prélèvement effectué par l'IRSN exactement au même endroit, mais sur une période plus longue, ne donne pas un résultat compatible avec cette valeur ponctuelle. Cet examen a ainsi conduit l'IRSN à invalider ce résultat qui n'est donc pas présent dans les graphiques des figures 19 et 20.

2.1.2.2 Comparaison avec les résultats obtenus en Europe

Le césium 137 et le césium 134 ont été mesurés simultanément et à des niveaux identiques à chaque station de collecte.

Le niveau moyen obtenu entre le 20 mars et le 12 avril en Europe est de 0,076 mBq/m³ pour le césium 137 et 0,072 mBq/m³ pour le césium 134. Une valeur maximale de 0,75 mBq/m³ a été enregistrée à Lodz en Pologne entre le 28 et le 30 mars, suivie par un second maximum de 1,0 mBq/m³ à Vilnius en Lituanie entre le 3 et le 4 avril. En France, le niveau le plus élevé n'a pas dépassé 0,3 mBq/m³ pour chacun de ces deux isotopes.

Entre le 19 mars et le 4 avril, les mesures relevées à proximité de la centrale de Fukushima par l'opérateur montrent que le rapport ¹³⁷Cs/¹³¹I particulière a augmenté de 0,35 à 11. Ces valeurs indiquent qu'au moment des rejets principaux (avant le 22 mars), l'iode 131 dans l'air était plus abondant que le césium 137. Par la suite, l'augmentation du rapport traduit le fait que l'air s'appauvrit en iode 131 principalement sous l'effet de la décroissance radioactive de ce radionucléide. En Europe, ce même rapport (calculé dès lors que le césium 137 a commencé à être détecté dans l'air) était globalement de 0,05 jusqu'au 27 mars puis a augmenté avec l'arrivée des masses d'air plus concentrées (figure 21, points bleus). Afin de vérifier si d'autres paramètres que la décroissance radioactive de l'iode 131 pouvaient expliquer l'augmentation de ce rapport au cours du temps, les valeurs du rapport ont été corrigées en tenant compte de la décroissance de l'iode 131 depuis le 11 mars, date de l'arrêt automatique des réacteurs après la survenue du séisme. Ces valeurs corrigées (points verts du graphique de la figure 21) sont quasi stables au cours du temps, confirmant clairement que la décroissance radioactive de l'iode 131 est la cause principale de l'augmentation du rapport ¹³⁷Cs/¹³¹I au cours du temps.

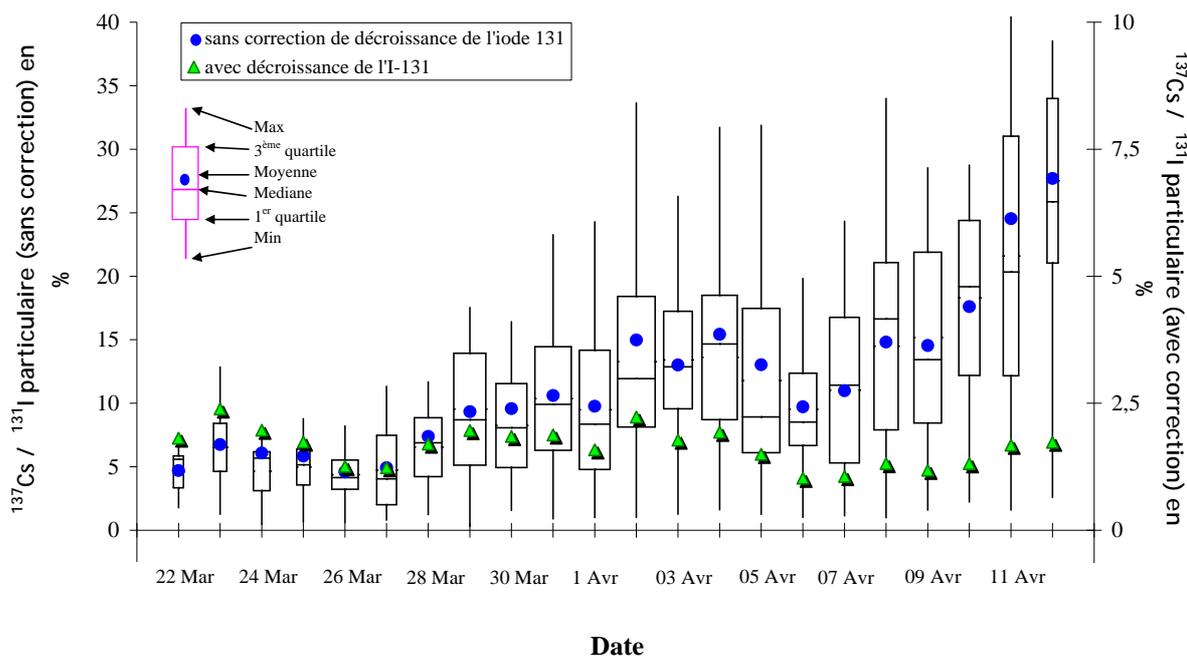


Figure 21 - Variation temporelle du rapport moyen $^{137}\text{Cs}/^{131}\text{I}$ particulaire en Europe après l'accident, exprimé en % de l'activité volumique en iode 131, sans correction de la décroissance radioactive de l'iode 131 (points bleus, échelle de gauche) et en tenant compte de cette décroissance (points verts, échelle de droite) (Masson et al, 2011).

2.1.2.3 Comparaison avec les niveaux historiques mesurés en France

Une surveillance régulière de la radioactivité dans l'air est exercée en France depuis la fin des années 50 à l'aide des stations de l'Observatoire PERmanent de la RAdioactivité (réseau OPERA-air). Grâce aux stations à très grand débit d'aspiration de ce réseau et à une métrologie consacrée à la recherche des traces, l'IRSN dispose d'un suivi historique continu des concentrations volumiques en césium 137 mesurées en France, permettant de comparer les résultats obtenus en France après l'accident de Fukushima aux niveaux observés lors des autres grands événements radiologiques qui ont émaillé ces 50 dernières années ainsi que des différentes phases de décroissance (figure 22). Il s'agit de valeurs moyennes mesurées en France ; localement et ponctuellement, les valeurs ont pu atteindre au maximum 10 fois ces valeurs moyennes selon la présence ou non de pluies.

Avant l'accident de Fukushima, le césium 137 était encore mesurable dans l'air en France, à un niveau de l'ordre de 0,1 à 0,2 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$, au moyen de stations disposant de puissantes turbines de collecte (300 à 700 m^3/h). Cette persistance dans l'air de césium 137 en très faibles traces, présente uniquement sous forme d'aérosol, est observée depuis plusieurs années dans les basses couches de l'atmosphère. Elle résulte de la remise en suspension par le vent de particules de sols présentant des traces rémanentes de césium 137 issu des retombées des essais nucléaires atmosphériques réalisés jusqu'en 1980 (qui ont émis au total environ 10^{18} Bq de césium 137) ou de l'accident de Tchernobyl au cours duquel $8 \cdot 10^{17}$ Bq ont été rejetés brutalement à l'atmosphère. Certains épisodes à caractère sporadique, comme des incendies de forêt, sont également susceptibles de réalimenter l'air en césium 137, avec de faibles élévations de l'activité volumique de ce radionucléide dans l'air, momentanées et localisées.

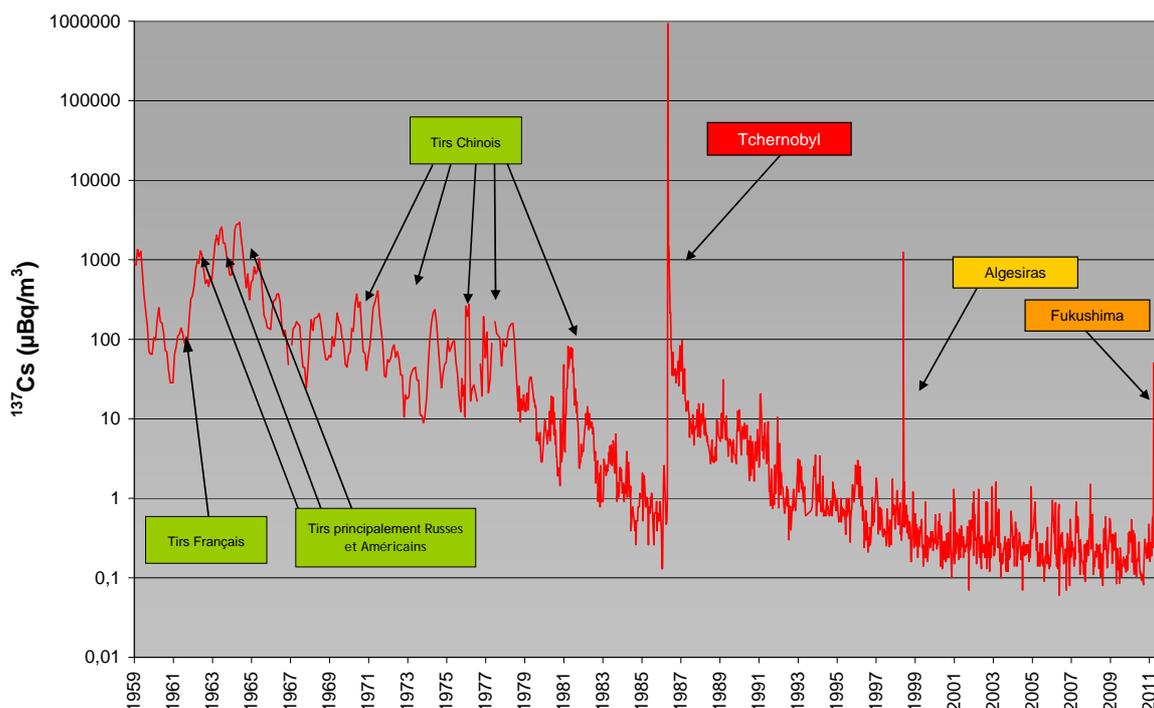


Figure 22 - Évolution temporelle de l'activité volumique moyenne en césium 137 dans l'air en France

Les concentrations en césium 137 qui ont été mesurées après l'accident de Fukushima étaient 10 000 à 100 000 fois inférieures aux valeurs les plus fortes enregistrées en France dans les jours qui ont suivi l'accident de Tchernobyl et qui correspondaient à une augmentation d'un million de fois la valeur ambiante de l'époque (environ 1 µBq/m³). Par ailleurs, les rejets de l'accident de Tchernobyl ont marqué durablement les niveaux d'activité dans l'air car, même si ce niveau a très rapidement décliné dans les jours et les semaines qui ont suivi l'arrivée des masses d'air contaminées en France, du fait du dépôt par les pluies et de l'effet de dispersion, il a fallu attendre une douzaine d'années pour que le niveau de césium 137 revienne à celui des jours précédant l'accident. Les rejets de césium 137 provoqués par l'accident de Fukushima (moins de 10 % de ceux de l'accident de Tchernobyl) et leur dispersion sur plus de 10 000 km n'ont, quant à eux, conduit à ne multiplier en France que par un facteur 1000 le niveau ambiant des jours précédant l'accident. Ces quantités ne sont visiblement pas suffisantes pour recharger durablement le stock de césium 137 atmosphérique puisque seulement 5 mois après l'accident, le niveau ambiant en césium 137 dans l'air ne représente plus que le double du niveau mesuré avant l'accident.

Comme dans le cas de l'accident de Tchernobyl, du césium 134 a accompagné le césium 137, avec un rapport relativement constant et égal à 1, alors que le rapport isotopique (¹³⁴Cs/¹³⁷Cs), caractéristique du début de la phase post-accidentelle de Tchernobyl, s'établissait entre 0,5 et 0,6. Par ailleurs, le césium 134 n'avait pas été mesuré dans l'air depuis le milieu des années 1990 en raison de sa période de décroissance relativement courte (2,1 ans) entraînant sa disparition rapide.

2.1.3. LES AUTRES RADIONUCLÉIDES ATTRIBUABLES À L'ACCIDENT MESURÉS DANS LES AÉROSOLS EN FRANCE

2.1.3.1 Évolution temporelle des concentrations dans l'air

Outre l'iode 131 et les césiums 134 et 137 qui ont pu être détectés par la plupart des moyens de surveillance de l'air utilisés par l'IRSN et les exploitants nucléaires, des mesures fines effectuées par l'IRSN sur des filtres de prélèvement d'aérosols venant des 10 stations à grand ou très grand débit d'aspiration (GD et TGD) ont permis d'identifier et quantifier d'autres radionucléides attribuables à l'accident de Fukushima : le césium 136 (¹³⁶Cs), le couple tellure 132-iode 132 (¹³²Te-¹³²I), le couple tellure 129-tellure 129m (^{129m}Te-¹²⁹Te) et le lanthane 140 du couple baryum 140-lanthane 140 (¹⁴⁰Ba-¹⁴⁰La). Les résultats obtenus sont représentés dans les graphiques de la figure 23.

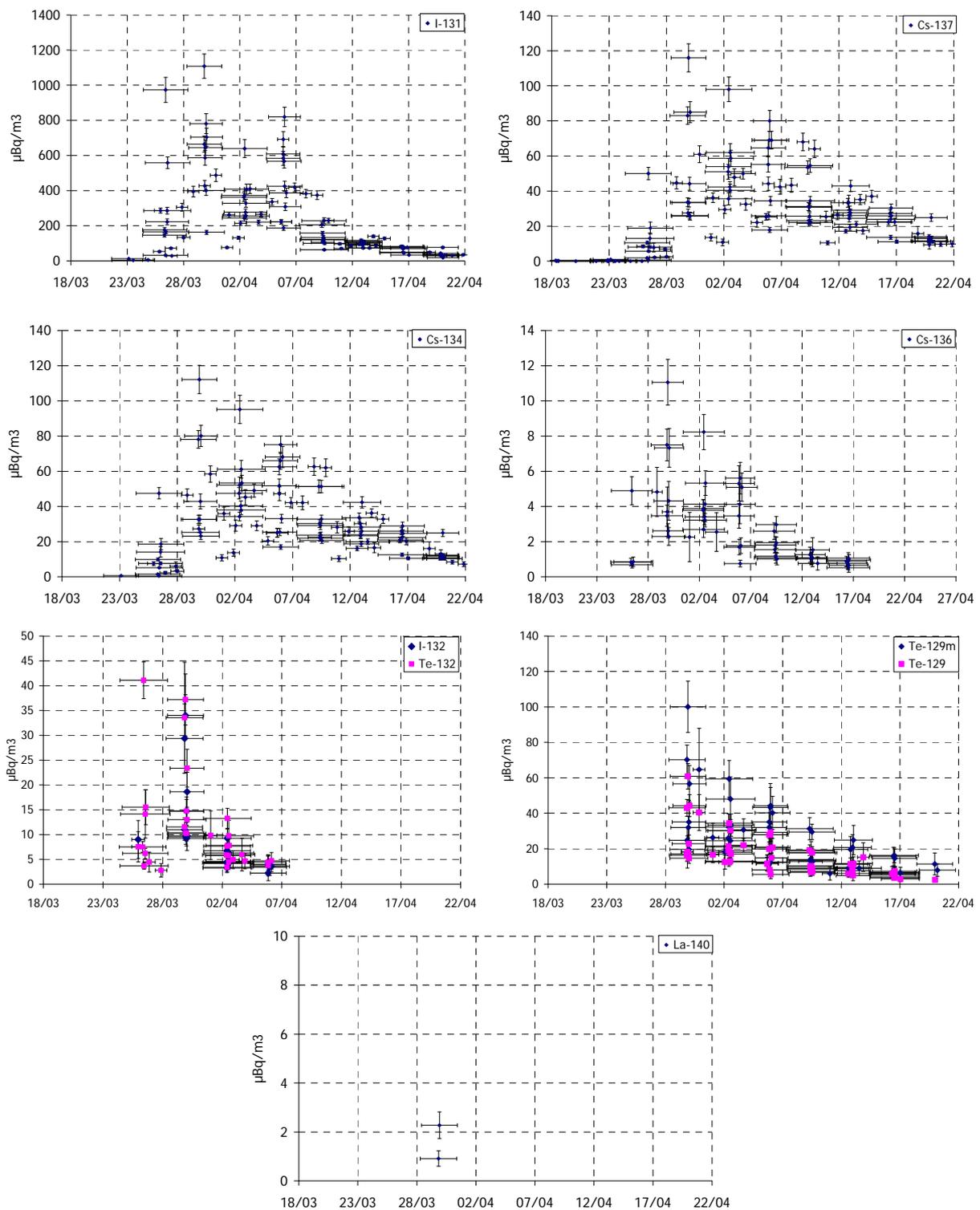


Figure 23 - Représentation des activités mesurées dans les filtres des 10 stations OPERA Air TGD et GD.

Chaque valeur correspond à un prélèvement ayant donné un résultat supérieur à la limite de détection pour le radionucléide considéré. Les barres associées à chaque point de mesure représentent :

- l'incertitude de la mesure nucléaire (barres verticales) ;
- la durée de prélèvement (barres horizontales).

On peut noter la présence de césium 137 (sans césium 134) à des niveaux inférieurs au $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ avant le passage des masses d'air contaminées par l'accident de Fukushima, correspondant à la rémanence dans l'air des retombées anciennes des tirs d'armes nucléaires dans l'atmosphère et de l'accident de Tchernobyl (voir paragraphe 2.1.2.3).

En ce qui concerne l'iode 132 et le tellure 132, les niveaux moyens ont été respectivement de 0,010 et 0,011 mBq/m³ et la valeur maximale pour chacun des deux a été de 0,034 mBq/m³ et 0,041 mBq/m³ respectivement. Dans l'ensemble, ces deux radionucléides n'ont pu être quantifiés de façon significative (valeurs supérieures au seuil de détection des appareils de mesure) au-delà de la première semaine d'avril 2011.

2.1.3.2 Les rapports d'activités entre radionucléides dans les aérosols

En considérant le césium 137 comme radionucléide de référence, compte tenu de sa longue période radioactive (30,1) au regard de la période d'observation considérée (moins de deux mois), les relations entre les activités des différents radionucléides mesurés dans les aérosols et ce radionucléide de référence ont été étudiées graphiquement par régression linéaire avec des droites passant par l'origine.

Pour les ¹³⁴Cs, le ¹³⁶Cs et le couple ^{129m}Te-¹²⁹Te (figure 24), les régressions linéaires montrent une bonne corrélation des activités (facteurs R² supérieur à 0,8). Ceci permet de déterminer des rapports isotopiques caractéristiques de l'accident de Fukushima dans l'air présent au-dessus de la France, au cours de la période mi-mars mi-avril (tableau 4). Cette bonne corrélation, établie à près de 10 000 km de distance du point de rejet, montre également une similitude de comportement de ces différents radionucléides lors de leur dispersion à longue distance.

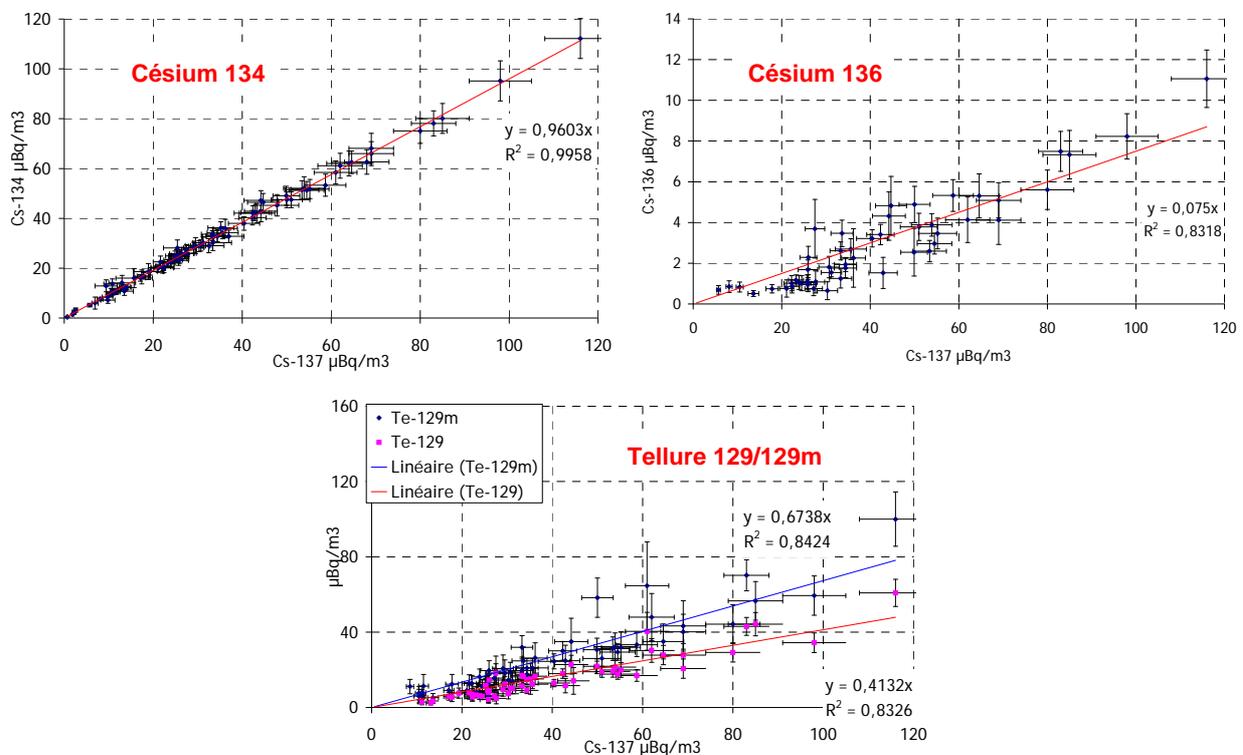


Figure 24 - Relations entre les activités du césium 134, du césium 136 et du couple tellure 129/tellure 129m et celles du césium 137 mesurées dans les mêmes prélèvements d'aérosols effectués par les stations GD et TGD du réseau OPERA Air (les activités déterminées correspondent à la mi-période de prélèvement).

Tableau 4 - Détermination des rapports d'activités ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs, ¹³⁶Cs/¹³⁷Cs et ^{129m}Te/¹³⁷Cs dans les aérosols en France après l'accident de Fukushima.

	Césium 134	Césium 136	Tellure 129m
Rapport Radionucléides / ¹³⁷ Cs	0,96	0,07	0,67
Coefficient de corrélation R ²	0,996	0,83	0,84
Nombre de mesures significatives	100	51	58

S'agissant de l'iode 131 particulaire et le couple ^{132}Te - ^{132}I (figure 25), les régressions linéaires révèlent une corrélation avec le césium 137 de mauvaise qualité (facteur R^2 inférieur à 0,5), car les périodes radioactives de ces radionucléides (8 jours pour l'iode 131 et 78 heures pour le tellure 132) sont trop petites par rapport à la durée d'observation d'activités significatives dans l'air (plus de 4 semaines pour l'iode 131). En effet, comme l'a montré le graphique de la figure 21 (§ 2.1.2.2), le rapport $^{137}\text{Cs}/^{131}\text{I}$ a augmenté de façon importante au cours du temps, ce qui ne permet d'établir une corrélation constante entre ces deux radionucléides.

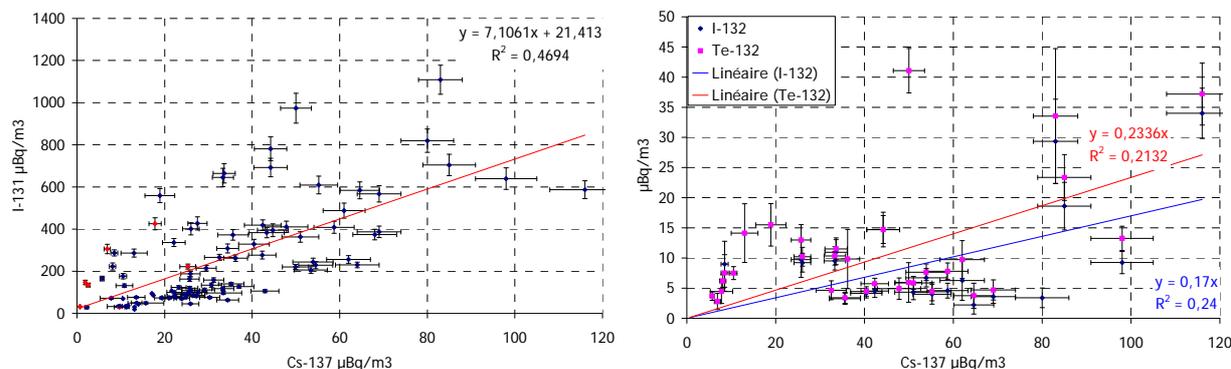


Figure 25 - Relation entre les activités de l'iode 131 particulaire et du couple tellure 132/iode 132 et celles du césium 137 mesurées dans les mêmes prélèvements d'aérosols effectués par les stations GD et TGD du réseau OPERA Air (les activités déterminées correspondent à la mi-période de prélèvement).

Seule la prise en compte de la décroissance radioactive de ces radionucléides de période courte permettrait de déterminer une valeur du rapport entre l'activité de ces radionucléides et celle du césium 137, à une date donnée. Par exemple, en considérant le 11 mars, date d'arrêt des réacteurs, comme date de référence, il est possible de corriger les activités du couple ^{132}Te - ^{132}I en les rapportant à cette date (figure 26) : dans ce cas, la corrélation avec l'activité du césium 137 devient significative pour le tellure 132, avec un coefficient R^2 de 0,91. La corrélation avec l'iode 132, descendant à vie courte du tellure 132, est moins bonne, sans doute en raison des changements d'état physico-chimique de ce radionucléide au cours de son transport depuis le Japon.

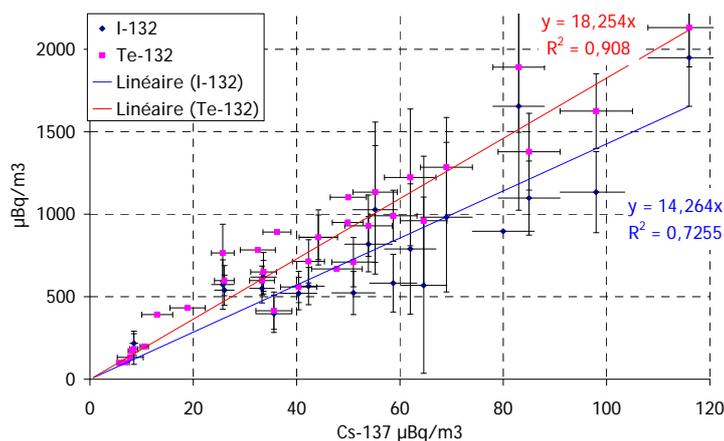


Figure 26 - Relation entre les activités du couple tellure 132/iode 132 et celles du césium 137 mesurées dans les mêmes prélèvements d'aérosols effectués par les stations GD et TGD du réseau OPERA Air, en tenant compte de la décroissance radioactive du tellure 132 depuis le 11 mars.

D'après cette relation, l'activité du tellure 132 aurait été 18,3 fois plus que celles du césium 137 le 11 mars, mais cette proportion est purement fictive car ces deux radionucléides étaient absents de l'air en France à cette date. En tenant compte de la décroissance radioactive du tellure 132, cette proportion théorique peut être corrigée pour la transposer à la période effective d'observation de ce radionucléide dans l'air en France (du 26 mars au 4 avril) : ainsi, le rapport $^{132}\text{Te}/^{137}\text{Cs}$ aurait pu être de 0,7 le 26 mars (les résultats de mesure obtenus sur un prélèvement effectué à Saint-Paul-les-

Duranc ce jour là donne un rapport compris entre 0,35 et 0,78) et de 0,1 le 4 avril (la moyenne obtenue à partir des mesures des prélèvements effectués à cette date était de 0,08).

Dans le cas du ^{140}La , seulement 2 filtres ont donné des valeurs supérieures à la limite de détection, associées aux deux valeurs les plus élevées de ^{137}Cs . Ce nombre de résultats est trop faible pour établir une relation significative avec l'activité du césium 137.

2.2. SURVEILLANCE DU DEBIT DE DOSE AMBIANT

Afin d'évaluer l'impact des rejets de l'accident de Fukushima sur le débit de dose ambiant, l'IRSN a organisé une vigilance renforcée sur les mesures en temps réel du réseau Téléray, notamment pour les territoires supposés se trouver les premiers sur la trajectoire des masses d'air contaminées (Saint-Pierre-et-Miquelon, la Martinique, la Guadeloupe et la Guyane), et a installé spécifiquement des dosimètres passifs (RPL) en divers points du territoire, pour disposer de mesures intégrées de la dose par irradiation externe pendant la période d'exposition aux masses d'air contaminées.

Toutefois, les prévisions de concentrations dans l'air en France (métropole et outre-mer), obtenues par les simulations de Météo-France pour le césium 137, indiquaient des niveaux trop faibles (de l'ordre du mBq/m^3) pour entraîner une élévation détectable du débit de dose ambiant. En effet, avec quelques millibecquerels d'iode 131 ou de césium 137 par mètre cube d'air, valeurs maximales observées en France par des mesures, l'élévation du débit de dose ambiant est d'environ un millième de nanosievert par heure (nSv/h), beaucoup trop faible pour être détectable par les appareils de mesure utilisés pour la surveillance environnementale, compte-tenu du bruit de fond naturel de rayonnement gamma d'origine tellurique, atmosphérique et cosmique.

2.2.1. RESULTATS OBTENUS PAR LE RESEAU TELERAY

Afin d'illustrer l'absence de toute élévation significative du débit d'équivalent de dose gamma ambiant, les graphiques de la figure 27 représentent l'évolution chronologique de la moyenne régionale du débit de dose, pour les zones Nord, Nord-Est, Nord-Ouest, Centre, Sud-Est et Sud-Ouest de la France. Chaque courbe représente la moyenne des mesures horaires de chacune des sondes appartenant aux régions administratives françaises.

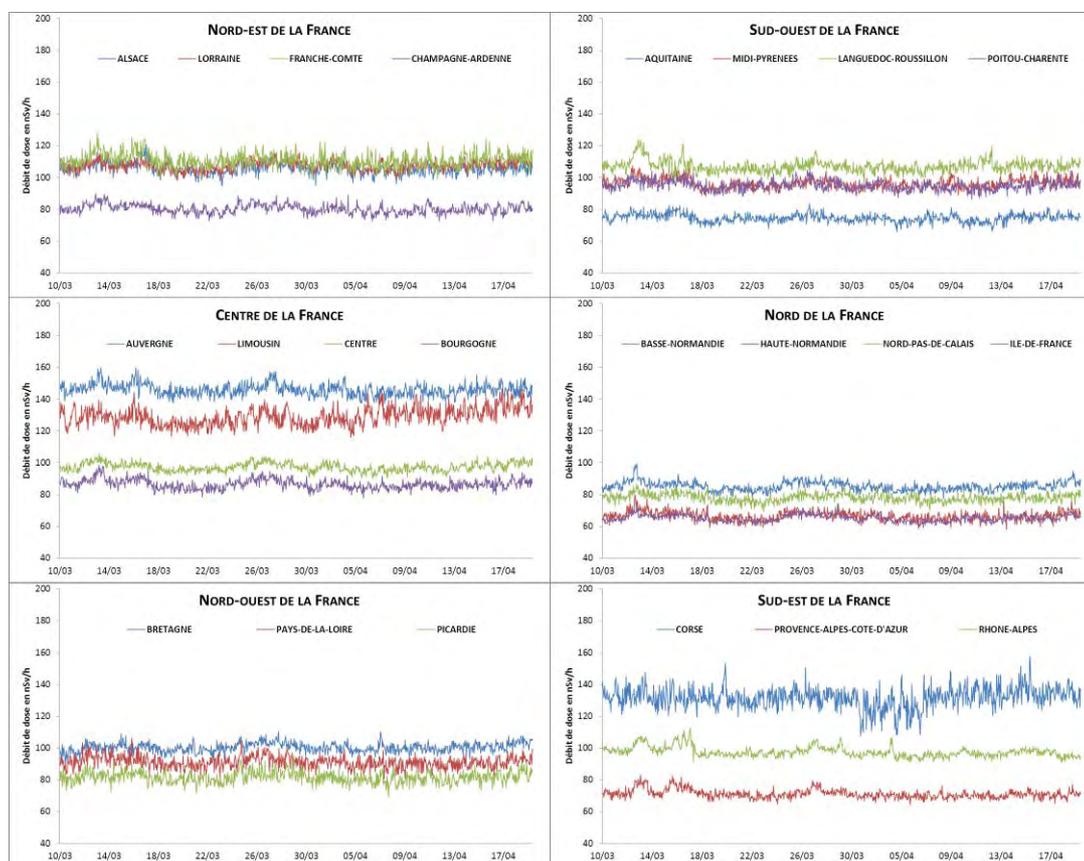


Figure 27 - Moyennes régionales (par régions administratives françaises) des mesures horaires des sondes Téléray, présentées par grandes zones de la France métropolitaine.

Ces résultats montrent des fluctuations de faible amplitude (de l'ordre de la dizaine de nSv/h), comparables à celles habituellement observées par le réseau Téléray, dues au comportement des radionucléides naturels dans l'air, tels que le radon et ses descendants, lors de variations des conditions météorologiques.

En tout état de cause, les niveaux de concentration en radionucléides artificiels observés en France après l'accident de Fukushima, de l'ordre de quelques mBq/m³ au maximum, ne peuvent pas être à l'origine de ces fluctuations occasionnelles et régionales.

A titre d'illustration et de comparaison, la figure 28 présente les variations du débit d'équivalent de dose mesuré à Tokyo par la sonde Téléray de l'IRSN, qui correspondait à des concentrations dans l'air de quelques dizaines de Bq/m³ d'iode 131 entre le 21 et le 23 mars. Au cours de cet épisode de contamination de l'air, le débit de dose a dépassé 150 nSv/h, c'est-à-dire plus du double de celui mesuré avant. Après le 23 mars, le débit de dose mesuré correspond à l'influence des dépôts radioactifs formés par les pluies qui sont tombées à Tokyo lors de l'épisode de contamination de l'air du 21 au 23 mars ; la décroissance régulière du débit de dose observée jusqu'à mi-avril est due à la disparition progressive des radionucléides de courte période (tellure 132, iode 132, iode 131) présents dans les dépôts. Les pics de faible amplitude et de courte durée observés à partir du mois d'avril, correspondant à des jours pluvieux, ne semblent pas devoir être attribués à des radionucléides artificiels, car, dans un tel cas, on aurait dû observer une nouvelle élévation du bruit de fond ambiant provoquée par le dépôt de radionucléides à vie longue. Ces pics pourraient davantage correspondre à un phénomène classique de rabattement par les pluies des descendants naturels du radon présents dans l'atmosphère (plomb 214 et bismuth 214).

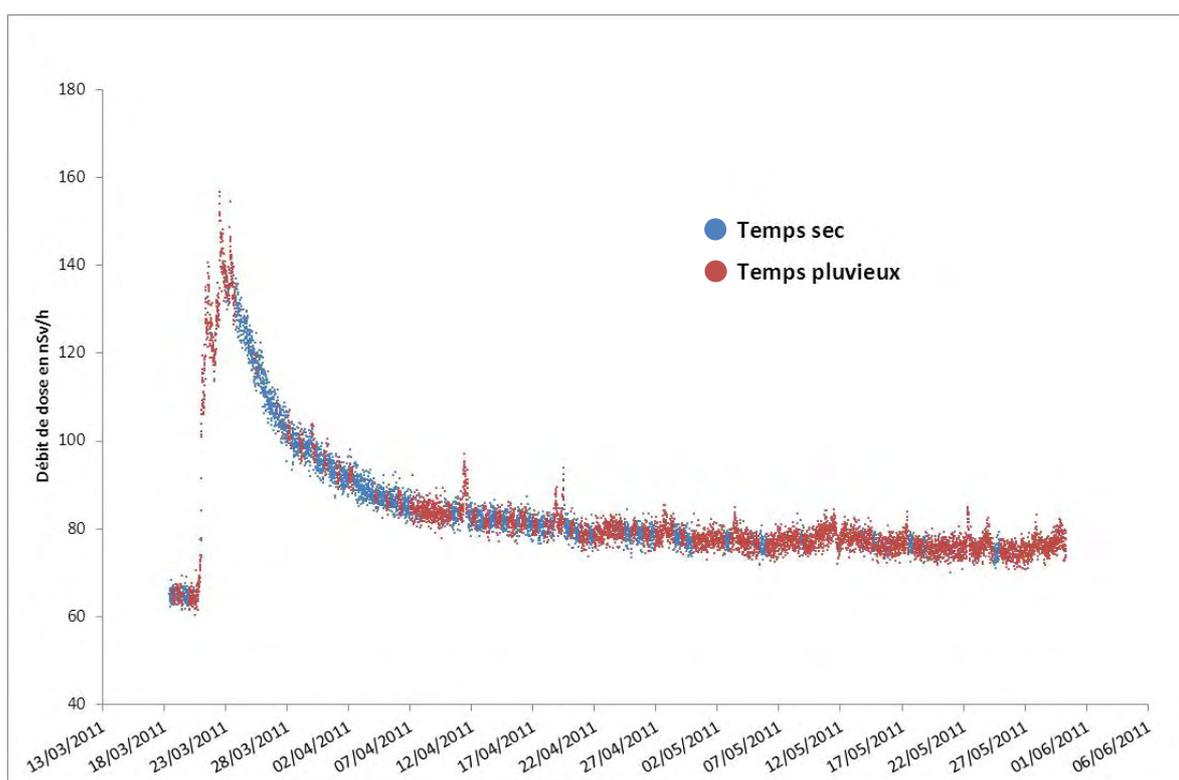


Figure 28 - Débit d'équivalent de dose mesuré à Tokyo du 18 mars au 6 juin 2011 par la sonde Téléray de l'IRSN installée à l'Ambassade de France.

2.2.2. DOSIMETRIE ENVIRONNEMENTALE

Les résultats des mesures des dosimètres environnementaux exposés entre le 15 mars et le 5 mai (période minimale indicative) sont fournis dans le tableau 5. Ils sont dans la gamme de variabilité naturelle de la dose ambiante sur le territoire français et ne mettent pas en évidence d'élévation anormale du niveau de dose gamma ambiant pendant la période.

Les doses mesurées par les dosimètres ont été reportées en débit de dose horaire, compte-tenu des périodes d'exposition sensiblement différentes d'un dosimètre à un autre. Cette dose moyenne, exprimée en nSv/h, permet de s'affranchir de la durée d'exposition exacte, néanmoins prise en compte dans le calcul.

Tableau 5 - Synthèse des résultats des mesures par dosimétrie RPL sur une période minimale allant du mois de mars au mois de mai 2011.

	LIEU	DEPARTEMENT	DOSE TOTALE PERIODE en mSv	INCERTITUDE en mSv	CALCUL DE LA DOSE HOORAIRE MOYENNE en nSv/h	INCERTITUDE en nSv/h
M E T R O P O L E	GATTIERES	Alpes-Maritimes	<i>non mesuré</i>	<i>non calculé</i>	<i>non mesuré</i>	<i>non calculé</i>
	CANTOIN	Aveyron	<i>non mesuré</i>	<i>non calculé</i>	<i>non mesuré</i>	<i>non calculé</i>
	SAINT PAUL LEZ DURANCE	Bouches-du-Rhône	0,150	0,030	87	17
	LA COURONNE	Charente	0,132	0,026	110	22
	BONIFACIO	Corse-du-Sud	0,171	0,034	140	28
	LAMOTTE FANJAS	Drôme	0,226	0,045	192	38
	PERRIERS SUR ANDELLE	Eure	0,115	0,023	92	18
	PLOUGUERNEAU	Finistère	0,201	0,040	161	32
	VILLENEUVE LES AVIGNON	Gard	0,120	0,024	96	19
	RENNES	Ille-et-Vilaine	0,136	0,027	109	22
	SETE	Hérault	0,118	0,024	95	19
	BALLAN MIRE	Indre-et-Loire	0,260	0,052	208	42
	L'ALPE D'HUEZ	Isère	0,324	0,065	157	31
	MONT SOUS VAUDREY	Jura	<i>non mesuré</i>	<i>non calculé</i>	<i>non mesuré</i>	<i>non calculé</i>
	SAINT ETIENNE	Loire	0,159	0,032	127	25
	LA CANOURGUE	Lozère	0,191	0,038	156	31
	AGEN	Lot-et-Garonne	0,165	0,033	132	26
	BAUGE	Maine-et-Loire	0,210	0,042	179	36
	CHERBOURG OCTEVILLE	Manche	0,221	0,044	181	36
	OGY	Moselle	<i>non mesuré</i>	<i>non calculé</i>	<i>non mesuré</i>	<i>non calculé</i>
PONT A MARCQ	Nord	<i>non mesuré</i>	<i>non calculé</i>	<i>non mesuré</i>	<i>non calculé</i>	
BAYONNE	Pyrénées-Atlantiques	0,225	0,045	191	38	
LA TOUR BAS ELNE	Pyrénées-Orientales	0,287	0,057	230	46	
LE VESINET	Yvelines	0,112	0,022	90	18	
D R O M - C O M	SAINT BARTHELEMY	Guadeloupe	0,146	0,029	88	18
	ABYMES	Guadeloupe	0,125	0,025	77	15
	ABYMES	Guadeloupe	<i>non mesuré</i>	<i>non calculé</i>	<i>non mesuré</i>	<i>non calculé</i>
	FORT DE France	Martinique	0,115	0,023	80	16
	LE LAMENTIN	Martinique	0,154	0,031	92	18
	MATOURY	Guyane française	0,154	0,031	93	19
	MATOURY	Guyane française	0,161	0,032	97	19
	SAINTE MARIE DE LA REUNION	La Réunion	0,122	0,024	85	17
	SAINTE MARIE DE LA REUNION	La Réunion	0,141	0,028	98	20
	SAINT PIERRE ET MIQUELON	Saint-Pierre-et-Miquelon	0,359	0,072	176	35
	SAINT PIERRE ET MIQUELON	Saint-Pierre-et-Miquelon	0,294	0,059	144	29
	MAYOTTE	Mayotte	0,247	0,049	151	30
	NOUMEA	Nouvelle Calédonie	0,375	<i>non calculé</i>	203	<i>non calculé</i>
	AFAAHITI	Polynésie française	0,253	<i>non calculé</i>	59	<i>non calculé</i>
	PAPENOO	Polynésie française	<i>non mesuré</i>	<i>non calculé</i>	<i>non mesuré</i>	<i>non calculé</i>
HIVA OA (Marquises)	Polynésie française	0,334	<i>non calculé</i>	91	<i>non calculé</i>	

non mesuré (car non réceptionné)

Certains dosimètres n'ont pas pu être rapatriés et probablement perdus lors du transit postal, d'autres n'ont pas été retournés à l'IRSN. Dans ce cas, la mention non mesuré (NM) est reportée dans le tableau.

Concernant la métropole, les données mesurées sont cohérentes avec les données du réseau Téléray. La figure 29 donne la carte des débits de dose moyens pour cette période de surveillance, obtenue par interpolation des valeurs mesurées.

Certaines valeurs peuvent être ponctuellement plus élevées que le débit de dose local moyen attendu, ceci s'expliquant par la nature du support sur lequel certains dosimètres ont pu être placés (matériaux de construction notamment).

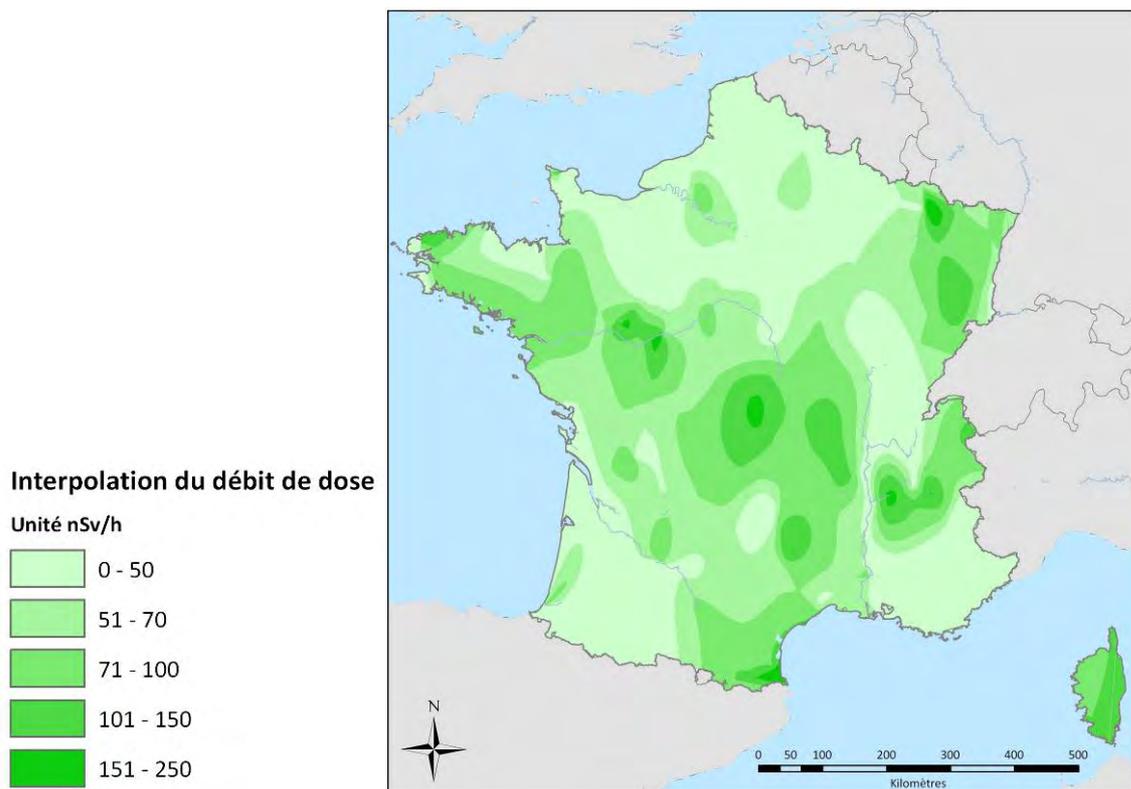


Figure 29 - Carte des débits de dose moyens en France entre mars et mai 2011, obtenue par interpolation des valeurs mesurées dans le cadre de la surveillance renforcée.

Cette carte montre des variations géographiques du débit de dose moyen qui correspondent principalement aux différences de composition des roches en radionucléides naturels (uranium, thorium, radon, potassium, etc.) ainsi qu'à un rayonnement cosmique plus importants pour les sites de mesure situés en altitude. Ainsi, pour un débit de dose de 90 nSv/h en moyenne pour l'ensemble du territoire, on observe des valeurs comprises entre 40 et 70 nSv/h dans les bassins sédimentaires, tandis que des valeurs plus importantes, pouvant atteindre jusqu'à près de 300 nSv/h, se mesurent dans les massifs montagneux, généralement granitiques.

3. BILAN DE LA SURVEILLANCE DU MILIEU TERRESTRE

La surveillance renforcée du milieu terrestre a principalement porté sur l'analyse de prélèvements végétaux (herbes et légumes feuilles) et de lait, afin de quantifier les traces, en France, des radionucléides résultant des rejets survenus lors de l'accident de la centrale de Fukushima. En effet, en cas de pollution radiologique de l'air, les feuilles des végétaux interceptent une partie des retombées atmosphériques, avec une importance qui dépend fortement du type de dépôts (sec ou humide) et de l'état de développement du végétal. Par transfert, les radionucléides déposés atteignent également la chaîne alimentaire, soit directement (légumes à feuilles notamment), soit via l'alimentation du bétail en pâture. Le lait produit par les animaux qui consomment l'herbe contaminée est particulièrement sensible aux retombées d'iode 131 (voir paragraphe 3.3).

Dans la restitution qui suit, lorsque les mesures ont été réalisées plus de 8 jours après le prélèvement, les résultats non significatifs (inférieurs aux limites de détection) obtenus sur les échantillons (herbes, mélange mousses/lichens, légumes à feuilles et laits) ont été écartés et ne sont pas représentés sur les graphiques, en raison de la courte période radioactive de l'iode 131 (8 jours).

Par ailleurs, des analyses d'échantillons de pluie et des mesures par spectrométrie gamma *in situ* permettent d'estimer les dépôts radioactifs au cours de la période de contamination de l'air, notamment la fraction humide.

3.1. ANALYSE DE PRELEVEMENTS D'HERBE ET DE MELANGES MOUSSE/LICHEN

226 échantillons de végétaux (herbe, mélange mousse/lichen) ont été analysés par l'IRSN, auxquels s'ajoutent 6 autres échantillons analysés par d'autres organismes.

3.1.1. SITUATION OBSERVEE EN FRANCE METROPOLITAINE

3.1.1.1 Iode 131

Les premières traces d'iode 131 ont été mesurées par l'IRSN dans un prélèvement d'herbe effectué à Pélussin (42) le 26 mars (0,09 Bq/kg frais). La détection s'est généralisée les jours suivants sur l'ensemble du territoire métropolitain, à des niveaux de concentration compris entre 0,47 et 15 Bq/kg frais, avec des niveaux moyens d'activités de l'ordre de 1,78 Bq/kg frais sur la période allant du 26 mars au 15 avril. La concentration maximale a été observée sur un prélèvement d'herbe du 28 mars réalisé à Gradignan (33).

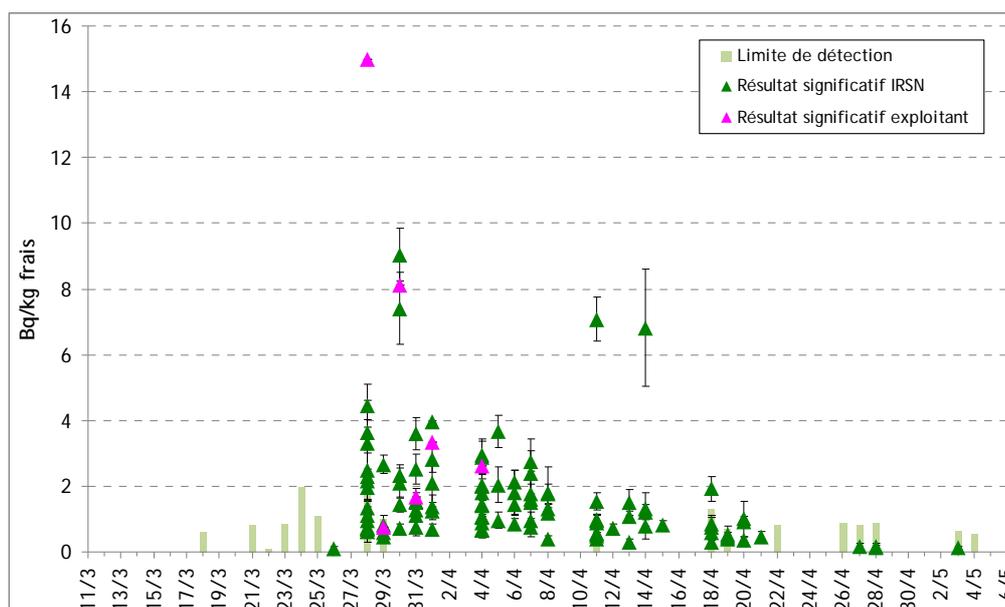


Figure 30 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe en métropole par l'IRSN et les exploitants

Nota : Les incertitudes relatives aux mesures effectuées par les exploitants n'ont pas toujours été communiquées à l'IRSN et ne sont donc pas représentées sur les graphiques.

Après le 15 avril, les concentrations en iode 131 dans l'herbe montrent une tendance à la baisse. Les valeurs mesurées à partir de début mai ne dépassent pas 0,12 Bq/kg frais et sont très souvent inférieures aux limites de détection des appareils de mesure.

L'analyse des données acquises en fonction d'un découpage géographique de la France (nord/sud et est/ouest), tel que présenté sur la carte de la figure 31, indique que des concentrations de même ordre de grandeur ont été observées sur l'ensemble du territoire, avec des fluctuations spatiales et temporelles dues au déplacement des masses d'air (figure 32). La variation des concentrations observées peut également être mise en relation avec celle des précipitations à l'origine des dépôts au sol et avec la variabilité des prélèvements. Ces constats ne permettent pas de conclure que certaines régions françaises ont été plus touchées que d'autres, conformément à ce qui était attendu compte tenu du caractère global de la dispersion des radionucléides rejetés par l'accident de Fukushima.



Figure 31 - Répartition des points de prélèvement d'herbe.

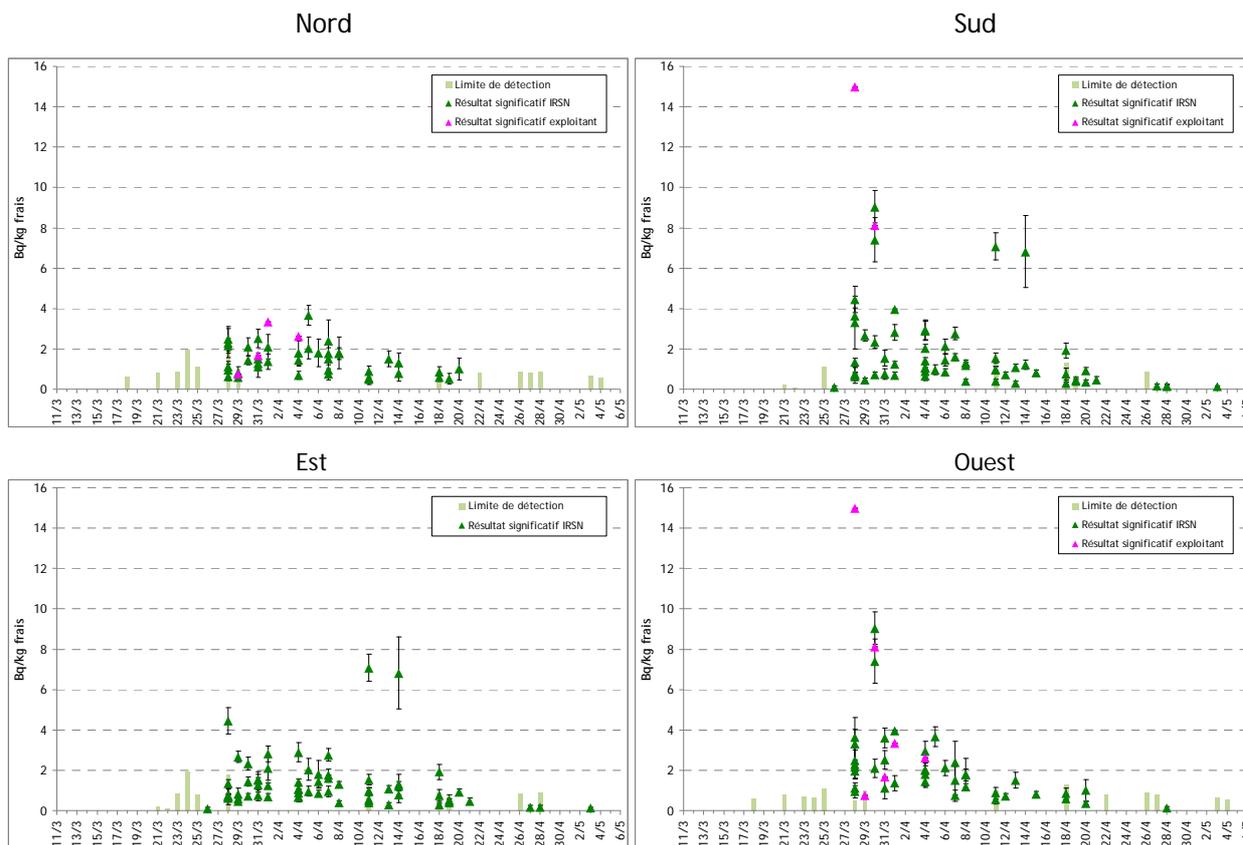


Figure 32 - Évolution des activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe (comparaison entre les données nord et sud et les données ouest et est).

3.1.1.2 Césiums 134 et 137

Sur les 165 prélèvements d'herbe réalisés en métropole, 43 ont présenté des activités significatives en césium 137 et seulement 21 en césium 134 (voir les gammes d'activités dans le tableau 6). Certains prélèvements de végétaux ont en effet présenté des activités significatives uniquement en césium 137 sur plusieurs stations de métropole, à des niveaux compris entre 0,04 et 0,89 Bq/kg frais, soit des valeurs souvent observées dans ce type de matrices en France avant Fukushima, en raison de la persistance de ce radionucléide déposé à la suite des essais nucléaires en atmosphère et de l'accident de Tchernobyl.

L'IRSN a mesuré ponctuellement une valeur plus élevée dans une herbe prélevée à Sepmes (37) le 7 avril (4,7 Bq/kg frais). Cependant, l'absence de détection de césium 134 sur cet échantillon écarte l'hypothèse d'une origine liée à l'accident de Fukushima.

A partir du 4 avril, des traces de césium 134, associé au césium 137 dans des proportions caractéristiques des rejets de Fukushima (figure 33), ont été mesurées dans l'herbe de dix stations de prélèvement en métropole. Les concentrations mesurées sont proches d'un lieu à l'autre et en un même point la concentration en césium 134 ou en césium 137 est globalement dix fois plus faible que celle en iode 131.

Tableau 6 - Gammes d'activités en césium 134 et 137 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe en métropole.

Lieu de prélèvement	Nombre de mesures significatives / Nombre total de mesures		Après l'accident de Fukushima (de mi-mars à mai 2011)		Avant l'accident de Fukushima	
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
Clansayes (Drôme, 26)	1/9	4/9	0,07 ± 0,04	0,07 - 0,21	n.d.	0,05 - 4,07
Gréoux-les-Bains (Alpes-de-Haute-Provence, 04)	0/12	4/12	n.d.	0,09 - 0,22	n.d.	0,05 - 4,07
Malvésy (Aude, 11)	0/9	4/9	n.d.	0,12 - 0,22	n.d.	0,05 - 4,07
Opme (Puy-de-Dôme, 63)	4/11	8/11	0,12 - 2,79	0,18 - 4,00	n.d.	0,05 - 4,07
Pélussin (Loire, 42)	1/6	4/6	0,22 ± 0,07	0,04 - 0,28	n.d.	0,05 - 4,07
Siouville (Manche, 50)	1/11	1/11	0,48 ± 0,28	0,39 ± 0,32	n.d.	0,05 - 4,07
Sainte-Colombe-en-Bruilhois (Lot-et-Garonne, 47)	9/12	9/12	0,14 - 0,41	0,16 - 0,71	n.d.	0,05 - 4,07
Arbus (Pyrénées-Atlantiques, 64)	1/8	1/8	0,47 ± 0,22	0,76 ± 0,28	n.d.	0,05 - 4,07
Cherbourg (Manche, 50)	1/1	1/1	0,43	0,42	n.d.	0,05 - 4,07
Lourdes (Hautes-Pyrénées, 65)	1/6	1/6	0,42 ± 0,19	0,34 ± 0,17	n.d.	0,05 - 4,07
Parey-sous-Montfort (Vosges, 88)	1/5	2/5	0,42 ± 0,25	0,31 - 0,79	n.d.	0,05 - 4,07
Rebreuve-sur-Canche (Pas-de-Calais, 62)	1/7	1/7	0,46 ± 0,19	0,73 ± 0,21	n.d.	0,05 - 4,07
Sepmes (Indre-et-Loire, 37)	0/7	1/7	n.d.	4,70 ± 1,00	n.d.	0,05 - 4,07
Vrignes-aux-Bois (Ardennes, 08)	0/6	2/6	n.d.	0,44 - 0,48	n.d.	0,05 - 4,07

n.d. : non détecté

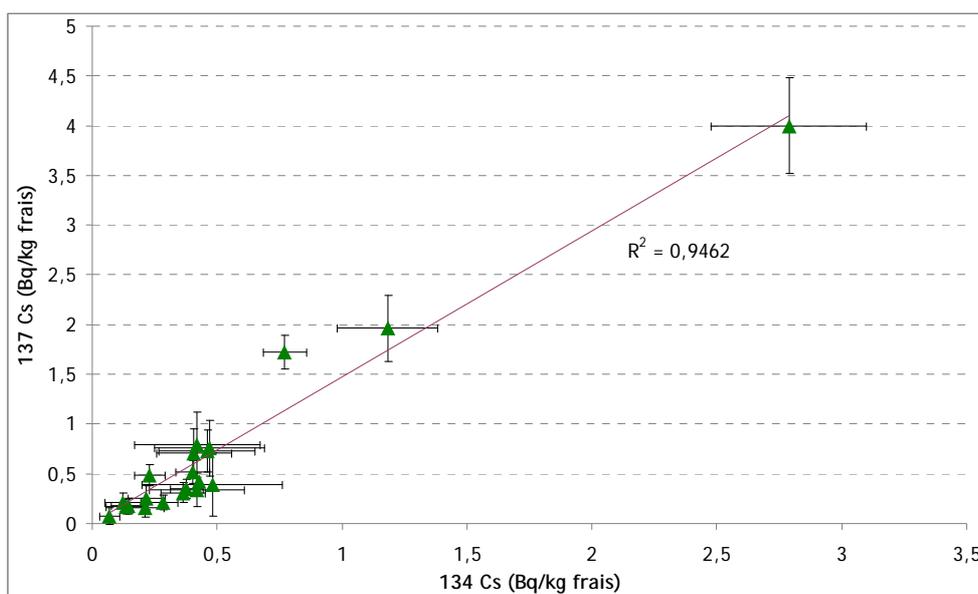


Figure 33 - Corrélation des activités en césium 134 et en césium 137 mesurées dans des prélèvements d'herbe effectués en métropole entre le 18 mars et le 6 mai 2011

L'évolution de la concentration de ces radionucléides dans le temps observée au niveau d'une même station du sud-ouest de la France (47) montre un maximum d'activité dans l'herbe vers le 6 avril (figure 34).

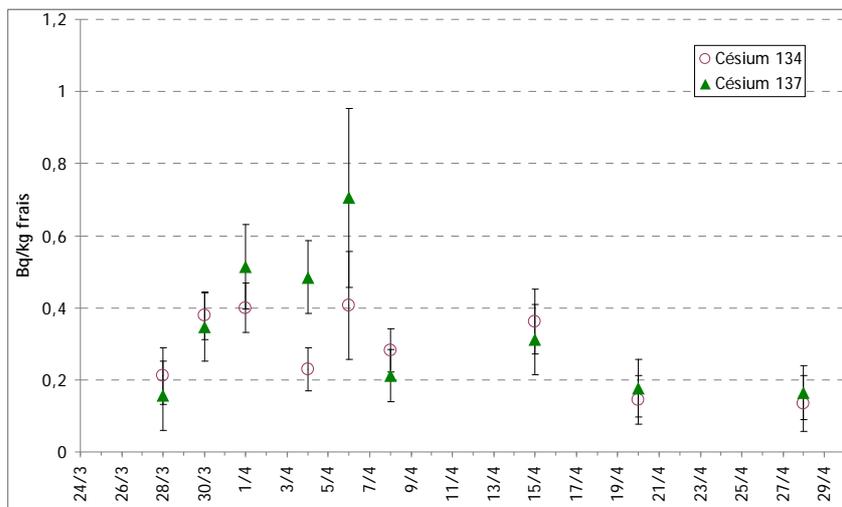


Figure 34 - Évolution des activités en césiums 134 et 137 mesurées dans l'herbe de Sainte-Colombe-en-Bruilhois (47)

3.1.2. SITUATION OBSERVEE DANS LES DROM-COM

3.1.2.1 Iode 131

L'analyse d'un prélèvement d'herbe réalisé le 28 mars en Martinique a révélé pour la première fois la présence d'iode 131 dans les DROM-COM, à une concentration de 0,80 Bq/kg frais. Des traces d'iode 131 ont également été détectées les jours suivants en Guadeloupe sur 2 échantillons d'herbe et sur 5 échantillons de mélanges de mousses et de lichens prélevés à Saint-Pierre-et-Miquelon (cf. planches DROM-COM en annexe 1).

L'iode 131 n'a pas été détecté dans les autres DROM-COM, à savoir la Guyane, la Réunion, Tahiti et la Nouvelle-Calédonie.

3.1.2.2 Césium 134 et 137

Le tableau 7 présente les résultats de mesures en césium 134 et 137 réalisées sur les échantillons prélevés dans les DROM-COM.

Seuls 2 prélèvements de végétaux (mélanges de mousses et de lichens) réalisés à Saint-Pierre-et-Miquelon présentent conjointement des activités en césium 134 et 137 significatives, attribuables aux rejets consécutifs à l'accident de Fukushima.

Certains prélèvements de végétaux présentent des activités significatives uniquement en césium 137, pouvant atteindre une dizaine de Bq/kg frais (13,8 Bq/kg frais sur une mousse terrestre prélevée à Saint-Pierre-et-Miquelon le 29 mars). En l'absence de détection de césium 134, ces activités ne sont pas imputables à l'accident survenu à la centrale de Fukushima. Elles s'expliquent par la persistance dans les sols (ainsi que dans les végétaux poussant sur ces sols) de césium 137 déposé à la suite des essais nucléaires en atmosphère.

Tableau 7 - Gammes d'activités en césiums 134 et 137 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe et les échantillons de mousses et lichens dans les DROM-COM

Lieu de prélèvement	Nombre de mesures significatives / Nombre total de mesures		Après l'accident de Fukushima (de mi-mars à mai 2011)		Avant l'accident de Fukushima	
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
Baie-Mahault (Guadeloupe, 971)	0/11	1/11	n.d.	0,68 ± 0,36	n.d.	0,35 - 2,22
Saint-Esprit (Martinique, 972)	0/10	0/10	n.d.	n.d.	n.d.	0,33 - 1,88
Cayenne/Macouria (Guyane, 973)	0/10	0/10	n.d.	n.d.	n.d.	Pas de données
Saint-Pierre-et-Miquelon (975)	2/11	9/11	0,20 - 0,34	0,23 - 13,8	n.d.	Pas de données
Le Tampon (La Réunion, 974)	0/10	0/10	n.d.	n.d.	n.d.	Pas de données
Taravao (Tahiti)	0/8	0/8	n.d.	n.d.	n.d.	Pas de données récentes
Fonwhary (Nouvelle-Calédonie)	0/2	0/2	n.d.	n.d.	n.d.	Pas de données

n.d. : non détecté

3.2. ANALYSES EFFECTUEES SUR LEGUMES

Près de 110 légumes ont fait l'objet d'un contrôle radiologique en métropole et dans les DROM-COM suite à l'accident de Fukushima. Les légumes analysés sont principalement des légumes à feuilles tels que salades et épinards et, dans une moindre mesure, d'autres types de légumes (choux pommés, céleris-raves et carottes). Dans la mesure du possible, les prélèvements ont porté sur des légumes de plein champ à feuilles larges présentant une bonne surface de captation des retombées radioactives atmosphériques.

3.2.1. SITUATION OBSERVEE EN FRANCE METROPOLITAINE

3.2.1.1 Iode 131

Les premières traces d'iode 131 (0,14 Bq/kg frais) ont été détectées le 28 mars sur des feuilles d'épinards prélevées dans la commune de Malvés (11). D'autres valeurs significatives ont été mesurées en métropole par la suite, principalement sur des salades et des épinards prélevés dans le grand quart sud-est de la France. Jusqu'au 19 avril, les concentrations mesurées ont varié entre 0,05 et 2,10 Bq/kg frais (figure 35). Les analyses réalisées après cette date n'indiquent plus d'activité significative en France métropolitaine.

A titre de comparaison, après l'accident de Tchernobyl, la gamme d'activités maximales en iode 131 observées en France dans les salades allait de 300 à 3000 Bq/kg frais en mai 1986.

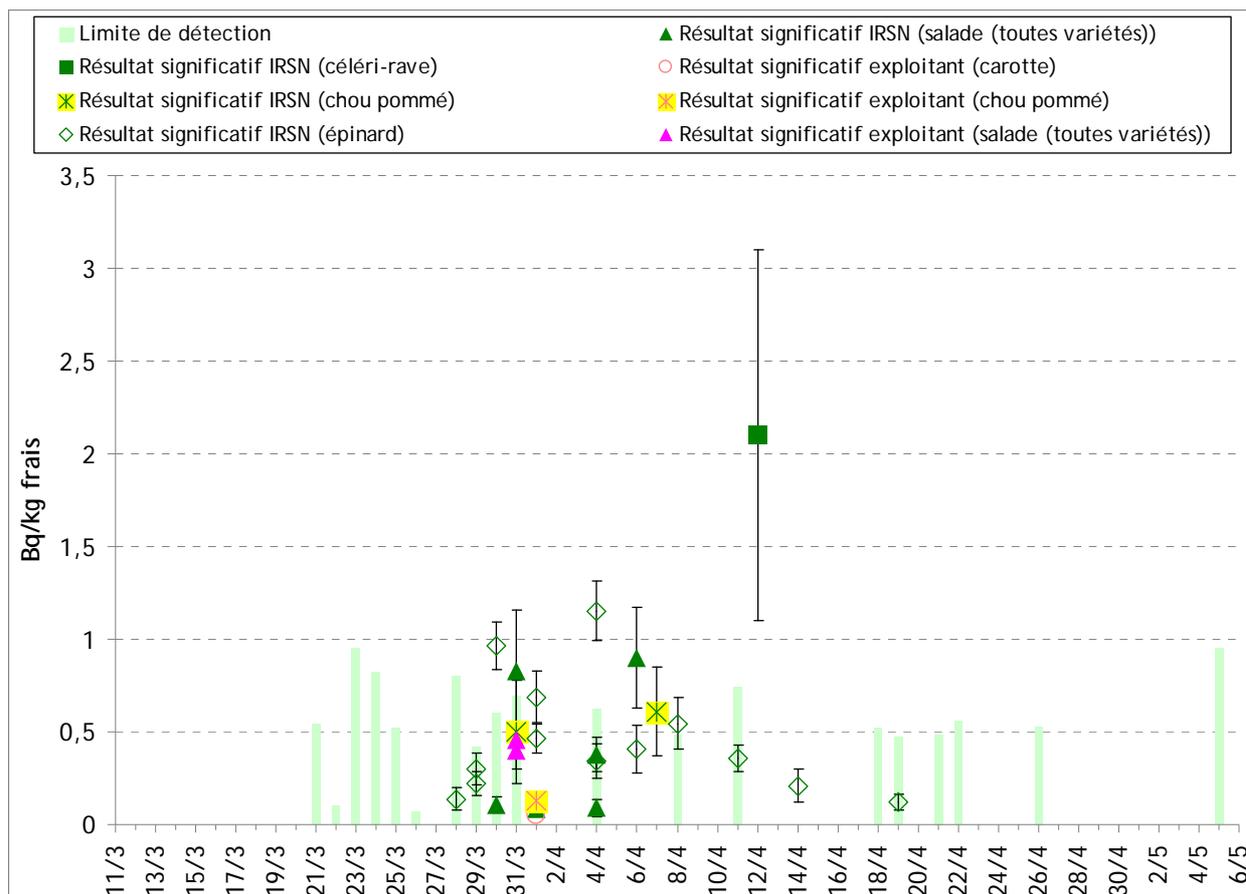


Figure 35 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans les légumes en métropole par l'IRSN et les exploitants (mars-avril 2011)

3.2.1.2 Césiums 134 et 137

Parmi les 97 échantillons analysés, 13 échantillons (salades, choux pommés, poireaux et épinards) ont présenté des traces de césium 137 seul, à des niveaux compris entre 0,02 et 0,66 Bq/kg frais. Ces traces correspondent à la rémanence dans l'environnement des retombées radioactives des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl.

Seuls 2 échantillons ont présenté également des traces de césium 134 : des épinards prélevés le 4 avril à Tourdan (38), avec 0,13 Bq/kg frais, et le 11 avril à Bollène (84), avec 0,05 Bq/kg frais. La présence de ce radionucléide est attribuable aux rejets de l'accident de Fukushima.

Tableau 8 - Gammes d'activités en césiums 134 et 137 (Bq/kg frais) mesurées dans les légumes en métropole

Lieu de prélèvement	Nombre de mesures significatives / Nombre total de mesures		Après l'accident de Fukushima (de mi-mars à mai 2011)		Avant l'accident de Fukushima	
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	Gamme d'activités significatives mesurées (Bq/kg frais)		Valeurs habituellement observées (Bq/kg frais)	
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs ⁴
Cherbourg (Manche, 50)	0/1	1/1	n.d.	0,02	n.d.	0,002 - 0,8
Bollène (Vaucluse, 84)	1/8	2/8	0,05 ± 0,05	0,08 - 0,14	n.d.	0,002 - 0,8
Malvésí (Aude, 11)	0/5	2/5	n.d.	0,17 - 0,30	n.d.	0,002 - 0,8
Tourdan (Isère, 38)	1/5	3/5	0,13 ± 0,04	0,06 - 0,21	n.d.	0,002 - 0,8
Liencourt (Pas-de-Calais, 62)	0/7	4/7	n.d.	0,57 - 1,14	n.d.	0,002 - 0,8
Brest (Finistère, 29)	0/1	1/1	n.d.	0,11	n.d.	0,002 - 0,8
Aix-en-Provence (Bouches-du-Rhône, 13)	0/6	2/6	n.d.	0,05 - 0,07	n.d.	0,002 - 0,8

n.d. : non détecté

3.2.2. SITUATION OBSERVEE DANS LES DROM-COM

Aucune activité significative en iode 131 ou en césium n'a été mesurée dans les 11 échantillons de salades prélevés en Guadeloupe à la suite de la crise nucléaire japonaise.

Dans les autres DROM-COM, la surveillance radiologique du territoire n'a porté que sur des prélèvements de lait et d'herbe, et sur des échantillons de mousses et lichens pour Saint-Pierre-et-Miquelon.

3.3. ANALYSES EFFECTUEES SUR DU LAIT

Près de 200 échantillons de lait (chèvre, brebis, vache) ont été analysés entre le 18 mars et le 5 mai afin de déterminer l'impact de l'accident survenu à la centrale nucléaire de Fukushima sur le territoire français (métropole et DROM-COM).

3.3.1. SITUATION OBSERVEE EN FRANCE METROPOLITAINE

3.3.1.1 Iode 131

La présence d'iode 131 dans des prélèvements de lait a été décelée à partir du 28 mars dans le nord-ouest de la France (0,43 Bq/L dans le lait de chèvre à Sepmes (37) et 0,15 Bq/L dans le lait de vache à Brouzils (85)). Dans les jours qui ont suivi, des activités significatives ont été mesurées sur la plupart des stations de prélèvement du territoire métropolitain, avec des niveaux variant entre 0,08 Bq/L et 3,10 Bq/L. Les valeurs les plus élevées ont été observées dans le lait de chèvre et de brebis, allant 0,18 à 3,10 Bq/L, alors que la gamme d'activité mesurée dans le lait de vache est de 0,08 à 0,66 Bq/L.

Une tendance à la baisse des activités a été observée à partir de la mi-avril en métropole. Début mai, seul le lait de chèvre présentait encore des activités significatives, inférieures à 0,2 Bq/L (figure 36), l'iode n'étant plus quantifiable dans les prélèvements de lait de vache dès le 22 avril.

A noter qu'à la suite de l'accident de Tchernobyl en avril 1986, les niveaux d'activités en iode 131 mesurés en France dans les laits prélevés en mai 1986 oscillaient entre 100 et 600 Bq/L.

⁴ Renaud Ph., Gurriaran R. (2009) Réflexion sur l'évolution des concentrations en radionucléides artificiels dans l'environnement français, les doses associées et à l'adaptation des techniques d'analyse aux besoins de la surveillance, Radioprotection 44(2), 169-186.

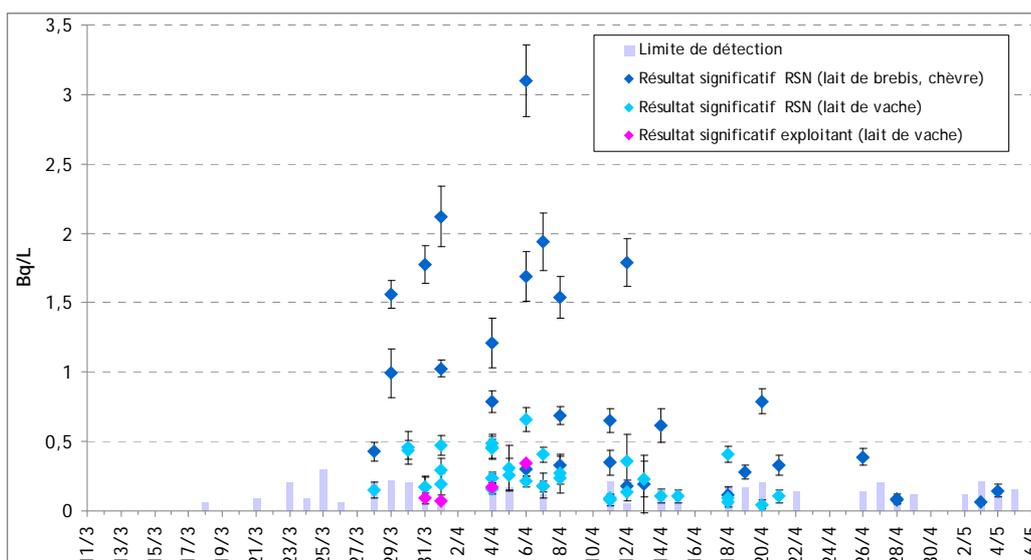


Figure 36 - Activités en iode 131 (Bq/L) mesurées dans le lait en métropole entre mi-mars et début mai.

3.3.1.2 Césiums 134 et 137

Des traces de césium 137 ont été mesurées dans plusieurs échantillons de lait de vache et de chèvre prélevés dans différents départements de métropole (tableau 9) : 43 échantillons ont présenté des concentrations significatives parmi les 154 prélèvements effectués. Les niveaux maximaux mesurés (entre 0,04 Bq/L et 0,58 Bq/L) correspondent à des valeurs souvent observées dans ce type de produit en raison de la persistance du césium 137 déposé à la suite des essais nucléaires en atmosphère et de l'accident de Tchernobyl. Seuls 3 échantillons ont présenté des activités très faibles en césium 134 (maximum de 0,1 Bq/L sur l'échantillon prélevé à Sepmes le 07/04/2011) dont l'origine est attribuable aux rejets de l'accident de Fukushima.

Tableau 9 - Gammes d'activités en césiums 134 et 137 (Bq/L) mesurées dans le lait en métropole

Lieu de prélèvement	Type de lait analysé	Nombre de mesures significatives / Nombre total de mesures		Après l'accident de Fukushima (de mi-mars à mai 2011)		Avant l'accident de Fukushima	
				Gamme d'activités significatives mesurées (Bq/L)		Valeurs habituellement observées par l'IRSN (Bq/L)	
				¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
Lucciana (Haute-Corse, 2B)	Brebis	0/10	1/10	n.d.	0,58 ± 0,27	n.d.	0,07 - 1,16
Clansayes (Drôme, 26)	Chèvre	0/10	10/10	n.d.	0,06 - 0,18	n.d.	0,07 - 1,16
Gréoux-les-Bains (Alpes-de-Haute-Provence, 04)	Chèvre	0/12	9/12	n.d.	0,07 - 0,20	n.d.	0,07 - 1,16
Pélussin (Loire, 42)	Chèvre	0/7	3/7	n.d.	0,07 - 0,24	n.d.	0,07 - 1,16
Sainte-Colombe-en-Bruilhois (Lot-et-Garonne, 47)	Chèvre	0/11	5/11	n.d.	0,04 - 0,14	n.d.	0,07 - 1,16
Arbus (Pyrénées-Atlantiques, 64)	Vache	2/8	2/8	0,05	0,07 - 0,58	n.d.	0,07 - 1,16
Sepmes (Indre-et-Loire, 37)	Chèvre	1/7	5/7	0,10 ± 0,06	0,07 - 0,13	n.d.	0,07 - 1,16
Lapoutroie (Haut-Rhin, 68)	Vache	0/7	7/7	n.d.	0,21 - 0,57	n.d.	0,07 - 1,16
Orbey (Haut-Rhin, 68)	Vache	0/1	1/1	n.d.	0,07 ± 0,03	n.d.	0,07 - 1,16

n.d. : non détecté

3.3.2. SITUATION OBSERVEE DANS LES DROM-COM

3.3.2.1 Iode 131

Concernant les DROM-COM, seuls 3 prélèvements de lait de vache réalisés en Guyane ont présenté des activités significatives en iode 131 (maximum 0,27 Bq/L) comme en atteste les planches DROM-COM en annexe. Aucune activité significative n'a été décelée dans les autres DROM-COM durant cette période.

3.3.2.2 Césiums 134 et 137

Quelques échantillons de lait ont révélé la présence uniquement de césium 137, à des valeurs habituellement observées qui ne sont pas attribuables aux rejets de la centrale de Fukushima (tableau 10).

Tableau 10 - Gammes d'activités en césiums 134 et 137 (Bq/L) mesurées dans le lait dans les DROM-COM

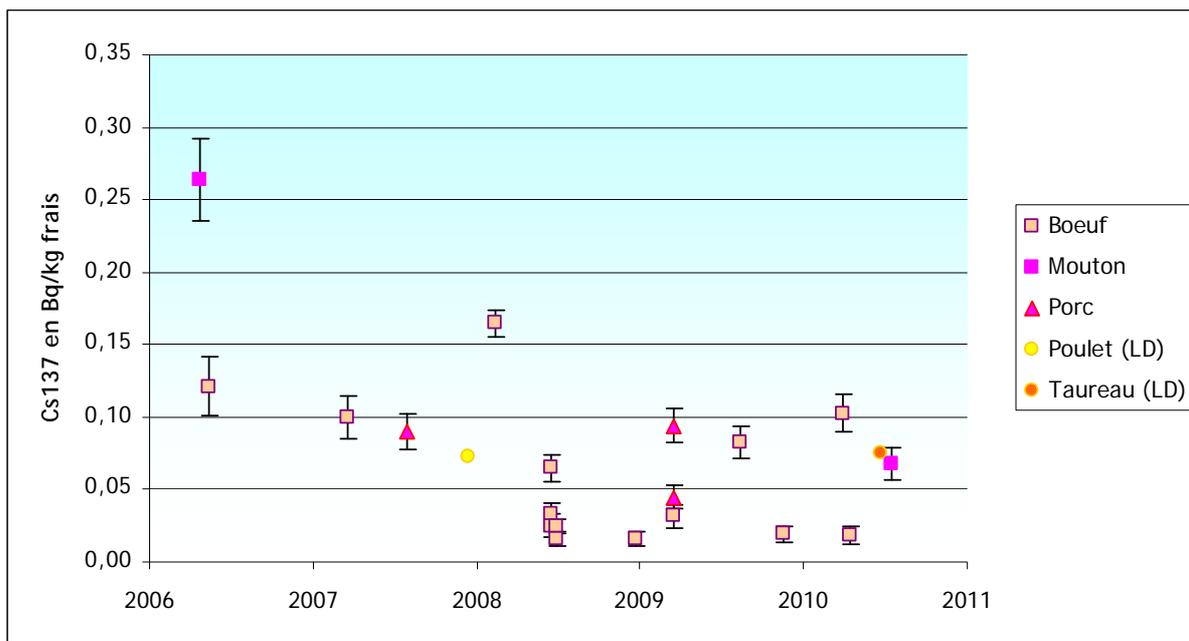
	Lieu de prélèvement	Nombre de mesures significatives / Nombre total de mesures		Gamme d'activités significatives mesurées (Bq/L)		Valeurs habituellement observées par l'IRSN hors accident (Bq/L)	
		¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
HEMISPHERE NORD	Saint-Esprit (Martinique, 972)	0/10	0/10	n.d.	n.d.	n.d.	< 0,21
	Macouria (Guyane, 973)	0/9	9/9	n.d.	0,18 - 0,32	n.d.	0,31 - 0,49
HEMISPHERE SUD	Saint-Pierre (La Réunion, 974)	0/10	7/10	n.d.	0,07 - 0,15	n.d.	< 0,18
	Taravao (Tahiti)	0/8	8/8	n.d.	0,06 - 0,27	n.d.	0,52 - 1,13
	Fonwhary (Nouvelle-Calédonie)	0/3	0/3	n.d.	n.d.	n.d.	Pas de données récentes

n.d. : non détecté

3.4. ANALYSES DE PRELEVEMENTS DE VIANDE

Des analyses de prélèvements de viande ont été réalisées dès le début du mois d'avril afin de déterminer les concentrations en césium radioactif, élément qui tend à s'accumuler notamment dans les muscles. Il est à noter qu'habituellement :

- le césium 137 est régulièrement mesuré au-dessus des limites de détection dans la viande, avec des valeurs variant ces dernières années entre 0,05 et 0,1 Bq/kg frais (hors des zones de rémanence des retombées de Tchernobyl, où des valeurs plus élevées peuvent être observées sporadiquement), comme le montre la figure 37 ;
- le césium 134 n'est plus détecté depuis une dizaine d'années (valeurs inférieures à la limite de détection qui est généralement de l'ordre de 0,2 Bq/kg frais pour ces échantillons).



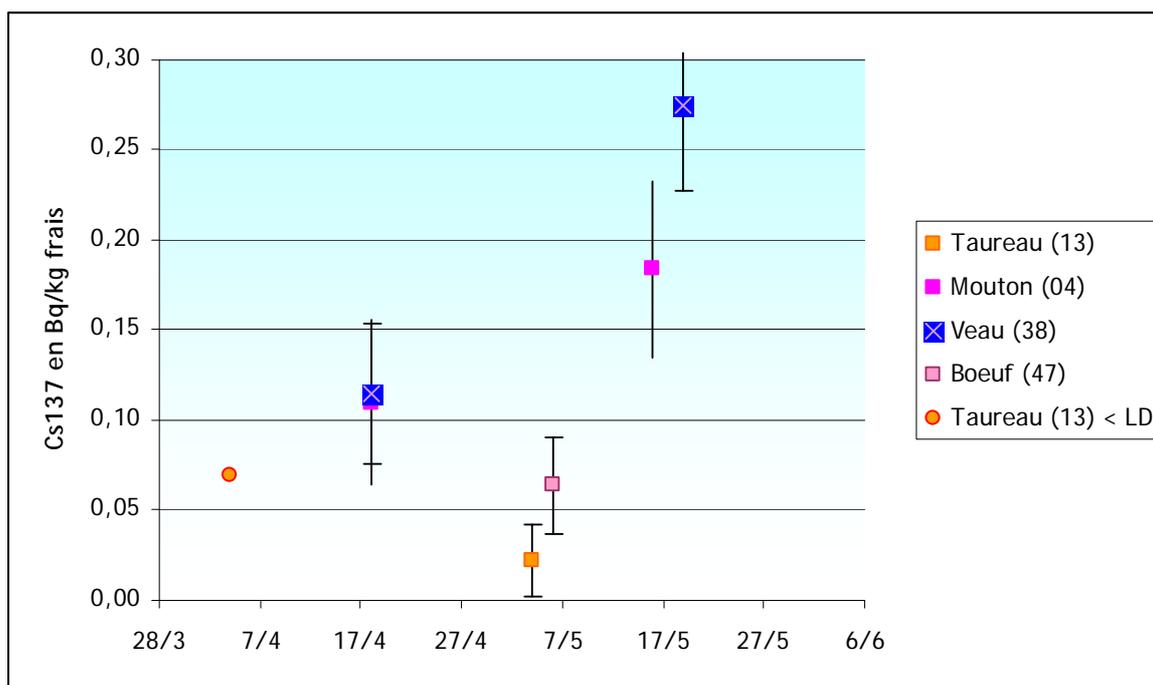
LD : valeurs de la limite de détection pour le poulet et le taureau.

Figure 37 - Concentrations en ^{137}Cs (Bq/kg frais) mesurées dans la viande en France (diverses localisations), avant l'accident de Fukushima.

Les prélèvements ont été faits sur des stations habituellement suivies par l'IRSN, pour lesquelles l'origine de l'alimentation des animaux est connue. Ainsi, cela permet de s'assurer que ces animaux étaient nourris à l'herbe durant les semaines qui ont précédé leur abattage.

Les mesures ont été réalisées d'abord sur des échantillons de viande à l'état frais. Ces premières mesures sont moins précises que celles réalisées habituellement sur des cendres et sur des appareils à bas bruit de fond, mais elles permettent de détecter rapidement la présence éventuelle d'iode 131. Les échantillons ont ensuite été incinérés afin de procéder ultérieurement à des mesures plus fines (métrologie en cours).

Les premières mesures ont permis de vérifier l'absence d'iode 131 en concentrations détectables. Le césium 134 n'a également pas été mesuré au-dessus des limites de détection. En ce qui concerne le césium 137 (figure 38), les valeurs mesurées se situent dans la gamme de celles observées avant l'accident. Il semble toutefois que les valeurs obtenues mi-mai soit légèrement supérieures à la gamme habituelle : $0,28 \pm 0,05$ Bq/kg frais pour le veau de l'Isère et $0,18 \pm 0,05$ Bq/kg frais pour le mouton des Alpes-de-Haute-Provence. Seule la détection effective du césium 134 (mesures en cours sur les cendres des échantillons calcinés) permettra de connaître la contribution des retombées de l'accident de Fukushima aux concentrations de césium 137 mesurées durant cette période.



LD : valeurs de la limite de détection pour les échantillons dont le résultat de la mesure est inférieur à celles-ci (taureau de début avril).

Figure 38 - Concentrations en ¹³⁷Cs mesurées dans la viande en France (département entre parenthèses) en avril-mai 2011. Mesures des échantillons à l'état frais.

3.5. ESTIMATION DES DEPOTS RADIOACTIFS

3.5.1. INTERPRETATION DES MESURES PAR SPECTROMETRIE GAMMA IN SITU ET DES MESURES DE L'EAU DE PLUIE

Pendant toute la durée de l'épisode de contamination atmosphérique et jusqu'à dissipation complète du panache radioactif provoqué par l'accident, une partie des radionucléides (sous formes d'aérosols ou de gaz solubles dans l'eau) s'est déposée au sol, selon deux processus complémentaires :

- le dépôt sec, qui se forme sur toutes les surfaces au sol au contact des particules radioactives de l'air. Il est d'autant plus important que la concentration des radionucléides dans l'air est élevée et que la pollution de l'air se prolonge dans le temps ;
- le dépôt humide qui se forme uniquement si des précipitations pluvieuses ou neigeuses ont lieu. Il peut être beaucoup plus important que le dépôt sec formé au même endroit, car les gouttes de pluie ou les flocons concentrent les particules radioactives de l'air et les ramènent au sol. Une partie de ce dépôt humide reste sur place, là où il s'est formé, mais une autre partie peut ruisseler en surface et rejoindre les cours d'eau.

Afin de mieux caractériser ces dépôts, des mesures par spectrométrie gamma *in situ* (spectromètre au germanium) ont été réalisées sur un terrain découvert du site IRSN du Vésinet, entre le 23 mars et le 13 avril (figure 39).



Figure 39 - Spectromètre Germanium Hannibal.

Ce spectromètre est constitué d'une diode Germanium 30 %, refroidie à l'azote liquide. Le détecteur est positionné sur un trépied, orienté vers le sol, à une hauteur de 1 m. 15 spectres correspondant à 15 journées ou demi-journées ont été acquis entre le 23 mars et le 13 avril. Notons que le système n'a pas pu être utilisé en continu, devant être démonté et rentré à l'abri tous les soirs et son réservoir d'azote rempli tous les 2 jours. Il a en revanche été possible de poursuivre les mesures sous la pluie, par la mise en place d'une protection adaptée.

En supposant que la distribution des radionucléides présents dans le sol est homogène en profondeur, il est possible d'estimer, à partir de la mesure par spectrométrie gamma *in situ*, les concentrations des radionucléides émetteurs gamma présents dans le sol (en Bq/kg) avant l'accident de Fukushima, qu'ils soient d'origine naturelle (familles du thorium 232 et de l'uranium, et potassium 40) ou artificielle (césium 137 rémanent venant des retombées atmosphériques anciennes).

La concentration en ^{137}Cs déterminée par spectrométrie gamma *in situ* ne présente pas d'évolution imputable à l'accident de Fukushima (voir figure 40). Le ^{134}Cs n'a pas été détecté dans les spectres obtenus par ces mesures. L'origine de la présence de ^{137}Cs est donc à rattacher aux retombées des essais nucléaires atmosphériques passés et de l'accident de Tchernobyl. La concentration estimée, 3,3 Bq/kg en moyenne, est conforme à la valeur attendue.

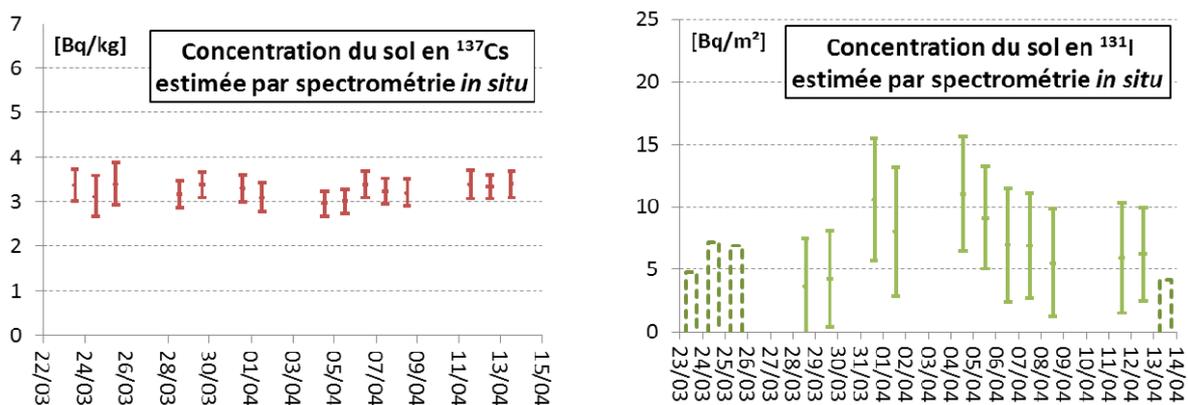


Figure 40 - Évolution des concentrations en césium 137 et en iode 131 déterminées par spectrométrie gamma *in situ*. A gauche, la concentration massique en ^{137}Cs (hypothèse d'une distribution homogène dans le sol) ; à droite, la concentration surfacique en ^{131}I (hypothèse d'une distribution surfacique).

En revanche, des activités significatives en iode 131 commencent à être décelées à partir du 28 mars. En faisant l'hypothèse que ce radionucléide est uniquement sous forme d'un dépôt surfacique (pas de migration en profondeur dans le sol) et en négligeant la contribution de la présence d'iode dans l'air, il est possible de déterminer l'activité surfacique (en Bq/m²) de l'iode 131 déposé sur le terrain mesuré (voir figure 41). Pour la valeur maximale obtenue (11 Bq/m² le 4 avril), le débit de dose équivalent ajouté est de 0,02 nSv/h, ce qui représente une variation du débit de dose ambiant trop faible pour être détectée par le réseau Téléray.

Afin d'illustrer ce processus de dépôt, la figure 41 présente successivement :

- les activités volumique dans l'air en iode 131 mesurées dans les aérosols et les gaz (mBq/m^3) ;
- l'estimation des activités surfacique en iode 131 (Bq/m^2) par dépôt humide, obtenue à partir de l'activité mesurée dans les eaux de pluie et des hauteurs de précipitations. En l'absence de précipitation supplémentaire, l'activité surfacique estimée évolue uniquement en fonction de la décroissance de l'iode 131 (période radioactive de 8 jours, durée au terme de laquelle l'activité est divisée par 2) ;
- l'activité surfacique en iode 131 (Bq/m^2) mesurée par spectrométrie gamma *in situ* (cf. ci-dessus et figure 40). Cette mesure intègre l'apport par dépôt sec et humide, et l'élimination par évaporation, percolation et décroissance radioactive ;
- l'activité surfacique en iode 131 (Bq/m^2) estimée à partir de la mesure directe d'un prélèvement d'herbe effectué sur un mètre carré sur le même terrain.

Ces illustrations montrent qu'en région parisienne, à partir du 28 mars, l'évolution des activités de l'iode 131 a été synchrone dans les masses d'air, dans la pluie, et au sol.

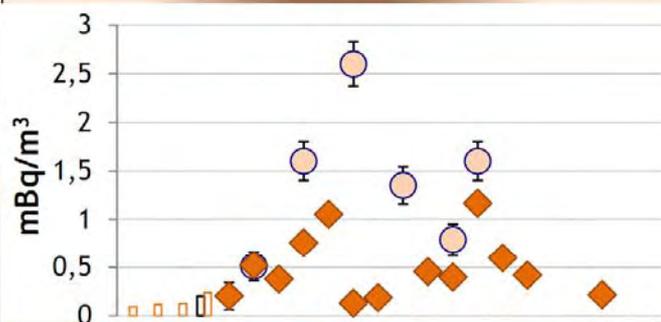
L'activité surfacique déterminée par spectrométrie gamma *in situ* (dépôt total) est cohérente avec celle estimée à partir des résultats de mesure des pluies et présente la même courbe d'évolution. Elle se situe au maximum aux alentours d'une dizaine de becquerels par mètre carré.

Les résultats obtenus dans l'herbe (maximum aux alentours de 1 Bq/m^2) indiquent que l'activité mesurée dans ces végétaux durant cette période représenterait environ 10 % de l'activité totale déposée au sol. Ce constat est cohérent avec le fait que le dépôt s'est formé principalement sous forme humide, l'eau de pluie ruisselant sur les feuilles pour atteindre directement le sol (voir complément d'explication au § 3.5.2.1).

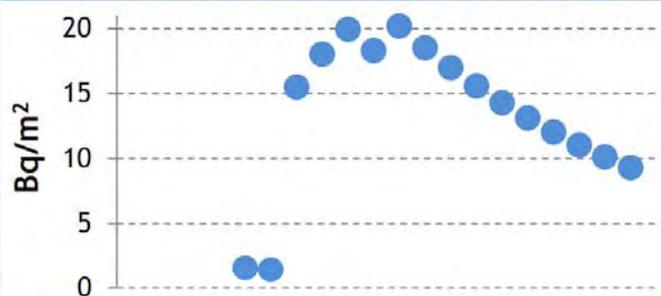


Activités en iode 131 en région parisienne (78)

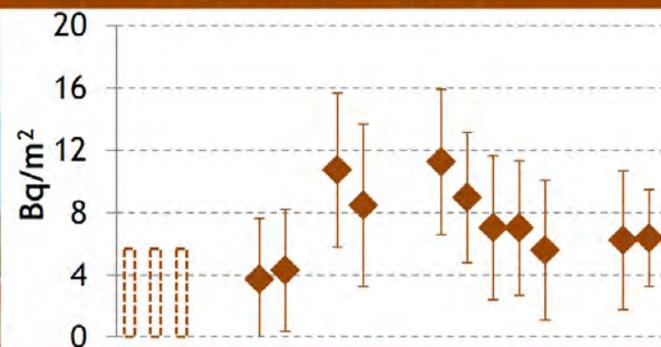
Gaz (●) et aérosols (◆)



Estimation de l'activité déposée par la pluie



Dépôt mesuré au sol



Activité surfacique de l'herbe

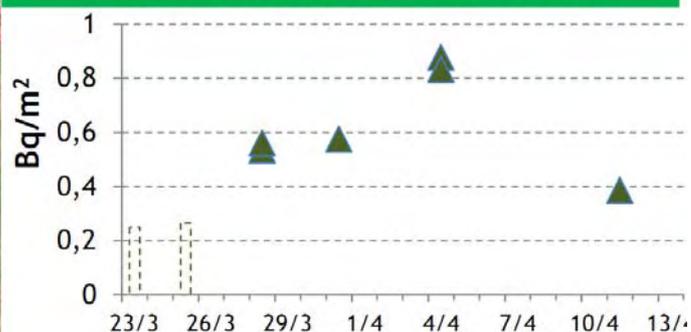


Figure 41 - Comparaison des activités en iode 131 dans l'air et déposées en surface en région parisienne (78).

3.5.2. INTERPRETATION DES MESURES EN TERMES DE TRANSFERT AUX VEGETAUX

3.5.2.1 Rappels sur le transfert foliaire

Au contact de l'air pollué par des radionucléides (aérosols ou gaz réactifs), la contamination des végétaux se fait par un processus de transfert foliaire, qui résulte de la captation par leur feuillage d'une partie des radionucléides qui se déposent par temps sec (dépôt sec) ou avec la pluie (dépôt humide).

Le transfert foliaire du dépôt sec est beaucoup plus efficace que celui du dépôt humide. En effet, ce dernier n'augmente pas proportionnellement à l'augmentation des précipitations, du fait que les feuilles ne retiennent pas toute l'eau de pluie et sont « lessivées » par de fortes précipitations.

L'importance et l'évolution de la contamination foliaire du végétal dépendent d'une part de ses caractères propres (importances des surfaces aériennes de la plante, vitesse de développement) et d'autre part de l'importance du dépôt. Le dépôt d'un radionucléide donné présent dans l'air dépend lui-même :

- de la vitesse de dépôt sec, en $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, qui est le rapport de l'activité déposée par unité de surface et par unité de temps (en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) sur la concentration moyenne du radionucléide dans l'air pendant la période d'exposition (en $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$). Ainsi, pour une valeur moyenne C_{air} de concentration dans l'air sur une durée d'exposition t , le dépôt sec formé D_{sec} est obtenu par la formule $D_{\text{sec}} = V \cdot C_{\text{air}} \cdot t$, où V est la vitesse de dépôt sec. La fraction de ce dépôt transféré à la plante par les feuilles est déduite par la formule $C_{\text{veg-sec}} = D_{\text{sec}} \cdot \text{FDTF}_{\text{sec}}$, où $C_{\text{veg-sec}}$ est la concentration massique du radionucléide dans la plante ayant intercepté le dépôt sec, et FDTF_{sec} est un coefficient appelé « facteur de transfert foliaire du dépôt sec », qui dépend notamment des caractéristiques de la plante ;
- du produit de la concentration du radionucléide dans l'eau de pluie (en Bq/L) et de la quantité de pluie tombée par unité de surface (en L/m^2 , équivalent à une hauteur de pluie exprimée en mm), pour ce qui concerne le dépôt humide (D_{hum}). La fraction de ce dépôt transféré à la plante par les feuilles est déduite par la formule $C_{\text{veg-hum}} = D_{\text{hum}} \cdot \text{FDTF}_{\text{hum}}$, où $C_{\text{veg-hum}}$ est la concentration massique du radionucléide dans la plante ayant intercepté le dépôt humide, et FDTF_{hum} est un coefficient appelé « facteur de transfert foliaire du dépôt humide », qui dépend notamment des caractéristiques de la plante et de la hauteur de pluie à l'origine du dépôt humide.

Le dépôt total est la somme des deux formes de dépôt ($D_{\text{sec}} + D_{\text{hum}}$). De même, la concentration du radionucléide dans la plante, immédiatement après interception du dépôt⁵, est égale à la somme des concentrations $C_{\text{veg-sec}} + C_{\text{veg-hum}}$.

Pendant l'épisode de contamination de l'air par l'iode 131 de la dernière semaine de mars et d'avril, les périodes de pluies ont été faibles ou inexistantes. En conséquence, la contamination des végétaux a résulté très majoritairement du dépôt sec ; les concentrations mesurées dans les végétaux sont donc supposées assimilables à $C_{\text{veg-sec}}$ définie précédemment.

3.5.2.2 Estimation des vitesses de dépôt sec à l'aide des résultats de mesure

Les séries de mesures réalisées dans l'air (gaz et aérosols) et sur des prélèvements de végétaux (herbe et légumes feuilles) au cours du passage des masses d'air contaminées par l'accident de Fukushima au-dessus de la France ont été ajustées par des courbes de contamination théorique obtenues à l'aide d'un modèle radioécologique, en retenant plusieurs valeurs de vitesses de dépôt sec apparentes de l'iode 131. La figure 42 représente, à titre d'exemple, l'ajustement des courbes théoriques de l'évolution de la concentration dans l'herbe (Gréoux, 04) aux résultats de mesures obtenus. La vitesse de dépôt sec apparente de l'iode 131, se situe dans entre 0,001 et 0,002 m/s, c'est-à-dire du même ordre de grandeur que les valeurs habituellement prises en considération dans les modélisations prédictives d'impact.

⁵ La concentration massique du radionucléide dans la plante tend à décroître par la suite, par un effet de dilution résultant de la croissance continue du végétal. Ce phénomène est pris en compte dans les modèles radioécologiques applicables au milieu terrestre.

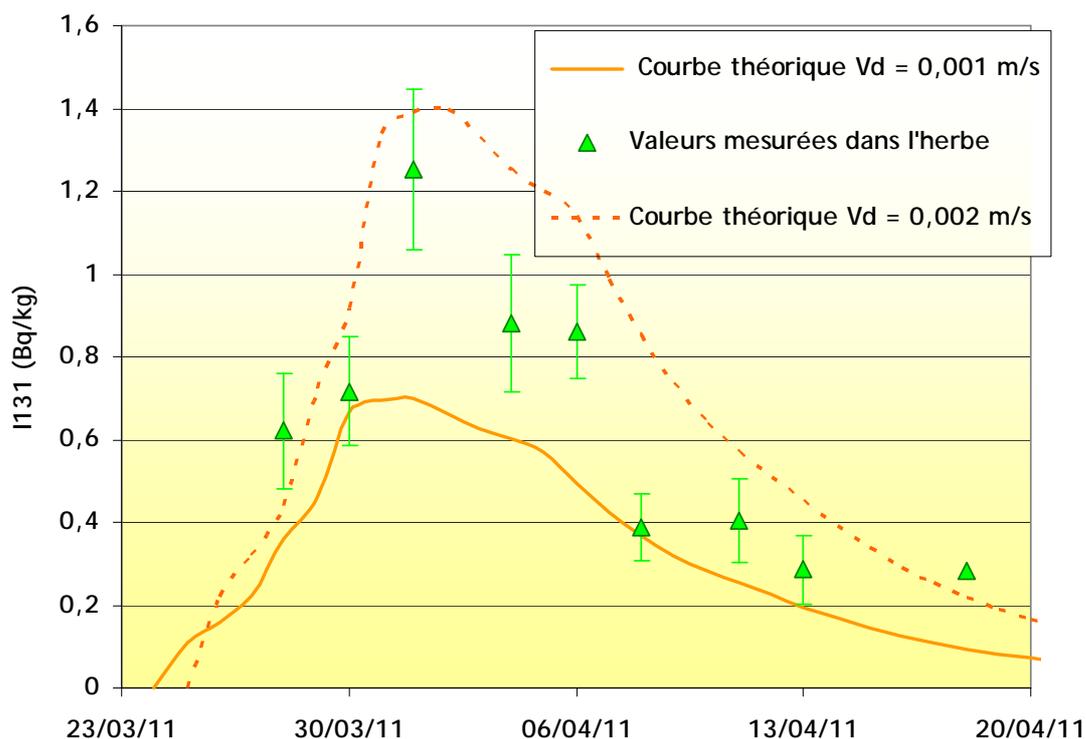


Figure 42 - Exemple d'ajustement des concentrations en iode 131 mesurées dans l'herbe à Gréoux (04) par des courbes théoriques concentrations calculées avec un modèle radioécologique, pour deux valeurs différentes de vitesse de dépôt sec apparente.

3.5.2.3 Évaluation de l'impact futur par transfert racinaire

A l'issue du processus transfert foliaire du dépôt, la concentration des radionucléides dans le végétal (Bq/kg) diminue au fur et à mesure de la croissance de la plante, essentiellement par dilution dans une biomasse végétale qui augmente et, pour les radionucléides de courte période radioactive, par décroissance radioactive. La part des dépôts radioactifs qui n'a pas été interceptée par les feuilles de plantes se retrouve d'abord à la surface du sol sous-jacent et y pénètre en profondeur progressivement, essentiellement sous l'effet de l'infiltration de l'eau. Les plantes peuvent alors continuer d'être contaminées par absorption dite *racinaire*, lorsque les radionucléides présents dans le sol atteignent l'horizon racinaire. Cette phénomène ne se produit au plus tôt qu'après quelques mois, voire quelques années, selon les caractères physicochimiques du radionucléide et du sol, et l'occurrence des labours qui contribuent à enfouir la contamination de surface vers la zone racinaire. Ce phénomène de transfert racinaire, dont l'importance est d'abord totalement négligeable par rapport au transfert foliaire, devient après quelques mois le processus dominant de contamination des végétaux si la période radioactive des radionucléides est assez longue pour qu'ils persistent dans le sol.

Les facteurs de transfert racinaire qui mesurent le rapport entre la concentration du radionucléide dans le végétal exposé (en Bq/kg de végétal frais) et celle du radionucléide dans le sol (en Bq/kg de sol) sont néanmoins faibles (de l'ordre de 10^{-2} à 10^{-3}). En conséquence, la contamination des plantes résultant du transfert racinaire sera toujours inférieure de 2 à 3 ordres de grandeurs à celle qui s'est initialement produite par transfert foliaire des retombées atmosphériques. Dans le cas présent, l'iode 131 aura totalement disparu par décroissance radioactive avant que ce radionucléide ne puisse atteindre les racines des végétaux ; en revanche, le césium 134 (période 2,1 ans) et le césium 137 (période 30,1 ans) sont susceptibles, en théorie, de donner lieu à un transfert racinaire au cours des mois ou des années à venir ; cependant, dans le cas présent, la faiblesse des dépôts de césium résultant des retombées radioactives de l'accident de Fukushima fera que la contamination ultérieure par ce processus sera infime et pratiquement impossible à mesurer.

3.5.3. INTERPRETATION EN TERMES DE TRANSFERT DANS LA CHAÎNE ALIMENTAIRE

Les animaux sont principalement contaminés via leur alimentation. Une partie des radionucléides ingérés est absorbée et va se répartir, via le sang, dans divers organes et fluides, l'autre partie est éliminée. Le césium par exemple, se fixe préférentiellement dans les muscles alors que l'iode se transfère notamment vers les glandes mammaires et atteint ainsi le lait.

La concentration d'un radionucléide dans les productions animales suit l'évolution au cours du temps de l'activité ingérée par l'animal ; celle-ci, qui dépend de la ration quotidienne et des caractéristiques d'accumulation et d'élimination du radionucléide dans l'animal, varie avec l'activité des fourrages. Après une ingestion ponctuelle de fourrage contaminé, la contamination du produit animal perdure un certain temps tout en diminuant. Lorsque l'incorporation se prolonge, l'activité des productions animales augmente et peut atteindre un état d'équilibre jusqu'à ce que la contamination de la ration de l'animal diminue.

3.5.3.1 Cas de l'iode 131

S'agissant de l'épisode de contamination en France par les rejets de l'accident de Fukushima, dans le cas de l'iode 131, la décroissance radioactive et la faible durée d'incorporation ont eu pour conséquence que la contamination du lait a atteint rapidement un maximum au cours de la première semaine d'avril avant de décroître dès lors que la ration n'était plus contaminée.

Les séries de mesures d'iode 131 effectuées sur des échantillons d'herbe et de laits prélevés simultanément au même endroit (Gréoux, Agen, Tricastin, Saint-Alban) ont permis de calculer les facteurs de transfert herbe → lait qui s'expriment en Bq/L de lait par Bq ingérés/jour, compte-tenu d'une ration journalière en herbe estimée à 3 kg frais pour les chèvres et à 50 kg frais pour les vaches laitières. Ces facteurs nécessaires au paramétrage des modèles de calcul d'impact ne sont que très rarement issus de mesures *in situ*, mais proviennent plus généralement, pour l'iode 131 de modèles métaboliques. Les valeurs qui ont été calculées à partir des mesures sur les 4 stations retenues sont indiquées dans le tableau 11. Ces résultats, en bon accord avec les gammes de valeurs usuelles retenues par la communauté internationale (rapport TRS 472 de l'AIEA), permettent de conforter les valeurs utilisées pour les évaluations d'impact.

Tableau 11 - Facteurs de transfert herbe → lait de l'iode 131 déduits des mesures effectuées sur 4 stations et comparaison avec les valeurs usuelles reportées par l'AIEA⁶.

	Lait de chèvre	Lait de vache
Facteur de transfert déduit des mesures : moyenne (σ : écart-type)	0,28 ($\sigma = 0,15$)	$3,6 \times 10^{-3} = (\sigma = 6,2 \times 10^{-4})$
n : nombre de couples de valeurs (herbe-lait) mesurées	n = 14	n = 8
Valeur moyenne recommandée par l'AIEA (gamme de valeurs fournie par l'AIEA)	0,22 (0,027–0,77)	$5,4 \times 10^{-3}$ $4,0 \times 10^{-4} - 2,5 \times 10^{-2}$

3.5.3.2 Cas du césium

Dans le cas du césium, la faiblesse de la contamination des fourrages a donné lieu à des résultats de mesure inférieurs aux limites de détection dans le lait ainsi que dans la viande, sur des échantillons mesurés à l'état frais. Des mesures sur des cendres obtenues par calcination des échantillons de viande, permettant d'atteindre une limite de détection plus basse, mais plus longues à réaliser, sont en cours.

⁶ Agence internationale de l'énergie atomique. TRS 472, 2010

4. ÉVALUATION DES DOSES DUES À L'EXPOSITION AUX RETOMBÉES RADIOACTIVES EN FRANCE DE L'ACCIDENT DE FUKUSHIMA

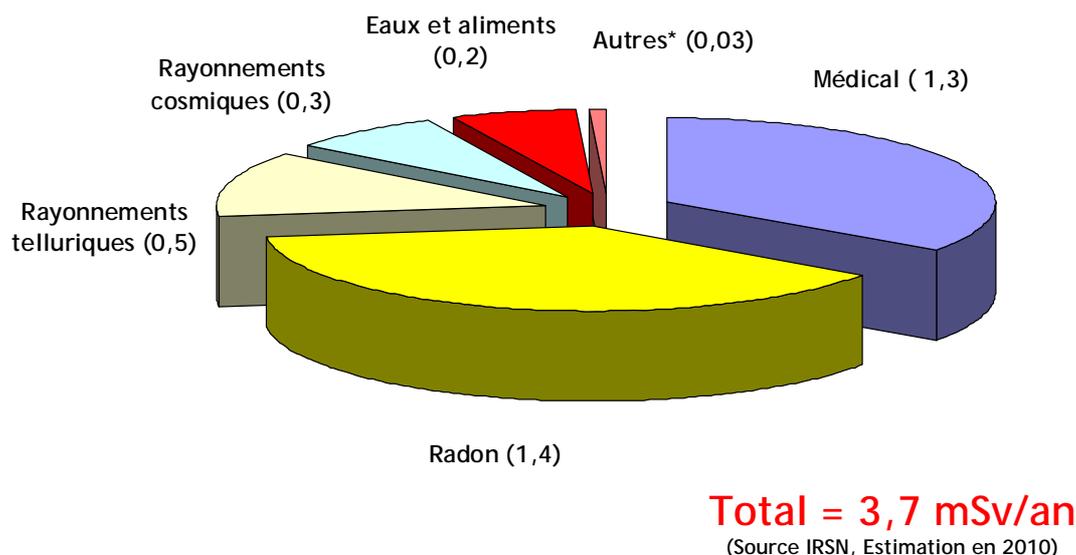
4.1. GENERALITES SUR LES VOIES D'EXPOSITION AUX RAYONNEMENTS IONISANTS ET SUR LE CALCUL DES DOSES

L'estimation des risques sur la santé dus à une exposition à des radionucléides repose sur le calcul de la dose efficace reçue ou engagée (en cas de contamination interne) par les personnes exposées, dont l'unité est le sievert (Sv) ou plus habituellement ses sous-multiples : le millisievert (1 mSv = 0,001 Sv), ou le microsievert (1 μ Sv = 0,000001 Sv). Cette grandeur se calcule en caractérisant les différentes voies d'exposition (exposition externe, contamination interne) à l'aide de mesures environnementales, de données sur le mode de vie des personnes exposées, le cas échéant des mesures de contamination interne des personnes, et en utilisant des coefficients de dose. La dose efficace est représentative des risques liés à l'exposition de l'organisme entier. Pour certains radionucléides, l'exposition peut concerner préférentiellement des tissus ou un organe particulier, comme par exemple la thyroïde pour les iodes radioactifs ; dans ce cas, c'est la dose équivalente à l'organe exposé, également exprimée en sievert ou ses sous-multiples, qui est déterminée. Bien qu'il soit impossible de prouver scientifiquement l'existence d'un risque aux faibles doses (de l'ordre de quelques mSv) ou aux très faibles doses (quelques dizaines de μ Sv), il est admis, au titre de la radioprotection, que ce risque existe à ces niveaux de dose et qu'il est proportionnel à la dose reçue, en extrapolant la relation dose/risque déterminée pour des doses plus fortes (plus de 100 mSv), pour lesquelles un excès de risque (cancers) a pu être observé par des études épidémiologiques.

Une personne peut être exposée par plusieurs voies d'exposition, le cas échéant combinées :

- l'exposition externe provoquée par les rayonnements ionisants émis par les radionucléides présents dans l'air ambiant ou déposés sur les surfaces au sol. Dans ce cas, la dose reçue peut être déterminée directement par un dosimètre porté par la personne ou calculée à partir de la mesure du débit d'équivalent de dose en tenant compte du temps d'exposition ;
- la contamination interne, résultant de l'incorporation de radionucléides par inhalation (en cas de contamination aérienne) ou par ingestion (alimentaire ou par contact main bouche), et éventuellement par transfert transcutané en cas de contamination externe de la peau (au travers d'une blessure notamment). Tant que les radionucléides incorporés sont présents dans le corps, ils contribuent à une exposition interne des différents tissus et organes. Si ces radionucléides se fixent sur un organe privilégié (par exemple la thyroïde pour les iodes radioactifs), celui-ci est exposé de manière préférentielle. La durée d'exposition interne est plus longue que le temps d'exposition à la source de contamination et dépend de la vitesse de disparition des radionucléides incorporés. Celle-ci est contrôlée par la période radioactive du radionucléide et sa période biologique (élimination par les voies naturelles). Dans le cas d'une contamination interne due à un radionucléide de longue période (par exemple le césium), on évalue la dose engagée qui exprime, au moment de la contamination, l'intégration de l'ensemble des doses « à venir », pour une durée égale à celle nécessaire à l'élimination complète du radionucléide ou, s'il persiste dans l'organisme, pendant une durée de vie allant de 50 ans (adulte) jusqu'à 70 ans (enfant).

A titre indicatif, le graphique de la figure 43 présente les contributions moyennes des différentes sources d'exposition de la population française. Ainsi, la dose efficace moyenne est estimée à 3,7 mSv/an dont 2,4 mSv/an sont imputables à la radioactivité d'origine naturelle, 1,3 mSv/an aux expositions médicales et 0,03 mSv/an aux rejets d'installations nucléaires et à la rémanence des retombées anciennes de radionucléides (essais atmosphériques d'armes nucléaires, accident de Tchernobyl...).



* Rejets des installations, retombées des essais atmosphériques...

Figure 43 - Contribution des différentes sources d'exposition à la dose efficace annuelle reçue en moyenne par la population française.

En ce qui concerne les conséquences en France de l'accident de Fukushima, les radionucléides d'intérêt et les voies d'exposition prépondérantes ont été les suivants :

- exposition interne par inhalation d'iode 131 présent dans la masse d'air contaminée, durant sa présence sur le territoire (la contribution des autres radionucléides artificiels qui étaient en concentration nettement plus faible peut être considérée comme marginale) ;
- exposition interne par ingestion de denrées contenant des traces d'iode 131 et de césiums 134 et 137 ;
- exposition externe liée au dépôt radioactif formé par les retombées atmosphériques de radionucléides émis par l'accident de Fukushima.

Remarque : les concentrations en radionucléides dans l'air étaient trop faibles pour induire une exposition externe significative due à la masse d'air contaminée (voir aussi § 2.2).

Compte-tenu des très faibles niveaux de concentrations en radionucléides qui ont été mesurés dans l'air et de l'absence de différence significative d'exposition entre les différentes parties du territoire, l'évaluation qui est faite ci-après tient compte des valeurs moyennes et maximales acquises de mi-mars à mi-mai 2011 par l'IRSN à l'échelle de la France entière. Ces évaluations sont faites avec des hypothèses majorantes.

4.2. ESTIMATION DES DOSES DUES A L'INHALATION D'IODE 131

4.2.1. CALCUL DE L'ACTIVITE VOLUMIQUE INTEGREE

Les valeurs moyennes de tous les résultats de mesure supérieurs à la limite de détection sont respectivement de 1 mBq/m³ pour l'iode 131 sous forme gazeuse et de 0,2 mBq/m³ pour l'iode 131 sous forme d'aérosols. Comme l'iode sous forme d'aérosols a pu être mesuré au-dessus de la limite de détection durant 60 jours (vs. 30 jours pour la forme gazeuse, dont la mesure est faite avec une limite de détection plus élevée), la valeur de 60 jours est appliquée aux deux formes pour estimer l'activité volumique intégrée sur cette période : respectivement 60 mBq.j/m³ pour la forme gazeuse et 12 mBq.j/m³ pour les aérosols.

4.2.2. DEBIT RESPIRATOIRE

Le débit respiratoire d'un enfant de 1 an est pris égal à 0,4 m³/h, soit 9,6 m³/jour. Cette valeur est déduite des données de la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR) et représente une valeur intermédiaire entre celle de la classe 0-1 an (0,31 m³/h) et celle de la classe 2-7 ans (0,49 m³/h). Pour l'adulte, la valeur de référence, qui tient compte des temps d'activité et de repos,

est de 23 m³/j (selon AIEA, 2001). Le débit respiratoire, multiplié par l'activité volumique intégrée, permet d'évaluer l'activité incorporée par inhalation (Bq) sur l'ensemble de la période d'exposition.

4.2.3. CALCUL DES DOSES

Pour le calcul des doses dues à l'inhalation d'iode 131, l'activité incorporée par inhalation est multipliée par des facteurs de dose, exprimés en Sv/Bq inhalés. Sont ainsi évaluées :

- les doses équivalentes à la thyroïde, organe cible pour l'iode 131, pour un enfant de 1 an ;
- la dose efficace, pour un adulte.

Les facteurs de dose proviennent de la base de données ECRIN⁷ de l'IRSN et sont issus des publications de la CIPR (publication n°72 pour les doses efficaces et n°71 pour les doses équivalentes à la thyroïde) et concernent les membres du public. Ces facteurs sont considérés pour la classe d'âge enfant 0-2 ans (la plus pénalisante) et pour l'adulte, avec un temps d'intégration respectif de 69 ans et 50 ans. Deux facteurs de dose sont considérés, l'un pour les aérosols (avec une absorption pulmonaire de type F « Fast » recommandée par défaut, et un diamètre des particules AMAD⁸ = 1 µm, également recommandé par défaut) et l'autre, plus élevé, pour les gaz (iode moléculaire).

Avec ces hypothèses :

- la dose équivalente à la thyroïde due à l'inhalation d'iode 131 est estimée à 2 µSv pour l'enfant de 1 an ;
- la dose efficace due à l'inhalation d'iode 131 est estimée à 0,03 µSv pour l'adulte.

À titre de comparaison, les doses par inhalation imputables aux retombées de l'accident de Tchernobyl en France avaient été estimées entre 40 et 470 µSv en ce qui concerne la dose équivalente à la thyroïde pour l'enfant de 1 an et entre 4 et 46 µSv en ce qui concerne la dose efficace pour l'adulte, en fonction du lieu en France.

4.3. ESTIMATION DES DOSES DUES A L'INGESTION D'ALIMENTS CONTENANT DES TRACES DE RADIONUCLÉIDES ARTIFICIELS

Le calcul des doses liées à l'ingestion est réalisé en multipliant l'activité ingérée (Bq) par le facteur de dose par ingestion (Sv/Bq ingérés). L'activité ingérée est calculée à partir de l'activité massique ou volumique des denrées (Bq/kg ou Bq/L), multipliée par une ration alimentaire (kg/j ou L/j) et par le temps durant lequel des traces de radionucléides artificiels imputables à l'accident de Fukushima ont été décelées dans les denrées (j).

Pour effectuer ce calcul, deux cas de figure sont considérés :

- cas « moyen », tenant compte des activités moyennes des denrées associées aux durées pendant laquelle les valeurs significatives (supérieures aux limites de détection) ont été observées ;
- cas « maximal », tenant compte des valeurs de contamination maximales et en considérant une durée de contamination égale à 7 jours, ce qui est majorant puisque ces « pics » relatifs de concentrations n'ont en réalité concerné chacun des produits que durant un laps de temps bref, moins de 3 jours et en général 1 jour. En ce qui concerne l'iode 131 et le césium 134 (radionucléide très rarement mesuré au-dessus des limites de détection), le bruit de fond antérieur aux retombées de l'accident de Fukushima était nul, ce qui signifie que les valeurs mesurées sont exclusivement attribuables à cet accident. Dans le cas du césium 137, les gammes de valeurs du bruit de fond (rémanence des retombées des essais nucléaires atmosphériques et de l'accident de Tchernobyl) sont connues, ce qui permet de le déduire des résultats de mesure utilisés, et donc de ne considérer que l'impact imputable à l'accident de Fukushima.

Le tableau 12 ci-après rassemble les données ainsi déterminées pour le calcul.

⁷ <http://www-ecrin.irsln.org/>

⁸ AMAD ; diamètre aérodynamique médian en activité

Tableau 12 - Valeurs et durées de contamination des denrées déterminées pour le calcul des doses par ingestion

		¹³¹ I mesuré	¹³⁴ Cs mesuré	¹³⁷ Cs mesuré	¹³⁷ Cs attribuable à Fukushima
Légumes feuilles	Valeurs moyennes Bq/kg (durée : 22 jours)	0,53	-	0,35	0,30
	Valeurs maximales Bq/kg (durée 7 jours)	2,1	-	1,14	1,10
Lait de vache	Valeurs moyennes Bq/L (durée : 24 jours)	0,24	-	0,21	0,11
	Valeurs maximales Bq/L (durée 7 jours)	0,66	0,05	0,58	0,48
Lait de chèvre ou de brebis	Valeurs moyennes Bq/L (durée : 37 jours)	0,8	-	0,12	0,07
	Valeurs maximales Bq/L (durée 7 jours)	3,1	0,1	0,58	0,53
Viande	Valeurs moyennes Bq/kg (durée : 40 jours)	-	-	0,12	-
	Valeurs maximales Bq/kg (durée 7 jours)	-	-	0,28	0,08

En ce qui concerne la ration alimentaire, l'évaluation pour l'adulte est faite pour une personne de la catégorie socio-économique « agricole », à partir des données « France entière » de l'enquête INSEE la plus complète (Bertrand, 1991)⁹, qui fournit les consommations par catégories de denrées. Il est fait l'hypothèse d'une consommation immédiate des denrées produites (pas de décroissance liée au stockage) et une autoconsommation (c'est-à-dire la consommation de denrées produites localement) de 100 %, ce qui est majorant. Les quantités quotidiennes ingérées sont de 75 g/j pour les légumes feuilles, 71 g/j pour les viandes (bœuf, veau, mouton, lapin...), et 233 g/j pour le lait de vache. Une évaluation complémentaire est également faite, en prenant en compte une forte consommation de légumes¹⁰ (110 g/j), de viandes (93 g/j) ainsi que la consommation de lait de chèvre en substitution au lait de vache, pratique alimentaire plutôt rare mais néanmoins observée chez quelques familles lors de l'enquête alimentaire réalisée en 2004-2005 par l'IRSN, au voisinage du site nucléaire du Tricastin (ce scénario de consommation est ainsi appelé « ration Tricastin »).

Pour l'enfant, la tranche d'âge considérée est [1-2 ans]. La ration alimentaire retenue est celle de la note technique de Vincent (2001)¹¹ et comporte les consommations suivantes : 54 g/j pour les légumes feuilles, 16 g/j pour les viandes (bœuf, veau, cheval, mouton, lapin...), et 320 g/j pour le lait de vache ; dans le cas de l'enfant, seule est considérée la dose équivalente à la thyroïde liée à l'ingestion d'iode ¹³¹I, qui constitue l'exposition la plus pénalisante.

Les césiums ¹³⁴Cs et ¹³⁷Cs provenant des retombées atmosphériques de l'accident de Fukushima sont pris en compte pour le calcul de la dose efficace mais, compte-tenu des concentrations très faibles mesurées (cf. tableau précédent), leur contribution à la dose est infime.

Compte-tenu des facteurs de dose par ingestion¹², les résultats des calculs de doses dues à l'ingestion d'aliments présentant des traces de radionucléides imputables à l'accident de Fukushima sont présentés dans le tableau 13.

⁹ Bertrand M., 1991. - Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1987, INSEE Résultats Consommation Modes de vie, n° 30-31.

¹⁰ Parache V. 2010, Enquête alimentaire autour du site de Tricastin. Rapport IRSN/DEI/SESURE-2010-31.

¹¹ Vincent G., 2001. Données sur les consommations alimentaires en France. Note technique IPSN/SEGR/SAER 2001-85.

¹² Base de données ECRIN - les valeurs sont issues de la directive EURATOM 96/29 (1996 pour la dose efficace) et de la publication n° 67 de la CIPR (pour les doses à la thyroïde)

Tableau 13 - Résultats de l'estimation des doses liées à l'ingestion alimentaire, pour les deux cas de figure considérés pour les valeurs et durées de contamination des denrées (cf. tableau 12).

	Dose efficace (µSv) Adulte		Dose équivalente à la thyroïde (µSv) Enfant 1 an
	RATION INSEE	RATION « TRICASTIN »	
Dose pour le cas « moyen » en µSv	0,06	0,14	25,1
Dose pour le cas « maximal » en µSv	0,08	0,17	43,1

À titre de comparaison, les doses par ingestion, imputables aux retombées de l'accident de Tchernobyl, pour la période de mai à décembre 1986 étaient évaluées¹³ ainsi :

- dose efficace reçue par un adulte comprise entre 50 et 300 µSv, selon le lieu en France ;
- dose équivalente à la thyroïde chez les enfants de 1 an résidant dans l'est de la France, comprise en moyenne entre 6,3 et 12,7 mSv (soit entre 6300 et 12700 µSv).

4.4. EXPOSITION EXTERNE AU DEPOT RADIOACTIF

Le dépôt au sol des radionucléides émetteurs gamma entraîne une exposition externe des personnes qui dépend de multiples paramètres : temps de présence à l'extérieur, type de surface... ; la dose efficace pour l'adulte qui en découle a été évaluée par l'utilisation du code ASTRAL, en considérant un dépôt maximum estimé¹⁴ à 600 Bq/m² pour l'iode 131 et 10 fois moins, soit 60 Bq/m² pour le césium 134 et le césium 137, et un mode de vie correspondant au milieu rural (10 h/j à l'extérieur), ce qui est conservatif. Cette estimation théorique du dépôt est très majorante, au regard de la valeur déterminée pour l'iode 131 par des mesures effectuées sur le site IRSN du Vésinet (cf. § 3.5.1).

Les résultats de cette évaluation (tableau 14 et figure 44) montrent que la dose due à l'exposition externe par le dépôt serait au maximum de 1,6 µSv pour la première année, puis inférieure à 1 µSv/an et en constante diminution chaque année, au cours des années suivantes. L'iode 131 a contribué à cette dose au cours des 2 premiers mois, puis s'élimine par décroissance radioactive ; le césium 134 décroît moins vite (période de 2,1 ans) ; après une dizaine d'années, c'est le césium 137 qui contribuera majoritairement à cette dose.

Ces valeurs représentent moins de 0,4 % des valeurs maximales imputables aux retombées de l'accident de Tchernobyl (400 µSv la première année).

Tableau 14 - Dose efficace maximale cumulée liée à l'exposition externe due aux dépôts radioactifs formés par les retombées de l'accident de Fukushima.

Au bout de...	Équivalent de dose efficace cumulée (adulte) µSv
2 mois	0,4
1 an	1,6
2 ans	2,5
3 ans	3,3

¹³ Renaud P. et al. Les retombées de l'accident de Tchernobyl sur le territoire français. Lavoisier, Tec & Doc, 2007.

¹⁴ Le dépôt total au sol est estimé par la somme des dépôts secs et humides.

Le dépôt d'iode 131 par temps de pluie est évalué, par la hauteur d'eau tombée durant la période de mi-mars à mi-juin (en mm soit en L/m²), multipliée par la concentration de l'eau de pluie, soit 25 L/m² x 0,8 Bq/L = 20 Bq/m².

Le dépôt sec d'iode 131 tient compte d'une concentration volumique intégrée maximale de l'ordre de 60 mBq x j/m³ pour la forme gazeuse et de 15 mBq x j/m³, valeurs multipliées par les vitesses de dépôt respectives de 0,1 à 0,05 m/s et affectées d'un facteur de conversion de 86400 s/j, soit un dépôt sec de 580 Bq/m².

Au total, le dépôt d'iode 131 est estimé à 580 + 20 Bq/m², sans tenir compte de la décroissance.

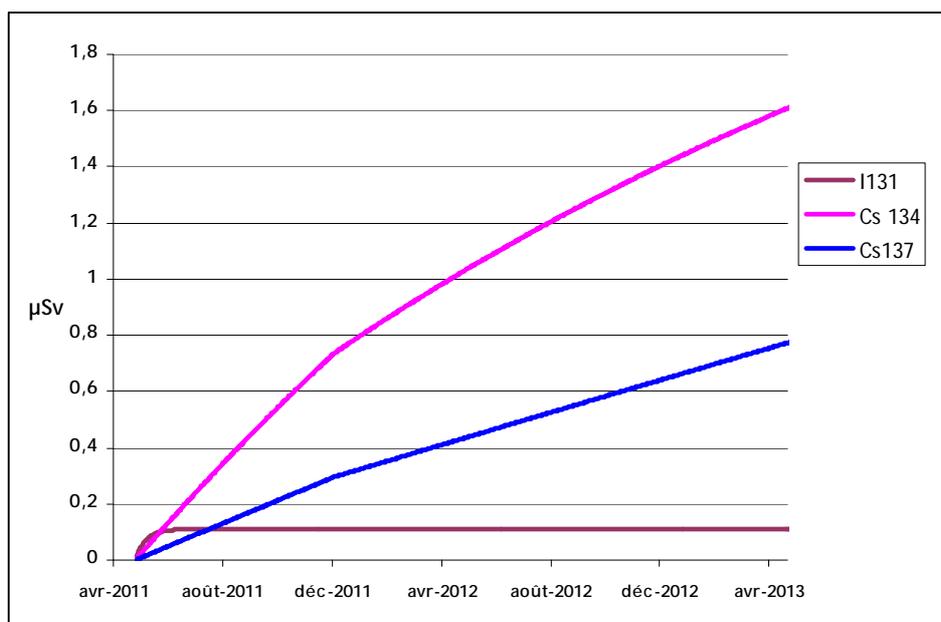


Figure 44 - Contribution des différents radionucléides à la dose efficace cumulée potentiellement reçue par un adulte, due à l'irradiation externe par le dépôt, pour un dépôt maximum théorique de 600 Bq/m² d'iode 131, 60 Bq/m² de césium 134 et 60 Bq/m² de césium 137.

4.5. BILAN DE L'IMPACT DOSIMETRIQUE DE L'ACCIDENT DE FUKUSHIMA SUR LA POPULATION FRANÇAISE

Les calculs de doses qui précèdent représentent des estimations majorantes, à la fois pour l'adulte et pour l'enfant, donnant une indication enveloppe de l'impact dosimétrique potentiel de l'accident de Fukushima sur la population française.

Concernant les adultes, la dose efficace potentiellement reçue dans l'année suivant l'accident (ou sur une période plus courte, selon la voie d'exposition considérée) est estimée inférieure à 1,8 µSv. Cette dose attribuable à l'accident de Fukushima représente moins de 0,1% de la dose efficace annuelle due aux sources naturelles de radioactivité, qui est estimée en moyenne à 2400 µSv (cette dose annuelle peut être comprise entre 1000 µSv et 13 000 µSv selon le lieu de résidence en France, compte-tenu des variations de la radioactivité naturelle en fonction de la géologie et de l'altitude).

Concernant les enfants, c'est la classe d'âge 1-2 ans qui a été globalement la plus sensible à l'exposition à l'iode 131, principalement par ingestion alimentaire et secondairement par inhalation, avec une dose équivalente à la thyroïde estimée inférieure à 45 µSv. A titre de comparaison, la glande thyroïde est en permanence exposée à la radioactivité d'origine naturelle, notamment au potassium 40 qui est naturellement présent dans tout organisme humain et délivre une dose moyenne de 300 µSv/an par an à la thyroïde chez un enfant de 1-2 ans. Par ailleurs, pour rappel, les doses équivalentes à la thyroïde chez les enfants de 1 an qui résidaient dans l'est de la France au moment de l'accident de Tchernobyl en 1986 sont estimées en moyenne entre 6300 et 12700 µSv.

En conclusion, les doses potentiellement reçues en France après l'accident de Fukushima sont très faibles. Ces résultats permettent de confirmer qu'à aucun moment, les concentrations en radionucléides d'origine artificielle (iode 131 et césiums 134 et 137) mesurées dans les différents compartiments de l'environnement en France métropolitaine et dans les DROM-COM, n'ont présenté un risque environnemental ou sanitaire.

5. COMMUNICATION DES RESULTATS AU COURS DE LA SURVEILLANCE RENFORCEE

Au cours des mois de mars à mai 2011, l'IRSN a régulièrement informé les autorités, le public et les médias au sujet de l'impact radiologique en France de l'accident de Fukushima, notamment par l'intermédiaire de son site Internet. Une page spéciale rassemble l'ensemble des informations et des liens internet :

http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Pages/201103_situation_en_france.aspx

Dans cette page, l'IRSN décrit tout d'abord en détail les moyens qu'il a déployés avec l'assistance de différents partenaires pour suivre l'impact à très longue distance des rejets radioactifs de l'accident de Fukushima (note du 29 mars) :

http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Documents/IRSN_Dispositif-general-surveillance-impact-Fukushima_29032011.pdf

Ensuite, les résultats de plusieurs centaines d'analyses d'air, de végétaux et de lait réalisés dans les laboratoires de l'IRSN, ainsi que ceux fournis par les exploitants nucléaires, ont été mis à disposition dans un outil cartographique « CRITER - Japon¹⁵ ». Ce site a donné accès à l'historique des mesures de la radioactivité de l'air (données du réseau Téléray) acquises à partir du 15 mars, ainsi que les résultats des mesures faites en laboratoire sur les prélèvements du plan spécifique mis en place (filtres aérosols, cartouche à iode, eaux de pluie, végétaux et denrées).

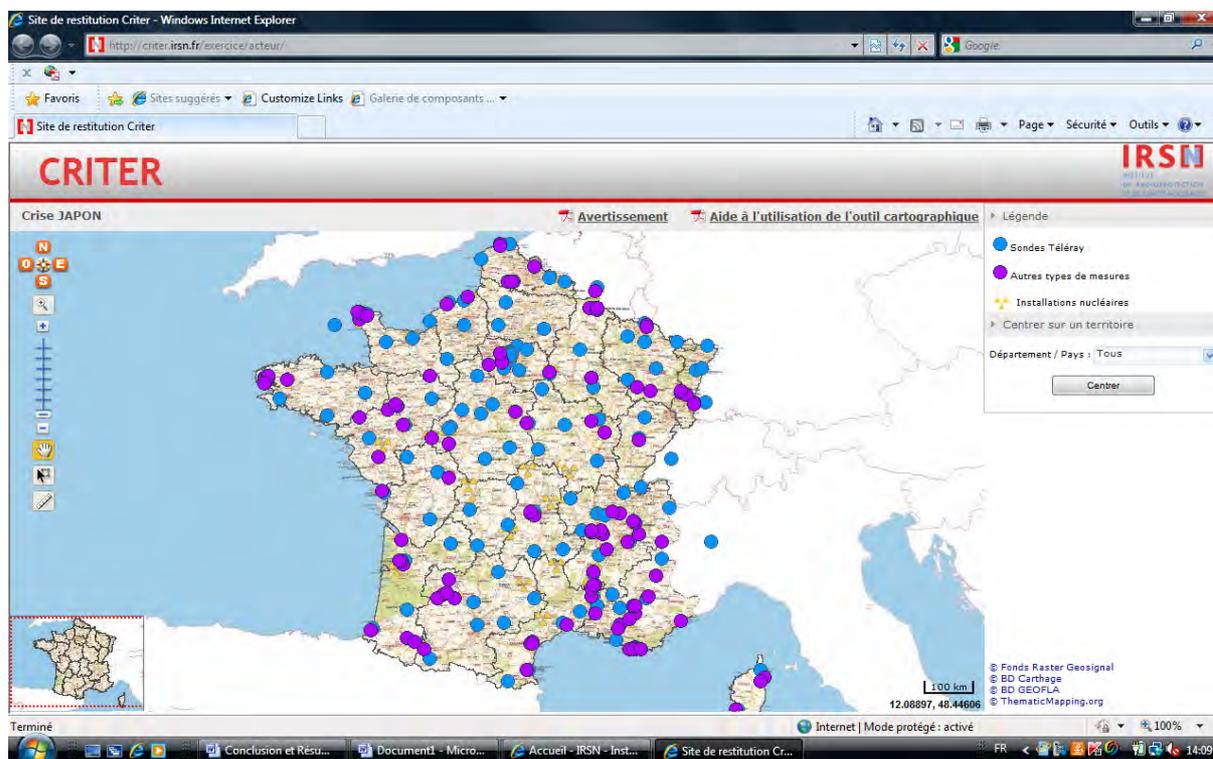


Figure 45 - Écran d'accueil de l'application 'CRITER-Japon'.

Enfin, se succèdent 15 bulletins d'information commentant les résultats de mesures acquis sur le territoire au cours de la période du 24 mars au 10 juin, le bulletin n°15 dressant un bilan des résultats acquis durant cette période de surveillance renforcée. Ces bulletins sont accessibles à l'adresse : http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Pages/201103_situation_en_france.aspx

¹⁵ CRITER est un système d'information accessible sur internet, développé par l'IRSN et conçu pour rendre compte spécifiquement, sous forme cartographique, des résultats de mesures environnementales en situation de crise. Ainsi, « CRITER-Crise au Japon » a été mis en ligne pour restituer les résultats de la surveillance renforcée mise en place après l'accident de Fukushima. Cet outil ne rend pas compte des résultats de la surveillance de routine des exploitants nucléaires, déversés périodiquement dans la base de données du Réseau national de mesures de la radioactivité de l'environnement (RNM). Le RNM n'a pas pour objectif de gérer des résultats en situation de crise. C'est pourquoi la comparaison des données présentées dans ces deux systèmes d'information, selon des règles différentes, nécessite des précautions et n'est pas possible dans certains cas.

6. CONCLUSION

Dès la mi-mars, l'IRSN a mis en œuvre une surveillance renforcée de la radioactivité de l'environnement en France métropolitaine et en outre-mer pour évaluer l'impact radiologique de l'accident de Fukushima Dai-ichi. Les résultats de plusieurs centaines d'analyses d'air, de végétaux et de lait réalisés dans les laboratoires de l'IRSN, ainsi que ceux fournis par les exploitants nucléaires, ont été communiqués régulièrement sur le site internet de l'Institut, et ont été mis à disposition dans un outil cartographique de consultation : CRITER - Japon.

L'ensemble des résultats de mesure obtenus dans l'air, l'eau de pluie et des produits terrestres ont montré qu'aucune trace de radionucléides imputables à l'accident de Fukushima n'a été décelée avant le 24 mars. La présence d'iode 131 particulaire dans l'air, détecté pour la première fois sur un prélèvement collecté le 24 mars au sommet du Puy-de-Dôme, a été confirmée pour l'ensemble de la France à partir du 25 mars.

Dans les autres compartiments environnementaux, les premiers résultats significatifs pour l'iode 131 ont été obtenus :

- sur des prélèvements effectués entre le 24 et le 26 mars pour l'iode sous forme gazeuse ;
- sur deux échantillons d'eau de pluie collectée entre le 25 et le 27 mars ;
- sur un échantillon d'herbe prélevé le 26 mars ;
- sur des feuilles d'épinard prélevées le 28 mars ;
- dans du lait recueilli le 28 mars.

Ces observations sont cohérentes entre elles, à la fois en termes temporel (augmentation progressive des concentrations dans l'environnement après le 24 mars) et de niveaux de concentrations dans les différents compartiments surveillés.

Le césium 137 (accompagné de césium 134 à un niveau équivalent) a également été détecté, à des concentrations généralement 10 fois plus faibles que celles de l'iode 131.

Les différentes observations ne conduisent pas à considérer que des régions françaises ont été plus touchées que d'autres. Le phénomène de dispersion des produits radioactifs a été global : des concentrations de même ordre de grandeur ont été observées sur l'ensemble du territoire, avec des fluctuations spatiales et temporelles dues au déplacement des masses d'air.

Les concentrations les plus élevées en iode 131 et en césiums 134 et 137 ont été observées entre le 27 mars et le 9 avril dans l'air, et jusqu'à mi-avril dans les végétaux et le lait. Ces concentrations se situaient à des niveaux de 500 à plus de 1000 fois inférieurs à ceux mesurés début mai 1986 en France suite à l'accident de Tchernobyl.

Au cours du mois d'avril, les concentrations en iode 131 ont progressivement diminué au point de devenir difficilement détectables à partir de début mai. Le césium 137 restait mesurable dans l'air début mai, à des concentrations extrêmement faibles (de l'ordre de 0,01 mBq/m³).

A partir de début mai, les concentrations en radionucléides artificiels sont revenues à des niveaux proches des limites de détection et l'IRSN a considéré qu'il n'était plus justifié de poursuivre ce plan de surveillance renforcée.

Au niveau européen, l'iode particulaire a été décelé en premier en Islande entre le 19 et le 20 mars, puis dans le nord de la Scandinavie. Les niveaux maximaux ont été atteints entre le 28 mars et le 5 avril, sans dépasser 6 mBq/m³ d'iode particulaire et une quinzaine de mBq/m³ pour les deux formes d'iode 131 (iode particulaire et iode gazeux). Durant toute la période de mesure, la forme gazeuse a représenté l'essentiel de l'iode mesuré dans l'air, avec un rapport moyen iode gazeux/iode total de 77 %. Les niveaux moyens en césium 137 et en césium 134 sur la période du 20 mars au 12 avril sont inférieurs à 0,1 mBq/m³.

Sur la base de valeurs moyennes et maximales de concentration en iode 131 mesurées de mi-mars à mi-mai, les doses maximales potentiellement reçues par inhalation et par ingestion ont été évaluées. Pour l'enfant de 1 an, la dose équivalente à la thyroïde a été inférieure à 2 µSv par inhalation et à 43 µSv par ingestion ; pour l'adulte, la dose efficace a été au maximum de 0,03 µSv par inhalation et de 0,17 µSv par ingestion. Ces valeurs sont environ 2 ordres de grandeur en-dessous de celles estimées pour la période suivant l'accident de Tchernobyl en France. Ces évaluations confirment, qu'à aucun moment, les concentrations en radionucléides d'origine artificielle mesurées dans les différents compartiments de l'environnement en France métropolitaine et dans les DROM-COM, n'ont présenté un risque sanitaire.

ANNEXE1 : CARTES ET GRAPHIQUES POUR LES DROM-COM

Résultats pour la région Antilles / Guyane



Figure 46 - Localisation des points de prélèvements.

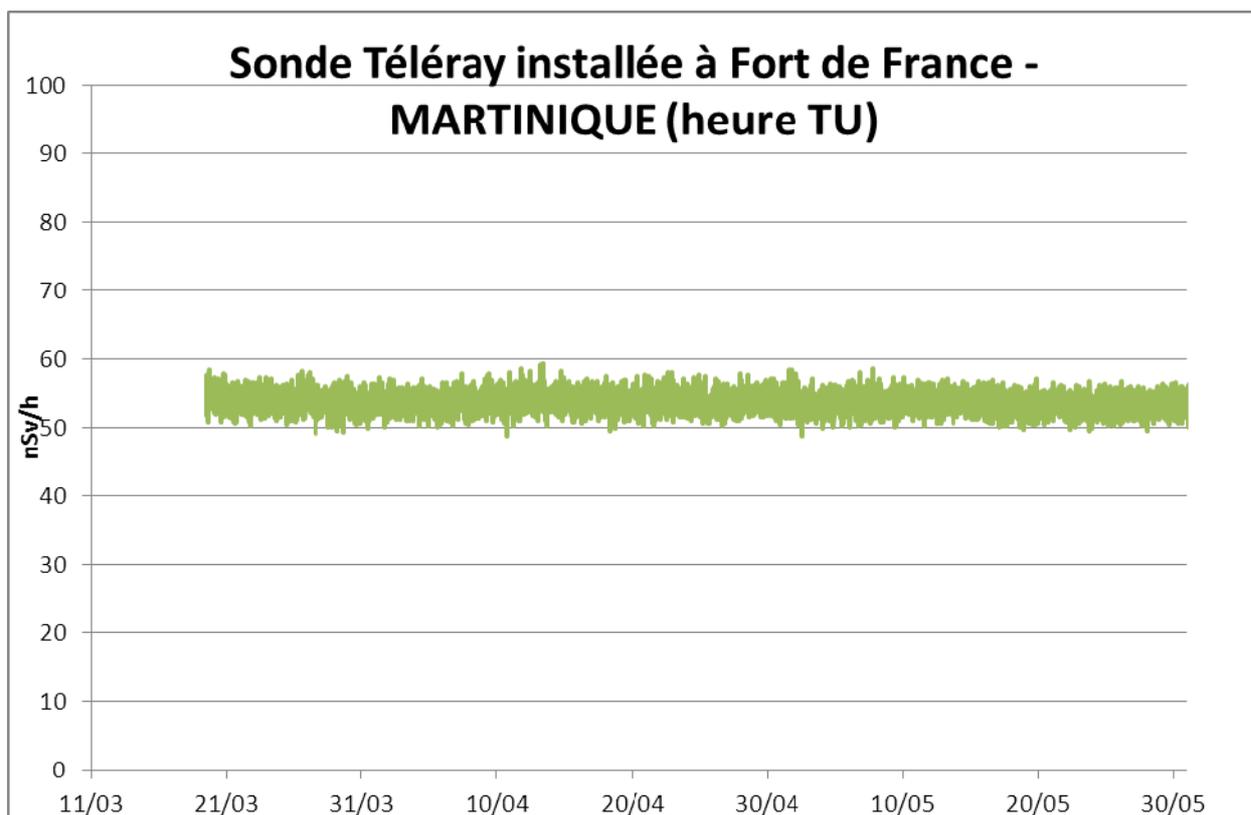


Figure 47 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air en Martinique.

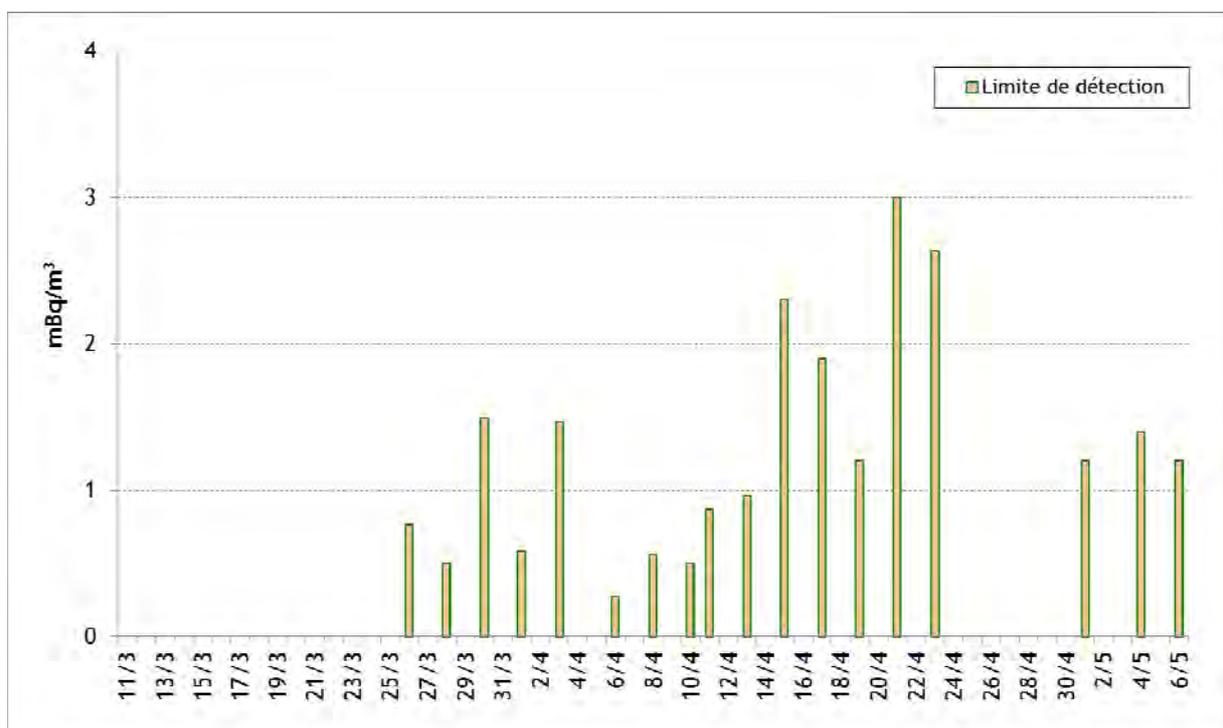


Figure 48 - Activités en iode 131 gazeux (mBq/m³) mesurées dans l'air en Martinique.

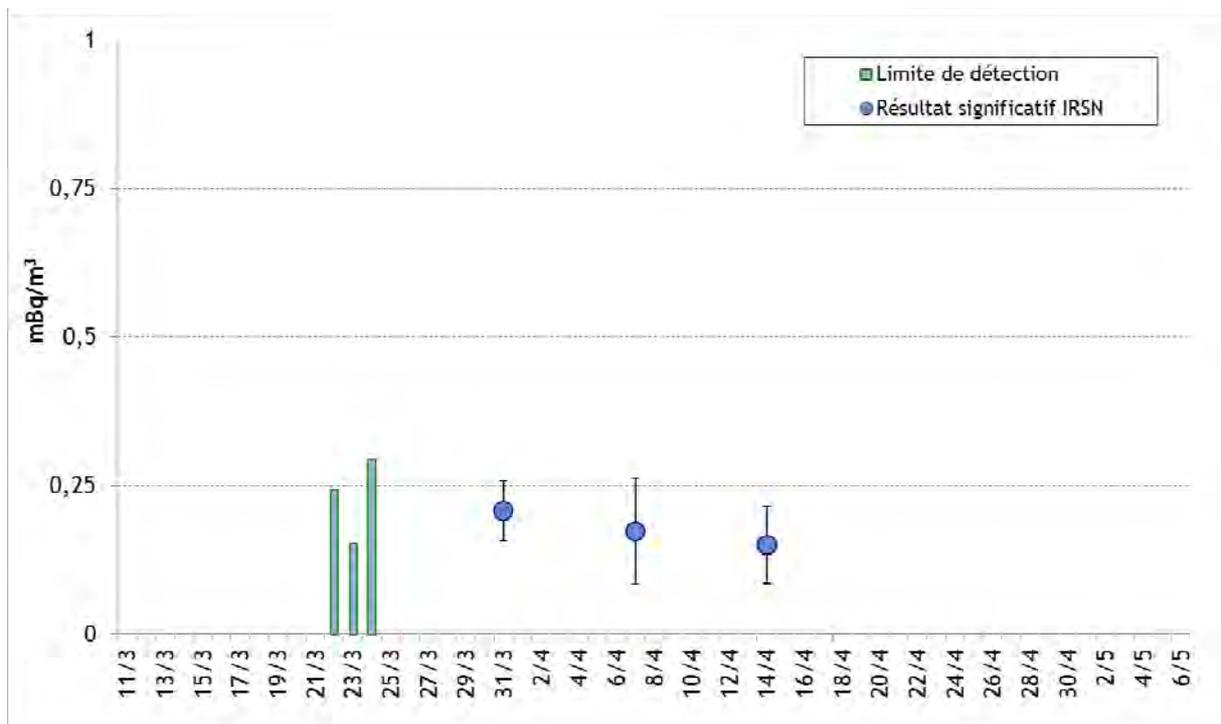


Figure 49 - Activités en iode 131 particulaire (mBq/m³) mesurées dans l'air en Martinique.

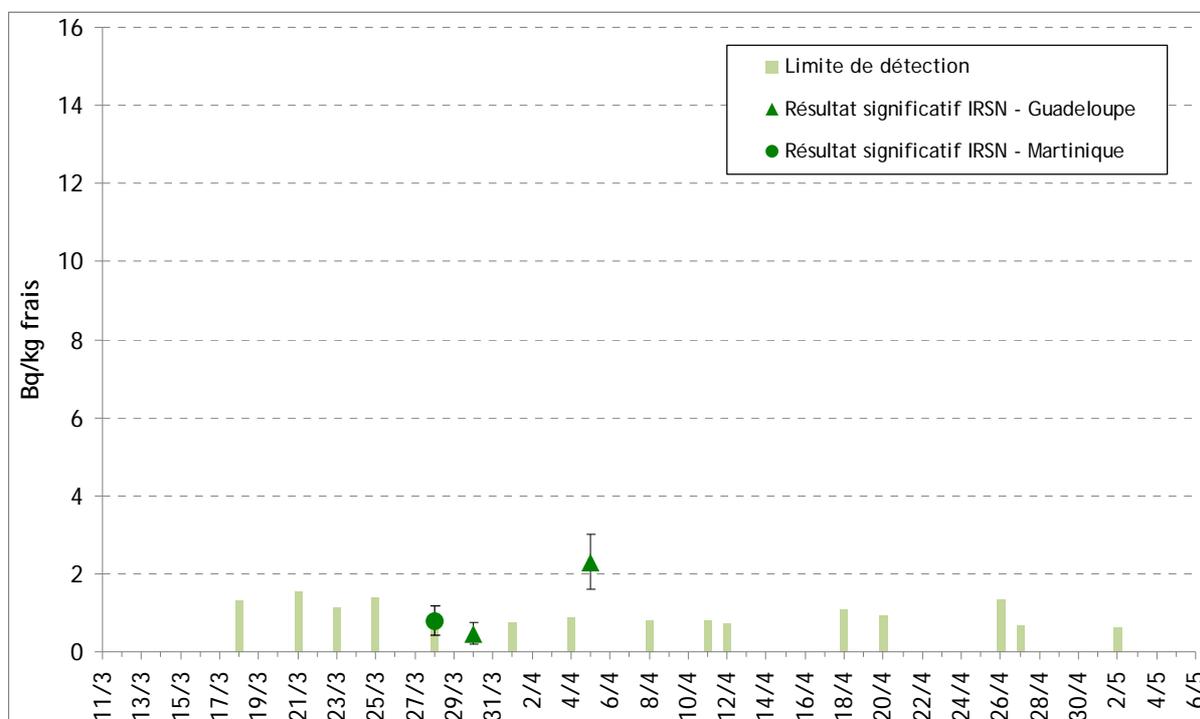


Figure 50 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe aux Antilles (Guadeloupe, Martinique) et en Guyane.

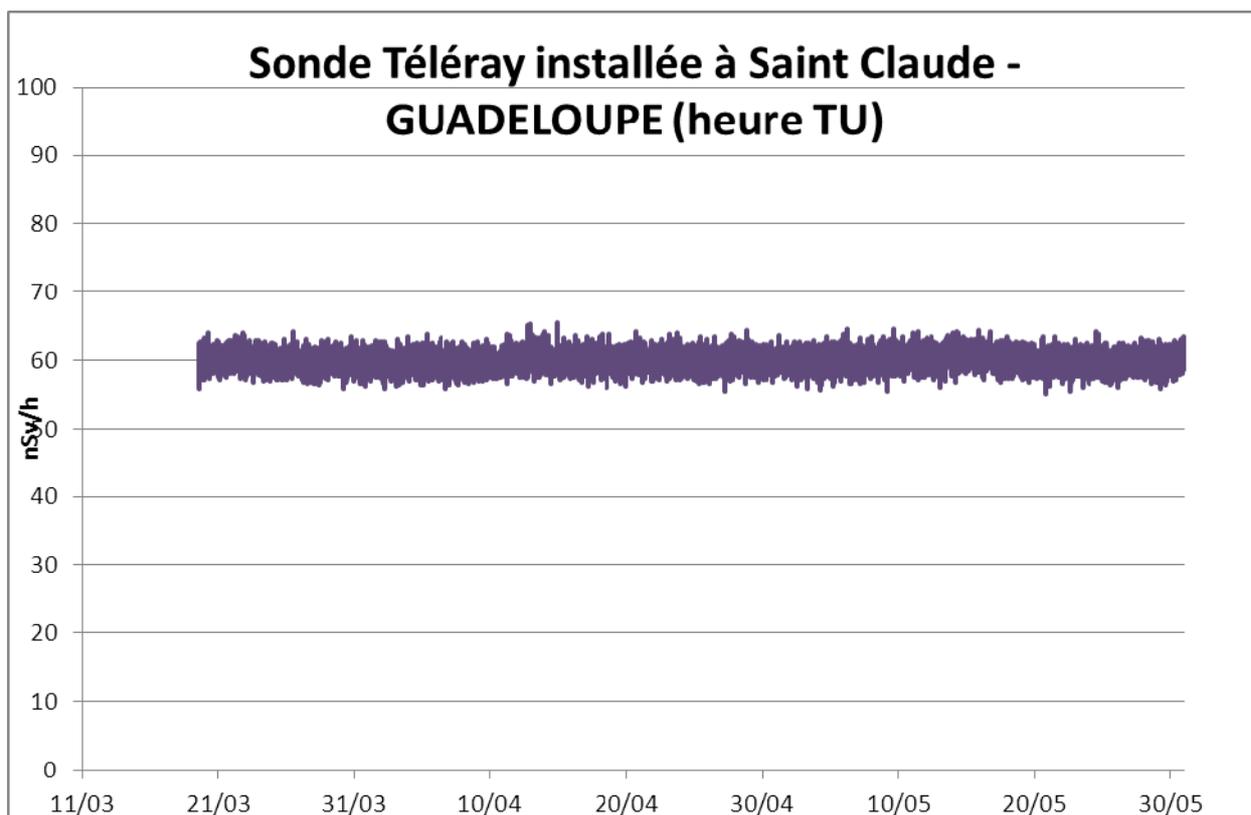


Figure 51 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air en Guadeloupe.

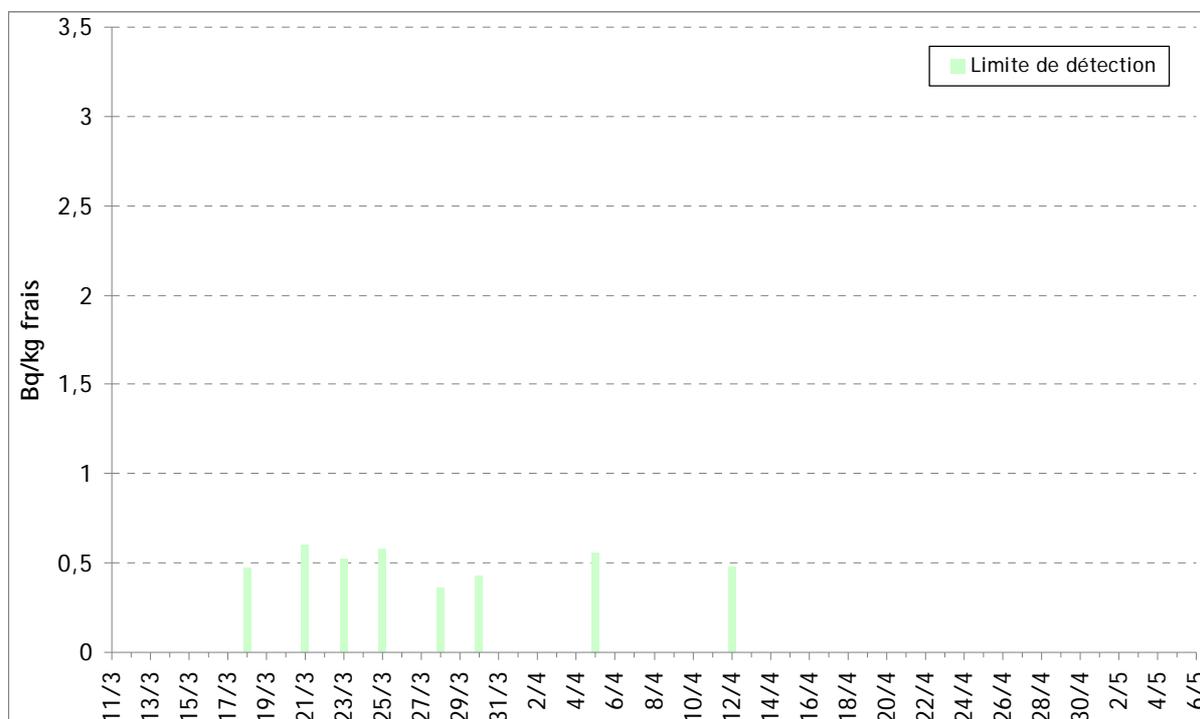


Figure 52 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans les salades de Guadeloupe.

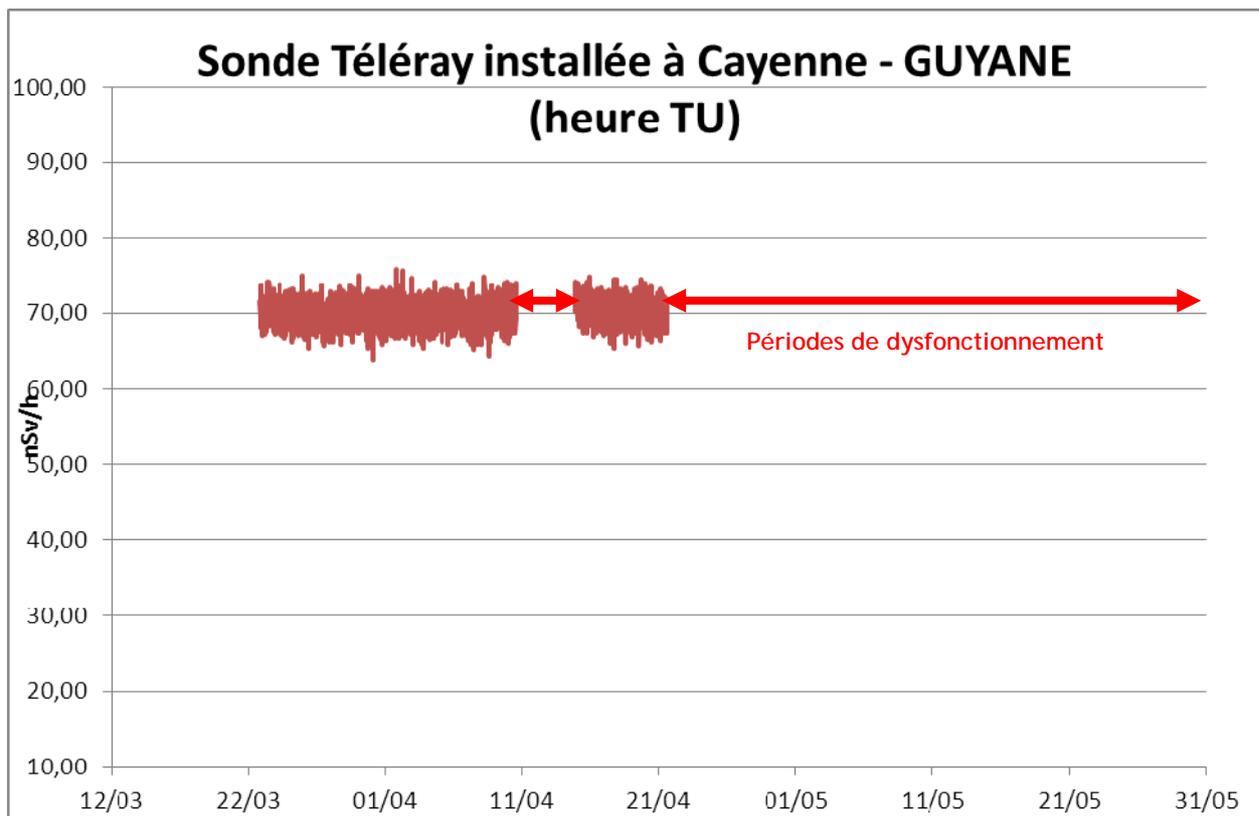


Figure 53 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air en Guyane.

La sonde installée en Guyane a montré des signes de dysfonctionnement pendant les périodes allant du 10 au 15 avril 2011 puis à partir du 21 avril 2011. Après une enquête menée auprès des autorités locales, aucun indice particulier n'a permis d'attribuer une cause à cette défaillance. En revanche, l'analyse *a posteriori* des données techniques de la sonde a montré une défaillance du capteur de radioactivité, ceci étant probablement lié à un défaut d'étanchéité de l'appareil impliquant des variations subites de la tension appliquée au compteur.

Les investigations entreprises ont été détaillées dans un premier communiqué publié sur internet le 15 avril : (http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Pages/20110415_detection-teleray-radioactivite-cayenne-guyane.aspx) et un second paru le 22 avril :

(http://www.irsn.fr/FR/Actualites_presse/Actualites/Pages/20110422_detection-teleray-radioactivite-cayenne-guyane.aspx).

Une nouvelle sonde a pu être installée à partir du 11 juin 2011.

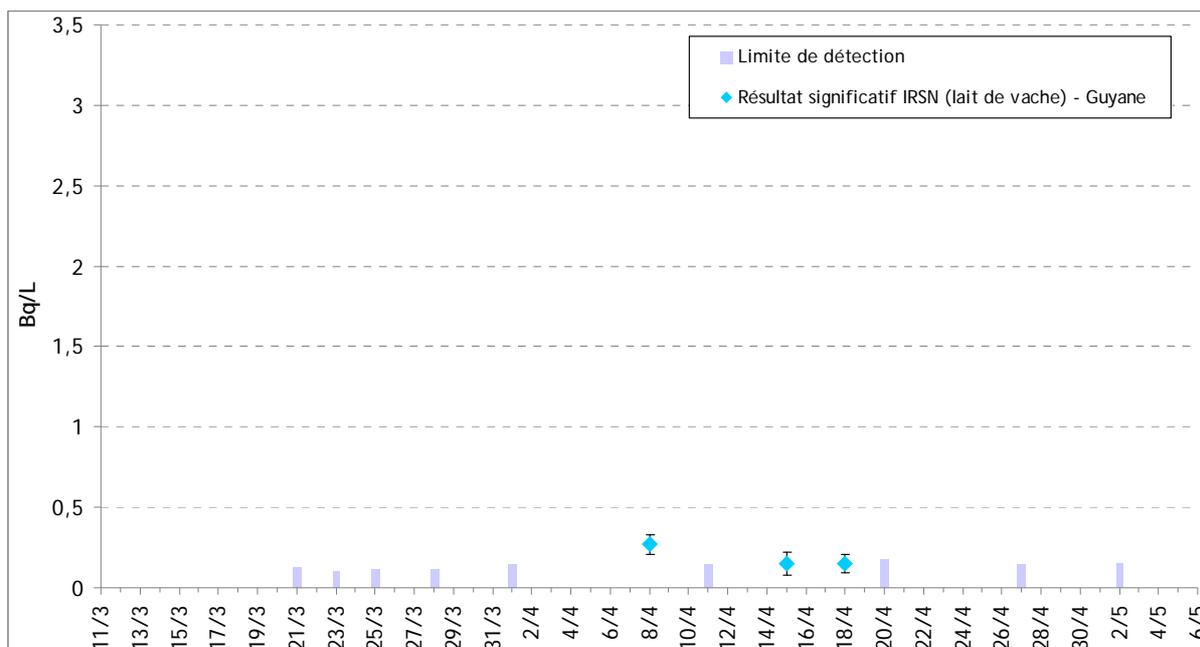


Figure 54 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans le lait à la Martinique et en Guyane.

Résultats pour Saint-Pierre-et-Miquelon

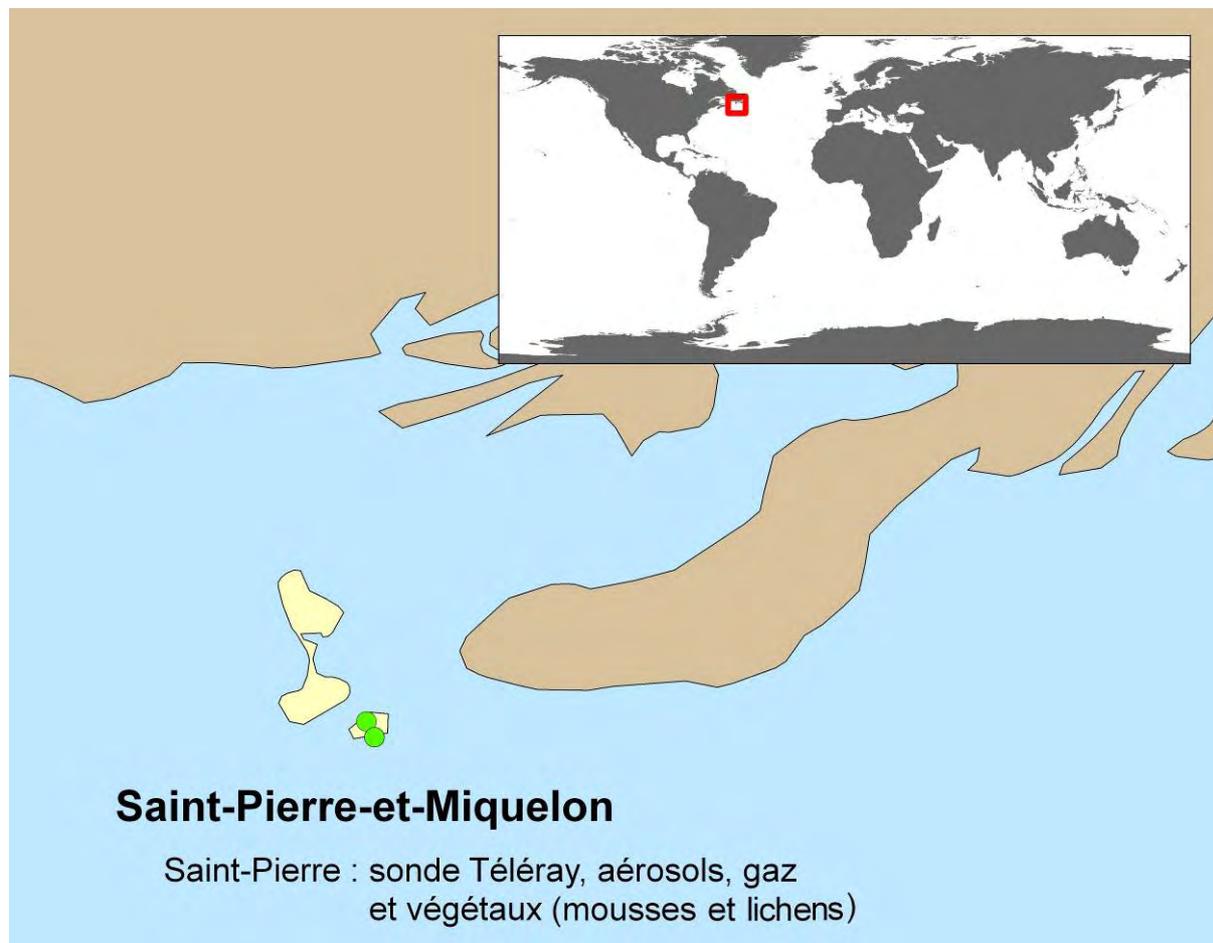


Figure 55 - Localisation des points de prélèvements.

Sonde Téléray à Saint-Pierre-et-Miquelon (heure TU)

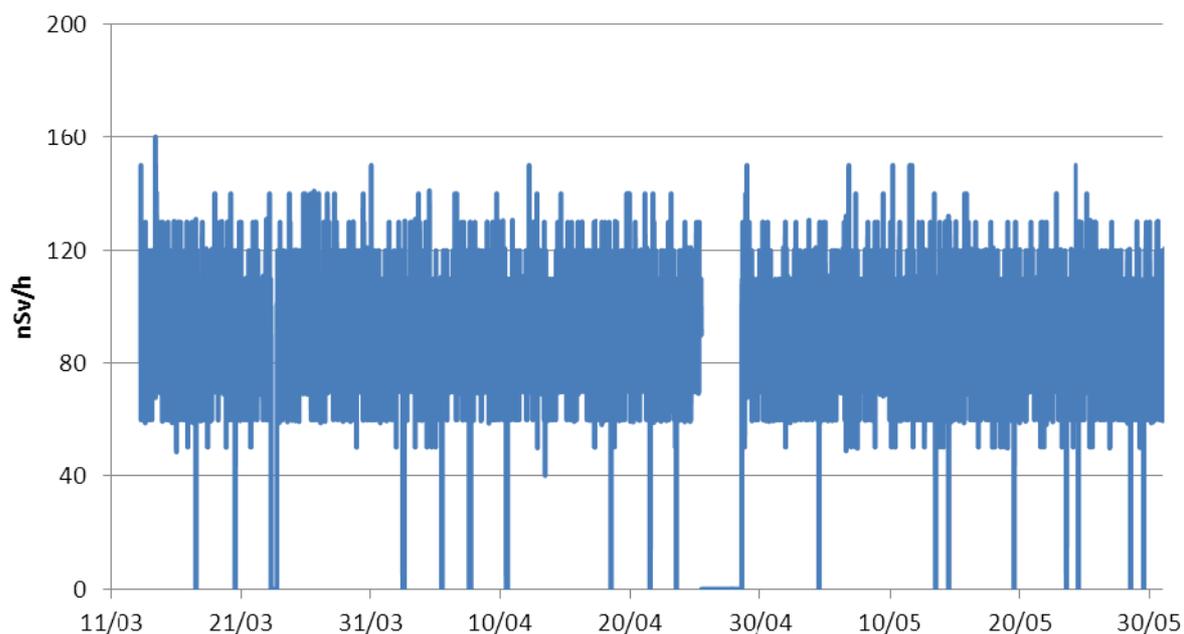


Figure 56 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air à Saint-Pierre-et-Miquelon.

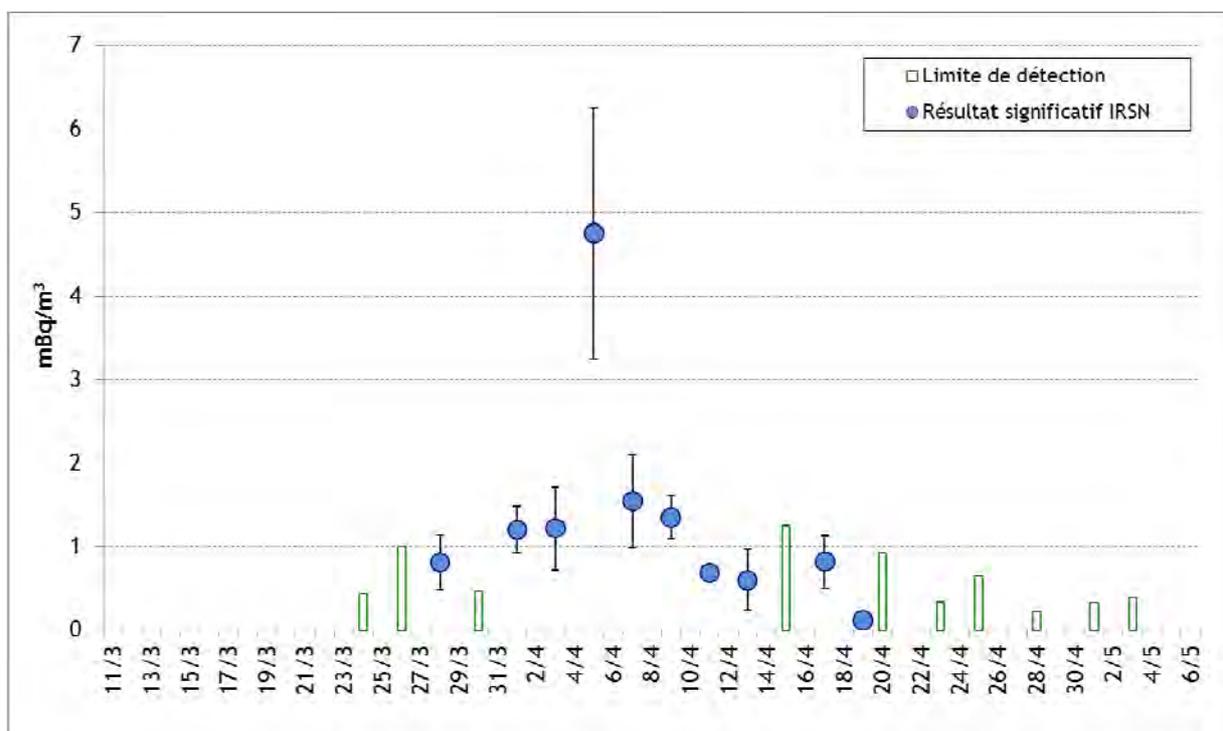


Figure 57 - Activités en iode 131 gazeux (mBq/m³) mesurées dans l'air à Saint-Pierre-et-Miquelon.

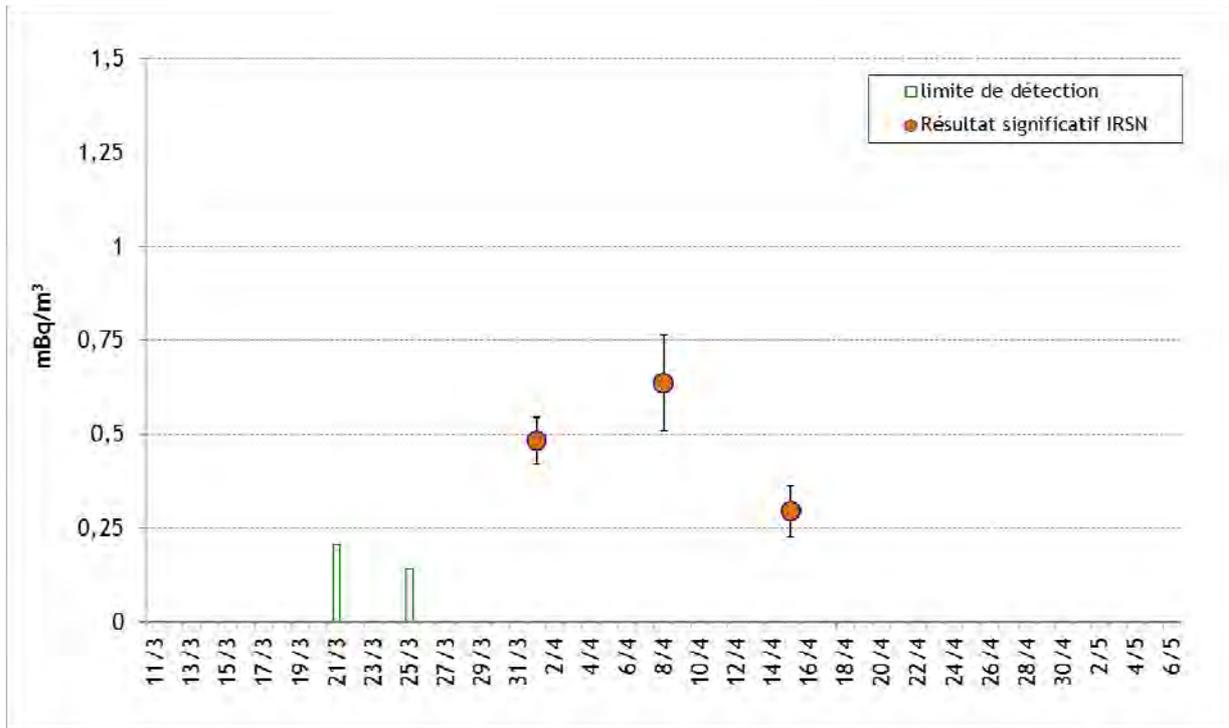


Figure 58 - Activités en iode 131 particulaire (mBq/m³) mesurées dans l'air à Saint-Pierre-et-Miquelon.

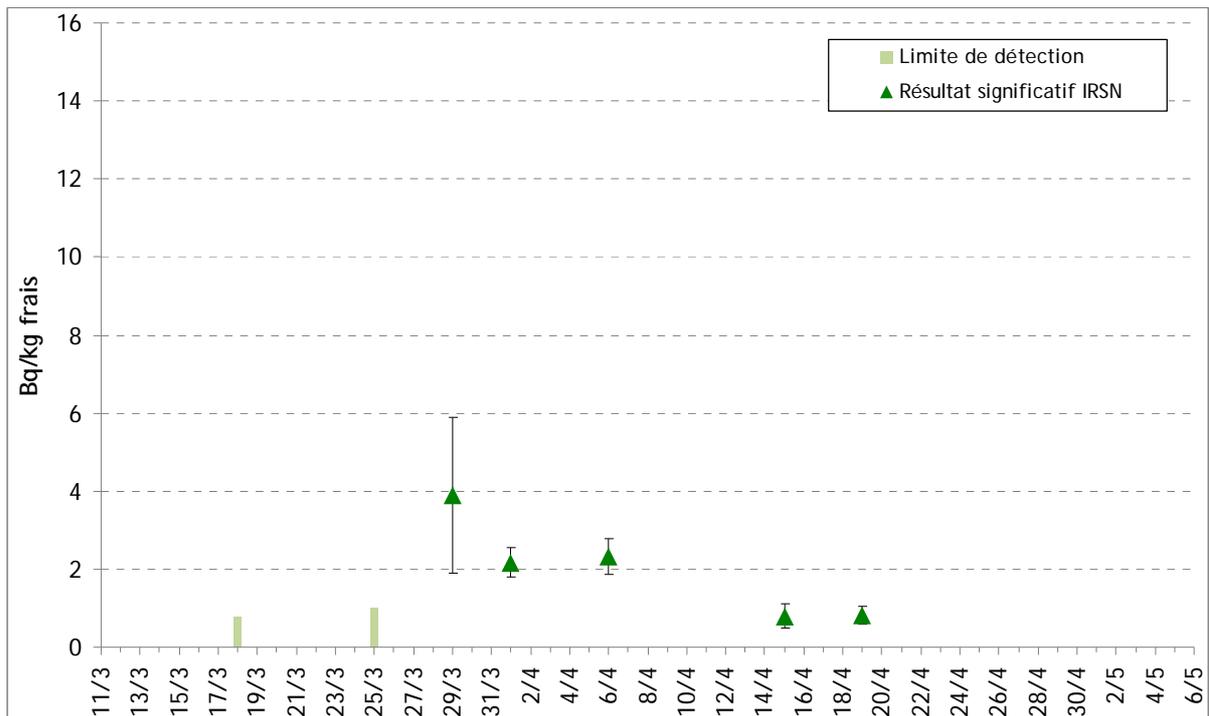


Figure 59 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans les mousses / lichens à Saint-Pierre-et-Miquelon.

Résultats pour la Réunion

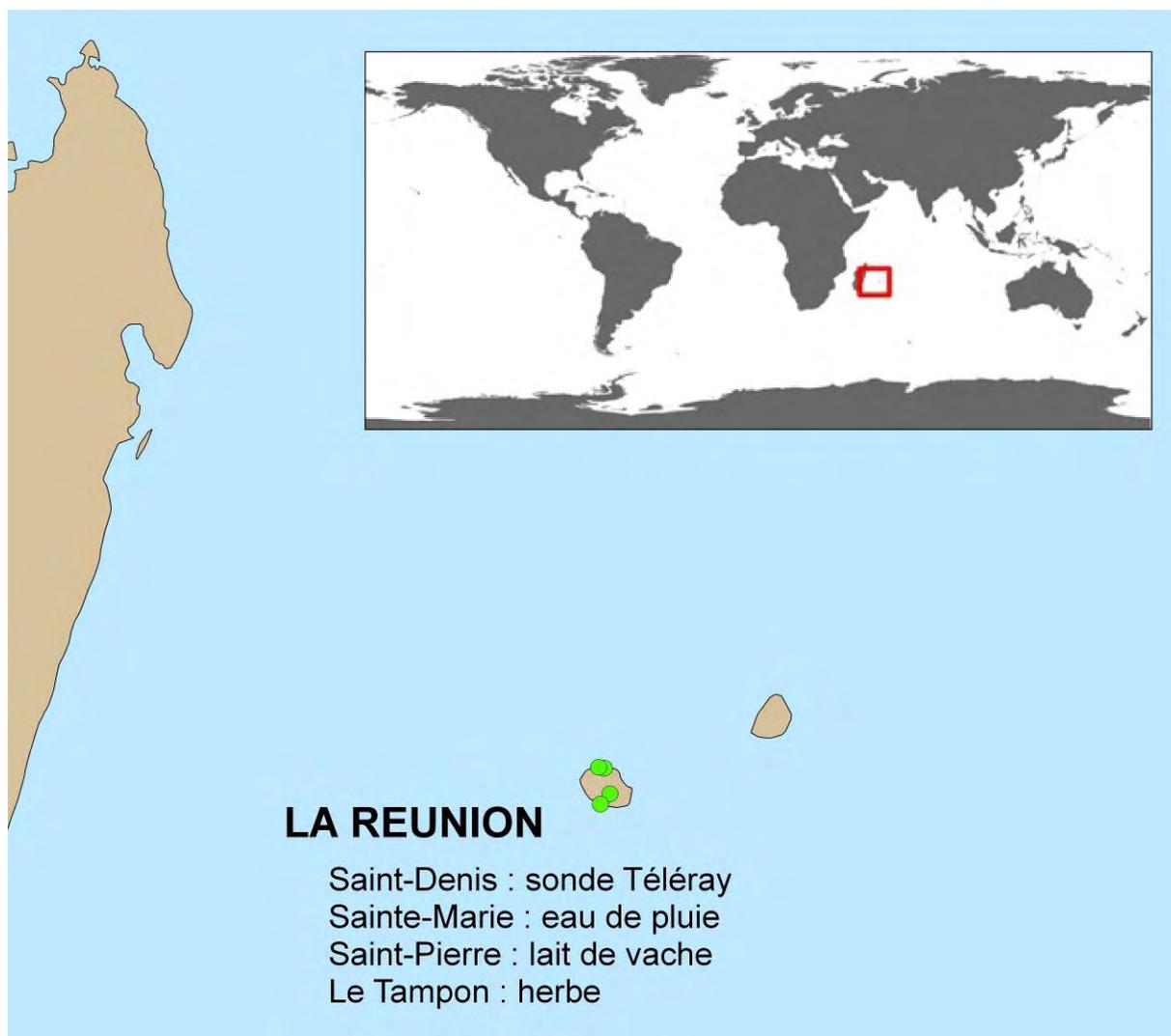


Figure 60 - Localisation des points de prélèvements.

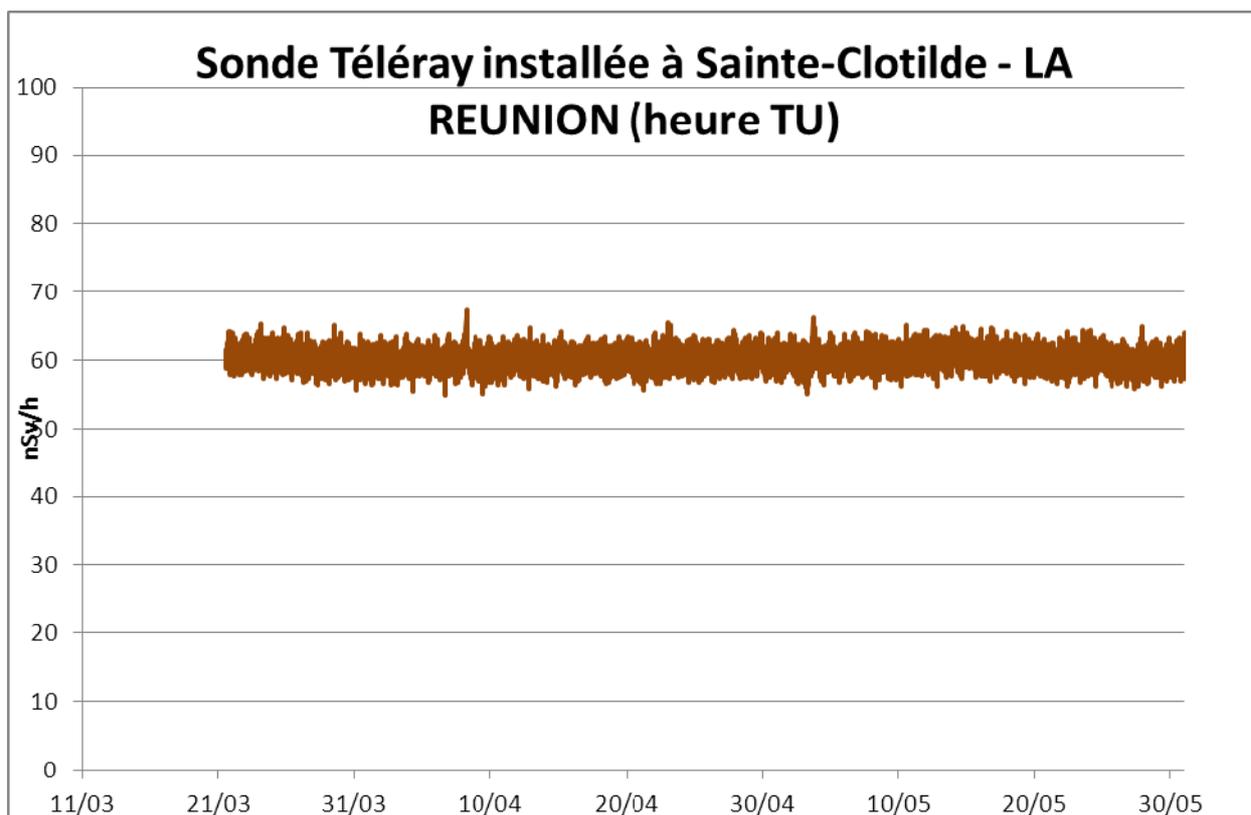


Figure 61 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air à la Réunion.

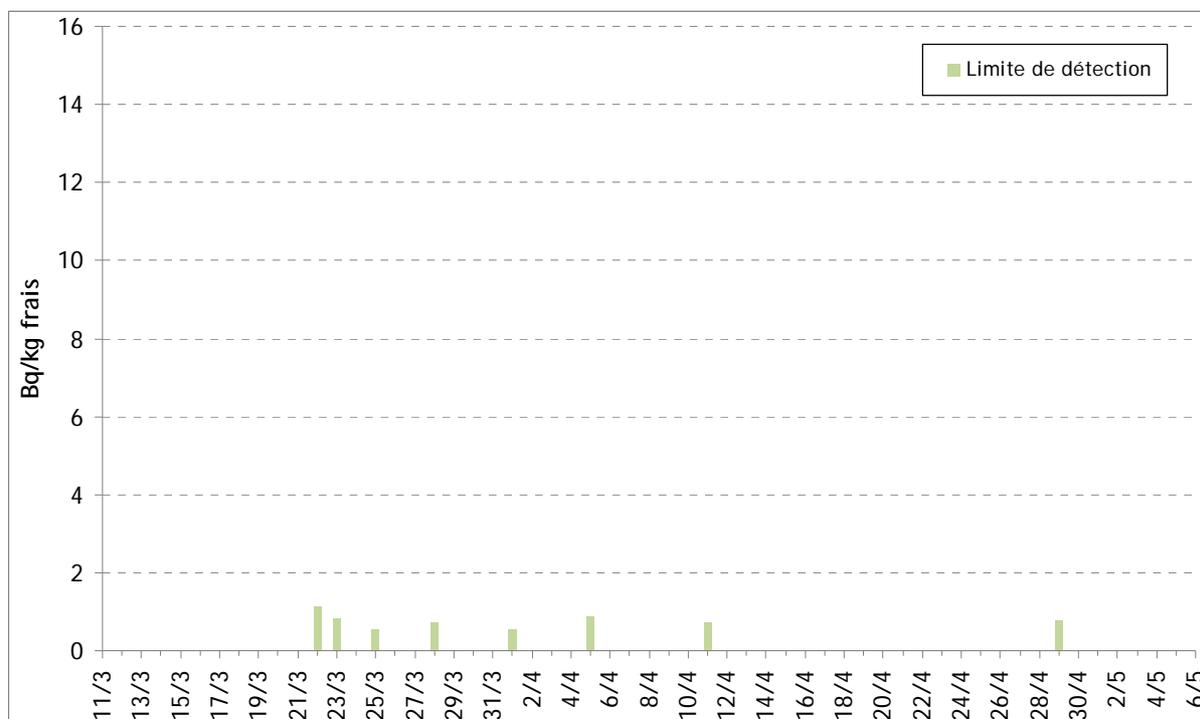


Figure 62 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe à la Réunion.



Figure 63 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans le lait à la Réunion.

Résultats pour Tahiti

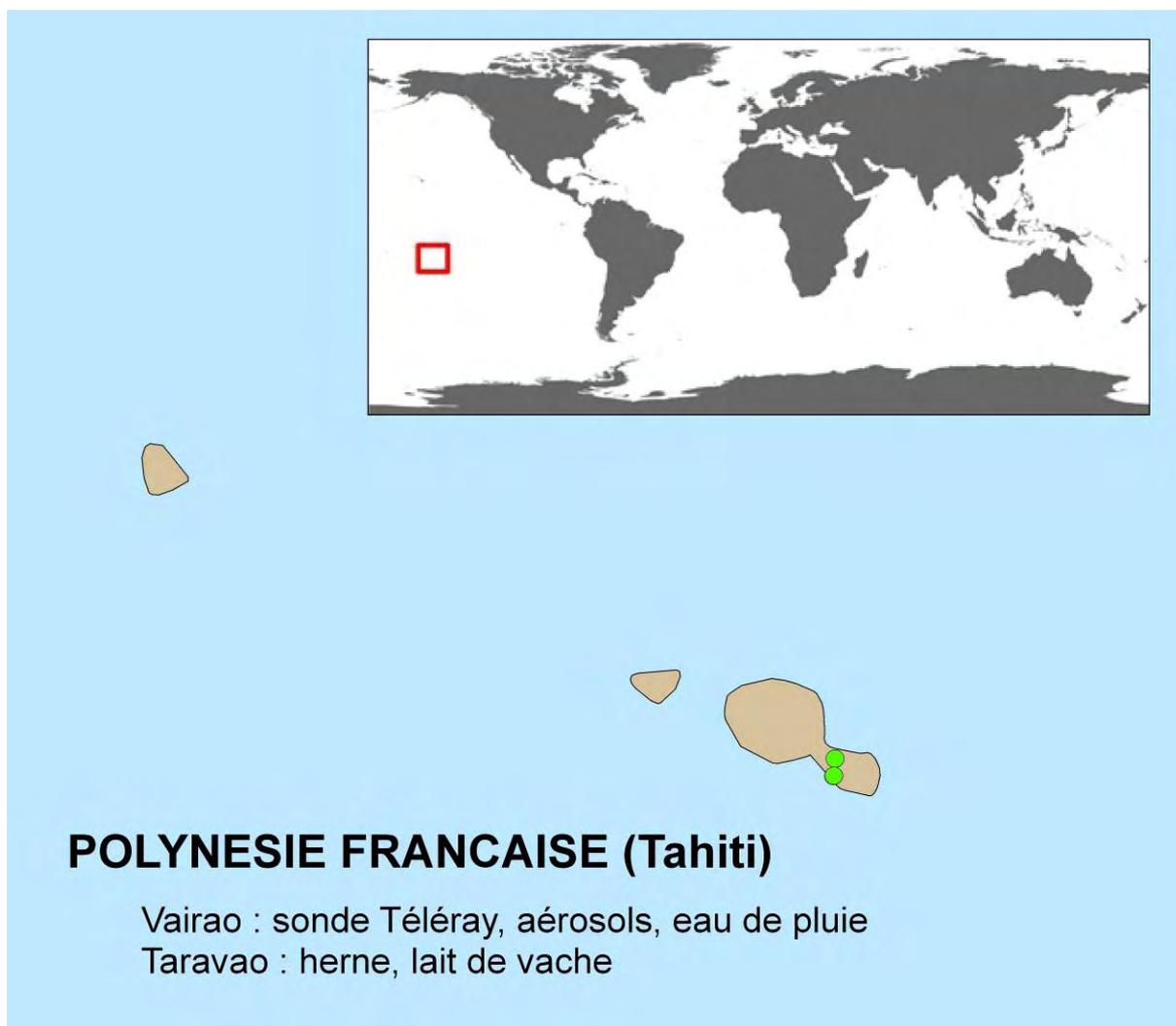


Figure 64 - Localisation des points de prélèvements.

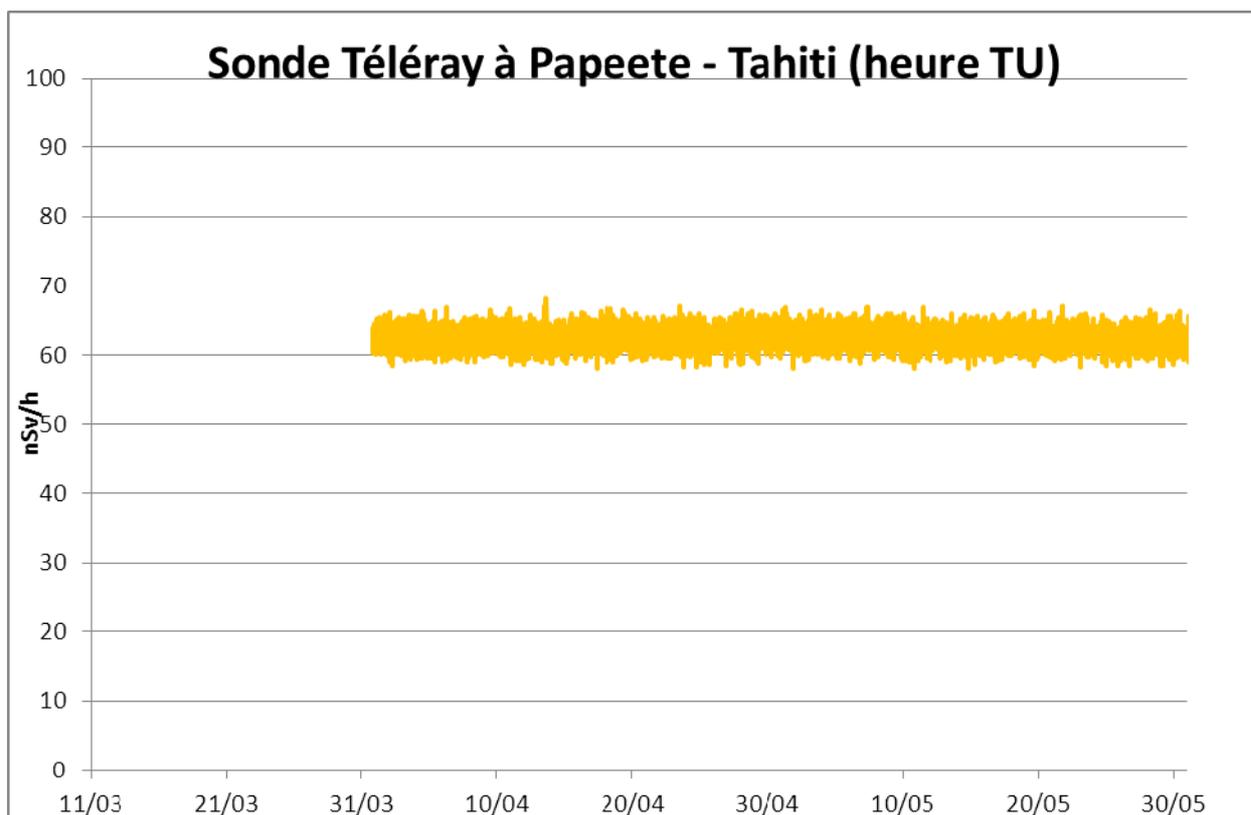


Figure 65 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air à Tahiti (Papeete).

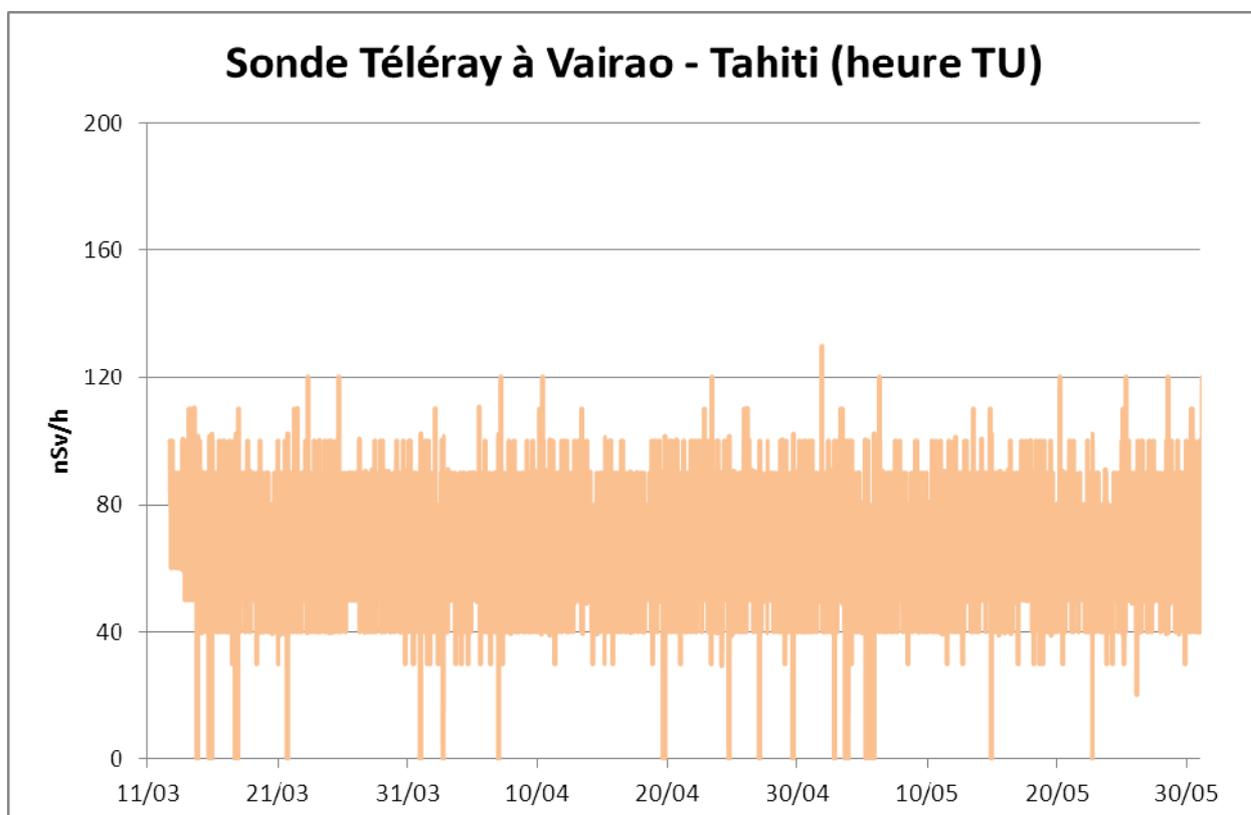


Figure 66 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air à Tahiti (Vairao).

Les deux graphiques présentés ci-dessus présentent une importante différence relative à la qualité du signal acquis par les sondes Téléray de Vairao et Papeete respectivement. Ceci reflète simplement le

gain métrologique conséquent apporté par les nouvelles sondes mises en œuvre désormais dans le réseau Téléray, le graphique de Vairao représentant les données de la sonde d'ancienne génération (Geiger-Müller) et le graphique de la sonde de Papeete représentant les données d'une nouvelle sonde (compteur proportionnel). On estime un gain métrologique d'un facteur 10 environ du point de vue de la sensibilité de détection des nouvelles sondes.

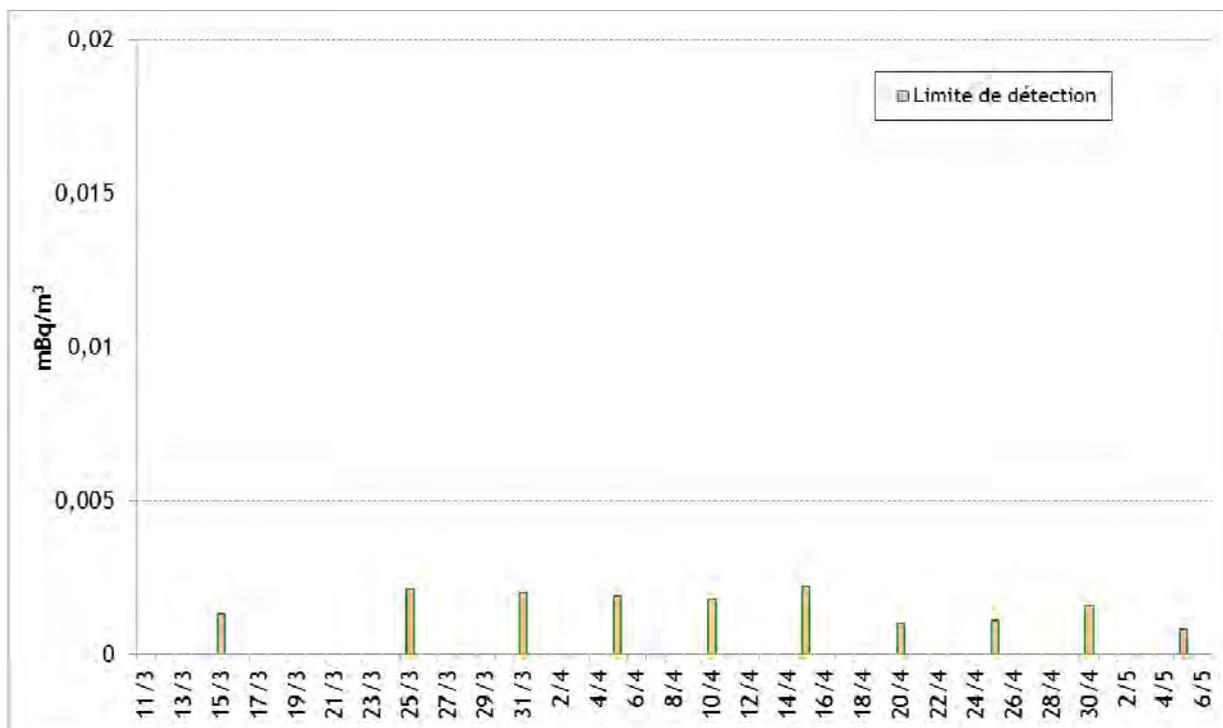


Figure 67 - Activités en iode 131 particulaire (mBq/m³) mesurées dans l'air à Tahiti.

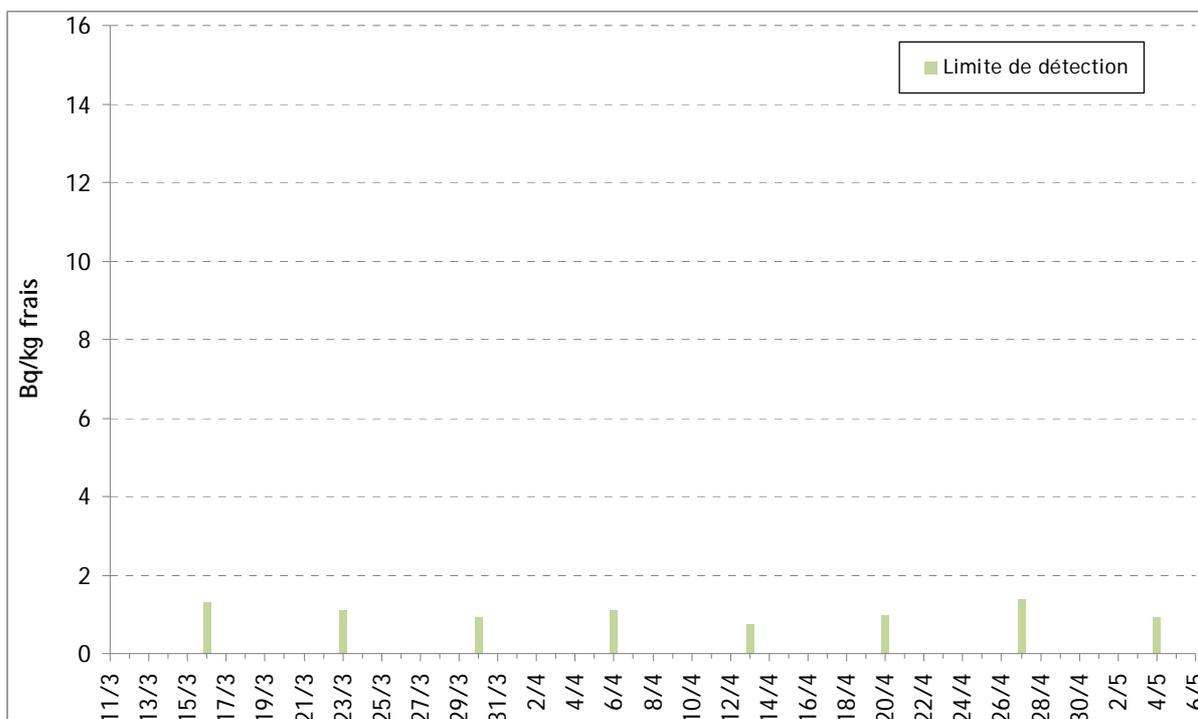


Figure 68 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe à Tahiti.

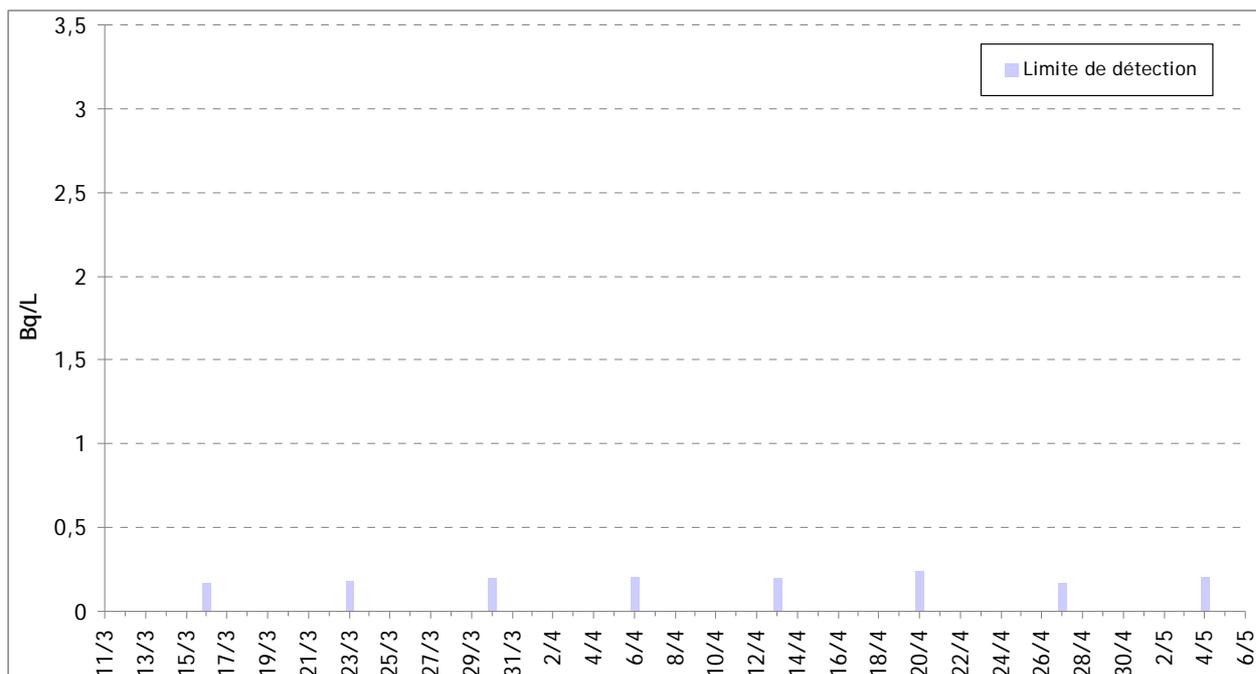


Figure 69 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans le lait à Tahiti.

Résultats pour la Nouvelle-Calédonie

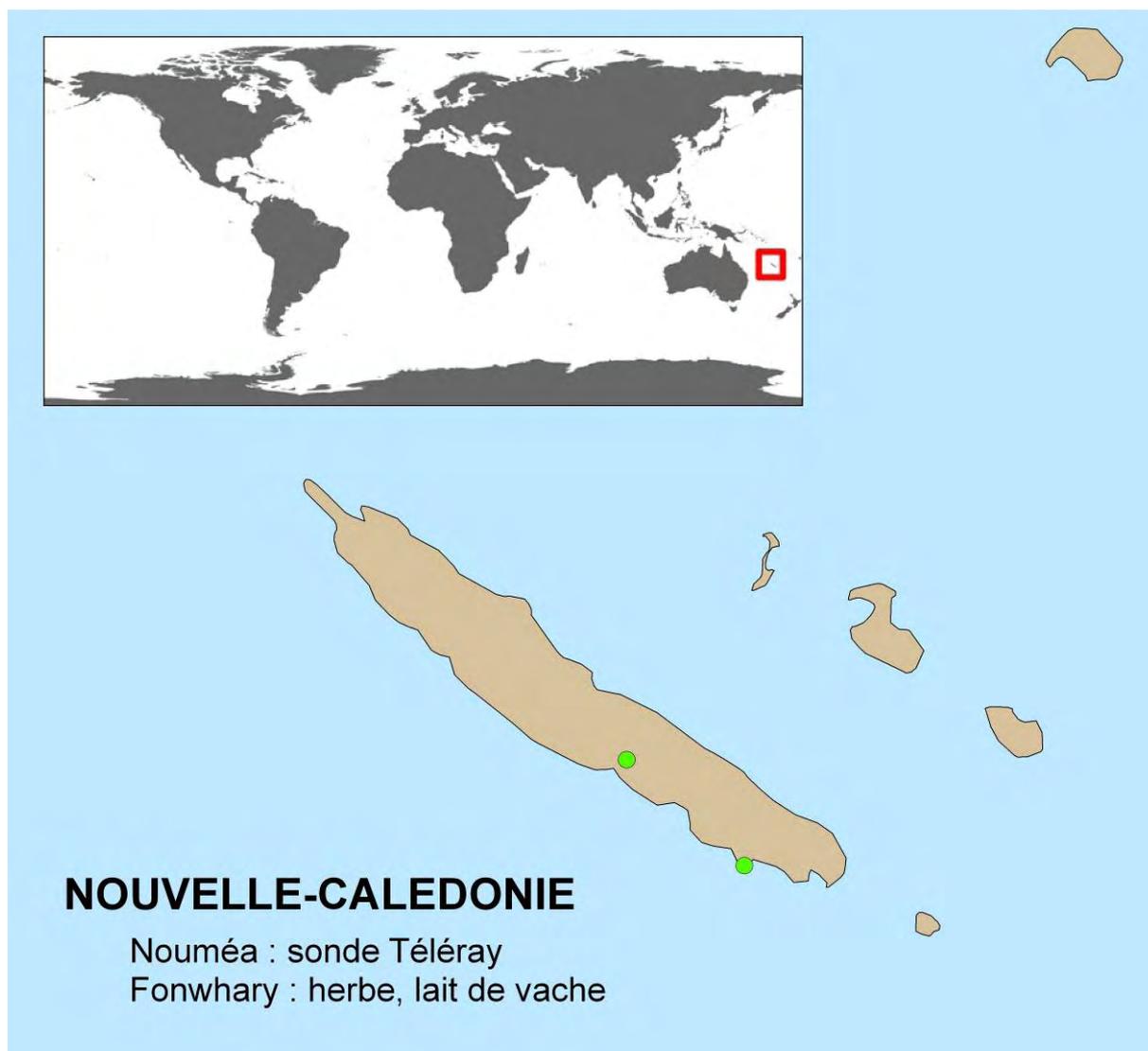


Figure 70 - Localisation des points de prélèvements.

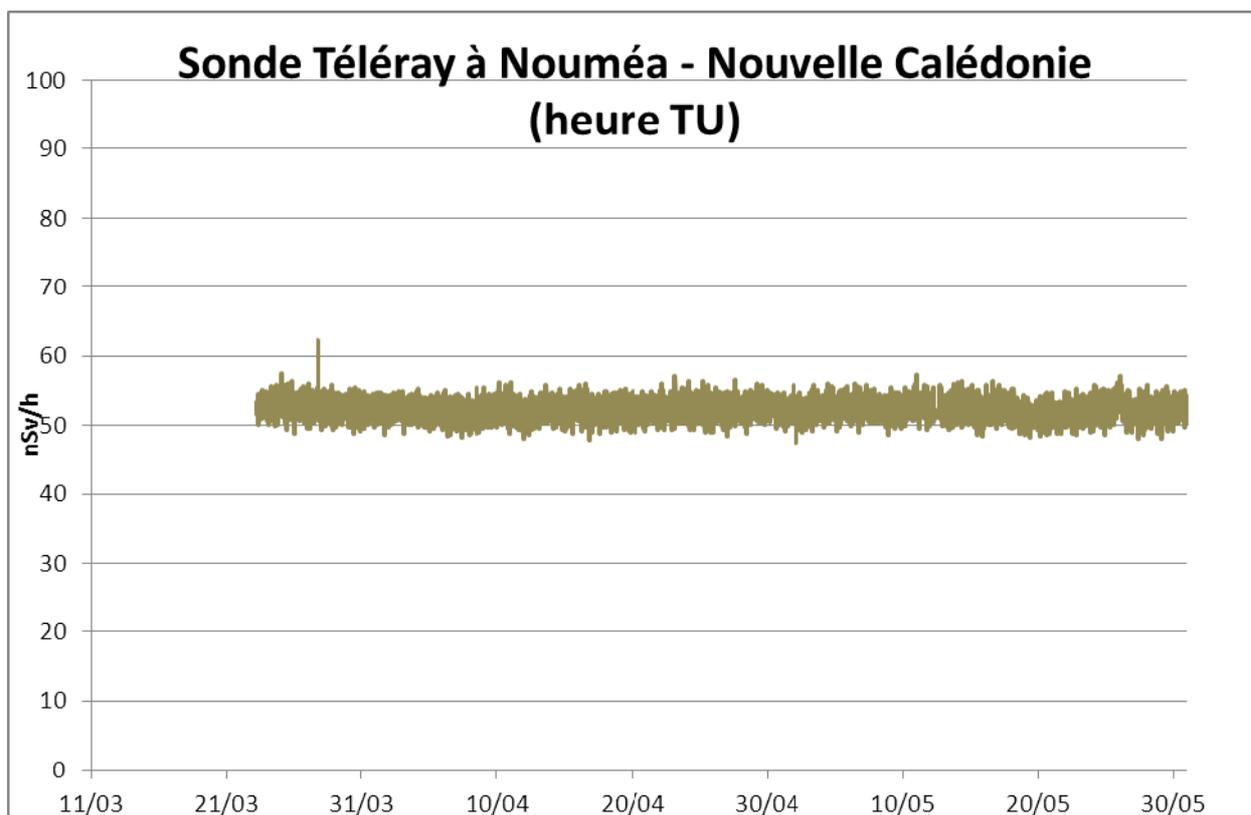


Figure 71 - Débit d'équivalent de dose mesuré dans l'air en Nouvelle-Calédonie.



Figure 72 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans l'herbe en Nouvelle-Calédonie.

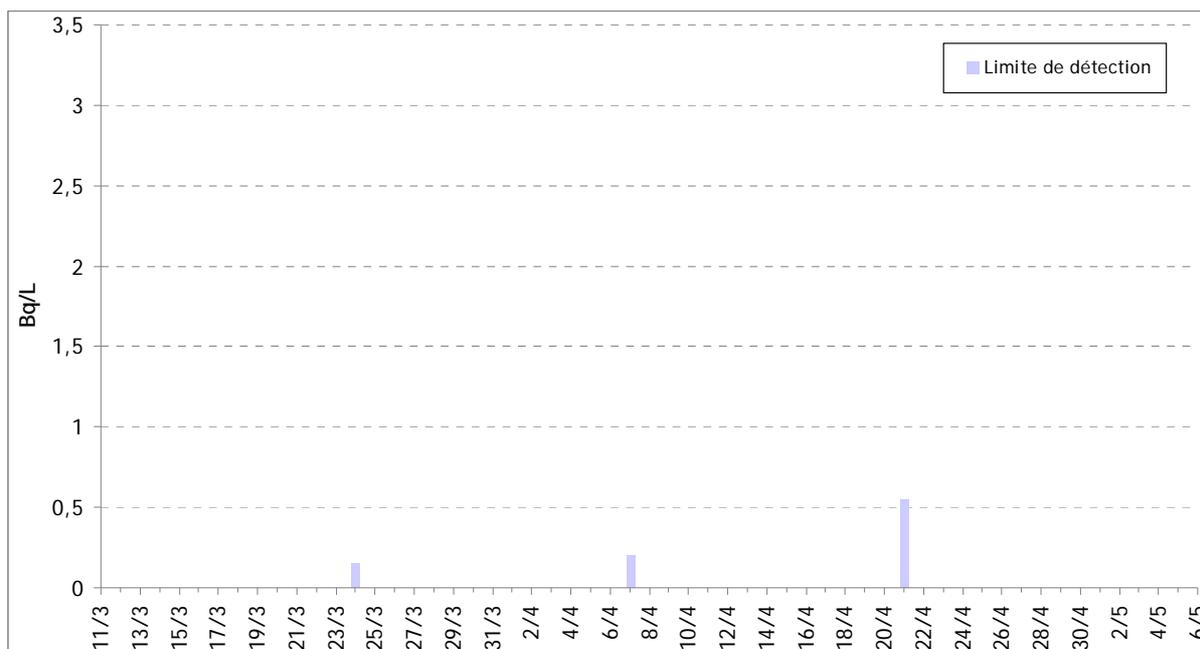


Figure 73 - Activités en iode 131 (Bq/kg frais) mesurées dans le lait en Nouvelle-Calédonie.

ANNEXE 2 : DETERMINATION DE L'ACTIVITE DE L'IODE PRELEVE EN TENANT COMPTE DE LA DECROISSANCE RADIOACTIVE

L'activité calculée à partir de la mesure et ramenée à la fin du prélèvement est considérée comme homogène sur tout le prélèvement. Si l'on veut tenir compte de la décroissance lors du prélèvement, l'activité doit être corrigée en considérant que l'activité déposée a diminué au fur et à mesure du prélèvement. Cela correspond à l'équation suivante où T_e est la période d'échantillonnage, T_p est la période radioactive, A l'activité mesurée ramenée à la fin de la période d'échantillonnage et A_{corr} l'activité corrigée pour tenir compte de la décroissance pendant le prélèvement :

$$\int_0^{T_e} A_{corr} e^{-\ln 2 \frac{t}{T_p}} dt = T_e A$$

Ceci donne l'activité volumique corrigée :

$$A_{corr} = A \frac{\ln 2 \frac{T_e}{T_p}}{(1 - e^{-\ln 2 \frac{T_e}{T_p}})}$$

Le graphique de la figure 75 présente les courbes des activités de l'iode 131 (non corrigée, corrigée et calculée à mi-période de prélèvement), prises à 1 pour l'activité non corrigée, en fonction du temps de prélèvement (en jours).

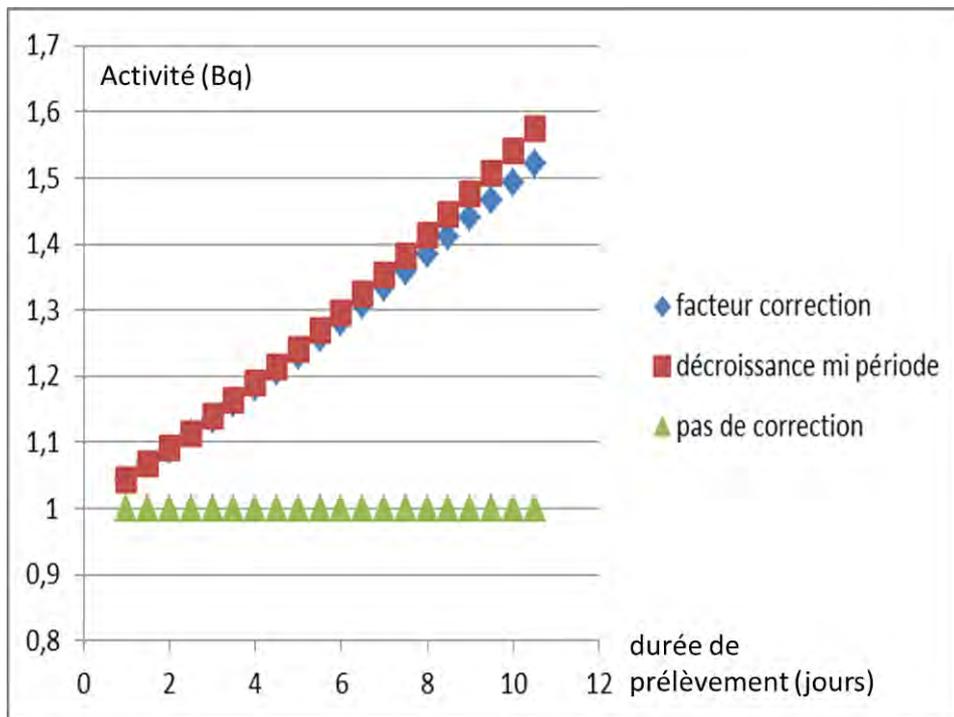


Figure 74 - Activités non corrigées, corrigées et calculées à mi-période de prélèvement pour l'iode 131.

Même si le calcul où l'on estime l'activité comme étant à mi-période de prélèvement n'est pas rigoureusement juste, il s'agit d'une bonne approximation.

Siège social
31, avenue de la Division Leclerc
92260 Fontenay-aux-Roses
RCS Nanterre B 440 546 018

Téléphone
+33 (0)1 58 35 88 88

Courrier
B.P. 17
92262 Fontenay-aux-Roses Cedex

Site Internet
www.irsn.fr

**Direction de l'environnement
et de l'intervention**
31, rue de l'écluse
B.P. 40035
78116 Le Vésinet Cedex

Téléphone
+33 (1)30 15 52 00