



FR0303646

7N1S - FR - 7713

SFRP 2003

SESSION 6 u6

Les expositions environnementales

Présidents :

J.P. Laurent, P. Hartmann

EVALUATION DE L'EXPOSITION A LA RADIOACTIVITE NATURELLE EN FRANCE

S. Billon, A. Morin, S. Caër, H. Baysson, J.P. Gambard, D. Laurier, M. Tirmarche
Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire, DPHD/SEGR,
B.P.17, 92 262 Fontenay-aux-Roses cedex

La radioactivité naturelle constitue 61 % de l'exposition aux rayonnements ionisants de la population en France. Elle est due pour 35 % au radon, 12 % au rayonnement gamma d'origine tellurique, 8 % au rayonnement d'origine cosmique et 6 % à l'eau et aux aliments ingérés. Les expositions médicales interviennent pour 38 % de l'exposition aux rayonnements ionisants, et les autres sources, notamment industrielles, ne contribuent qu'à 1 % de l'exposition annuelle totale [1]. Ces estimations très globales masquent une variabilité importante de l'exposition naturelle aux rayonnements ionisants en fonction de la localisation géographique, des caractéristiques de l'habitat, de la saison... Les travaux en cours au sein du Service d'Evaluation et de Gestion des Risques (SEGR) de l'Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire (IRSN) ont pour but d'actualiser l'estimation de l'exposition de la population française aux rayonnements ionisants, d'en étudier la variabilité et de fournir des indicateurs d'exposition qui puissent être corrélés à des indicateurs sanitaires.

MATERIEL ET METHODES

La campagne nationale de mesure de la concentration du radon domestique en France a été conduite par l'IRSN en collaboration avec la Direction Générale de la Santé (DGS) et les Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS), avec pour objectif l'étude de la distribution du radon dans l'habitat privé français. En 2000, la base de données radon comportait 12641 mesures sur l'ensemble du territoire métropolitain, concernant 10013 communes [2]. La campagne nationale se poursuit afin de compléter les départements peu couverts.

Parallèlement, une campagne de mesure des débits de dose des rayonnements gamma en France a également été menée par l'IRSN, la DGS et les DDASS, dans le but d'estimer la distribution des doses dues aux rayonnements gamma d'origine tellurique. En 2001, la base de données gamma comprenait 14033 mesures, dont 8737 mesures effectuées à l'intérieur de l'habitat, concernant 5739 communes de 59 départements [3].

Par ailleurs, les doses efficaces moyennes annuelles dues aux rayonnements cosmiques ont été calculées en s'appuyant sur le rapport de l'United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) et en utilisant les données d'altitude de l'Institut Géographique National (IGN), pour l'ensemble des communes françaises [4].

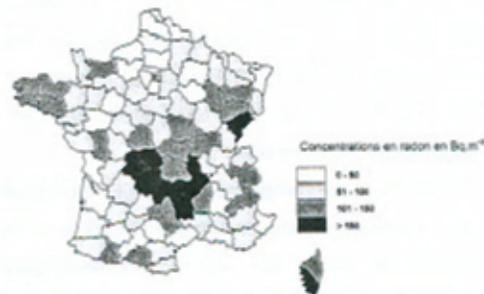
Le traitement de l'ensemble de ces données a permis leur description détaillée (caractéristiques statistiques, représentations cartographiques) et l'analyse des variations intra- et inter-département. Les concentrations et débits de dose ont été croisés avec des données démographiques (densité de population, distribution par type de logement) et des indicateurs de comportement, provenant de l'Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques (INSEE). Des méthodes de correction (sur le facteur saisonnier [5]), de redressement (sur le type d'habitat et la période de construction [3]) et de pondération (sur la densité de population [3][4]) ont été appliquées afin de fournir des indicateurs d'exposition de la population les plus réalistes possible.

RESULTATS

Concentrations en radon. Les 12641 mesures de concentration en radon dans l'habitat français permettent de calculer une moyenne arithmétique brute de 90 Bq/m³ et une moyenne géométrique de 54 Bq/m³. La Figure 1 présente les moyennes arithmétiques par département.

D'après la littérature [6], les principaux facteurs susceptibles de modifier les concentrations en radon sont : la géologie sous-jacente, la saison de mesure, le matériau de construction de l'habitat, le type d'habitat (pavillon/immeuble), l'étage de la pièce mesurée et à un moindre degré, la période de construction. La moyenne arithmétique corrigée sur la saison de mesure est de 87 Bq/m³, et de 81 Bq/m³ après correction sur la saison de mesure et les caractéristiques d'habitat. Les moyennes par département ainsi corrigées varient de 21 à 278 Bq/m³. Après pondération sur la saison et la densité de population, la moyenne arithmétique tombe à 68 Bq/m³, car les départements les plus peuplés présentent en général des concentrations moyennes basses.

Figure 1 : Moyennes arithmétiques des concentrations en radon (en Bq/m³) par département.



Débits de dose des rayonnements gamma d'origine tellurique. La moyenne arithmétique brute des débits de dose des rayonnements gamma d'origine tellurique est de 55 nSv/h à l'intérieur de l'habitat et de 45 nSv/h à l'extérieur de l'habitat. La Figure 2 présente les moyennes arithmétiques par département, qui varient de 23 à 96 nSv/h à l'intérieur de l'habitat et de 25 à 85 nSv/h à l'extérieur de l'habitat.

Les facteurs de variabilité (intra- et inter-département) des débits de dose des rayonnements gamma d'origine tellurique sont : la géologie sous-jacente, le matériau de construction, le type d'habitat et la période de construction [3]. Néanmoins, les variations associées aux facteurs d'habitat sont bien moindres que pour les concentrations en radon. A l'intérieur de l'habitat, la moyenne arithmétique corrigée sur le type d'habitat est de 54 nSv/h et de 53 nSv/h après pondération sur la densité de population. A l'extérieur de l'habitat, la moyenne arithmétique pondérée sur la population est de 46 nSv/h.

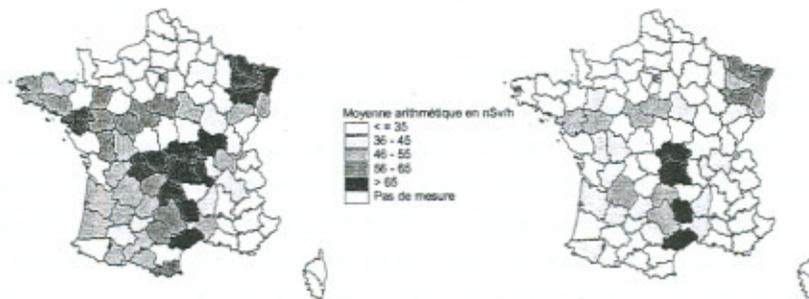
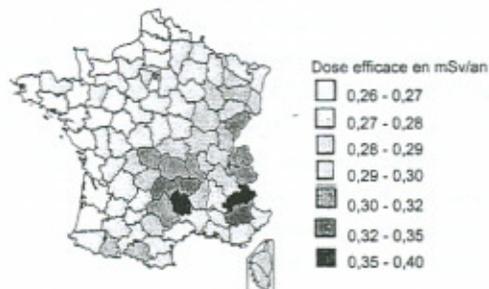


Figure 2 : Moyennes arithmétiques des débits de dose des rayonnements gamma tellurique (en nSv/h) par département, à l'intérieur (à gauche) et à l'extérieur de l'habitat (à droite).

Doses dues aux rayonnements cosmiques. Après pondération sur la densité de population et prise en compte du temps passé à l'intérieur de l'habitat (90%) et du facteur de protection des habitations (0,8), les doses efficaces moyennes annuelles dues aux rayonnements cosmiques par département ont une moyenne arithmétique de 0,28 mSv/an et varient de 0,27 à 0,38 mSv/an ; elles sont présentées sur la Figure 3.

Figure 3 : Dose efficace moyenne annuelle due aux rayonnements cosmiques (en mSv/an) par département.



Doses dues aux rayonnements ionisants. A partir des moyennes pondérées sur la densité de population en France (par exemple), et sous l'hypothèse du temps passé à l'intérieur de l'habitat, la dose efficace moyenne annuelle due aux rayonnements ionisants se calcule comme la somme des doses efficaces dues au radon (1,17 mSv/an, en utilisant le facteur de conversion de 1,72 mSv/an pour 100 Bq/m³ [7]), au rayonnement gamma d'origine tellurique à l'intérieur de l'habitat (0,37 mSv/an) et à l'extérieur de l'habitat (0,08 mSv/an) et aux

rayonnements cosmiques (0,28 mSv/an), soit un total de 1,89 mSv/an.

DISCUSSION ET PERSPECTIVES

Les concentrations et débits de dose mesurés fournissent une couverture plus ou moins représentative de l'exposition de la population. Cependant, les données gamma d'origine tellurique disponibles ne permettent pas actuellement de couvrir la totalité du territoire français. Les données complémentaires de l'IRSN/Vesinet qui portent sur l'ensemble du territoire devraient permettre de compléter la base, notamment pour les mesures à l'extérieur de l'habitat.

La radioactivité naturelle constitue la part la plus importante de l'exposition de la population française. Pour des besoins de mise en parallèle avec des données de surveillance sanitaire environnementale (registres, INSERM, InVS...) et au vu des variations géographiques importantes des niveaux d'exposition (Figures 1, 2 et 3), il n'est pas possible de se contenter d'une moyenne nationale brute comme indicateur d'exposition à la radioactivité naturelle. Il est donc important et nécessaire de poursuivre les études sur les facteurs de variation et de corriger les données afin de disposer d'indicateurs les plus proches possible de l'exposition de la population.

REFERENCES

- [1] Sugier A., Hubert P. *Dans le domaine des rayonnements ionisants, les données dosimétriques existantes sont-elles suffisantes ?* Rev Epidémiol Santé Publique, 2002 : 50: 13-26.
- [2] Gambard JP, Mitton N, Pirard P. *Campagne nationale de mesure de l'exposition domestique au radon IPSN-DGS. Bilan et représentation cartographique des mesures au 01 Janvier 2000* Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire, <http://www.irsn.org/>.
- [3] Billon S, Caer S, Gambard JP, Laurier D, Rannou A. *Exposition de la population française aux rayonnements gamma telluriques. Réactualisation de la base de données GAMMA-EXPO* IRSN, Note technique SEGR/LEADS/2002-36 – indice 2 (2002).
- [4] Morin A, Backe JC, Métivier JM. *L'exposition externe de la population française aux rayonnements cosmiques*. IRSN, Note technique SEGR/SAER/1999-52 - indice 4 (2002)
- [5] Baysson H, Billon S, Jourdain F, Caer S, Ducloy F, Gambard JP, Laurier D, Tirmarche M. *Seasonal variation of radon concentration in dwellings in France*. European IRPA Congress 2002, Florence-Italy, October 8-11, 2002.
- [6] Pirard P, Robé MC, Roy M. *Expositions par inhalation du radon atmosphérique*. In *Le Radon de l'environnement à l'Homme*. Eds : Métivier H et Robé MC, IPSN. EDP Sciences, Paris, 1998, p. 83-106.
- [7] International Commission of Radiological Protection. *Protection against Radon-222 at home and at work*. Annals of the ICRP, Publication 65. Pergamon Press, 1993.

STRATEGIE ANALYTIQUE DES EAUX DESTINEES A LA CONSOMMATION HUMAINE

J. LOYEN, C. LE BAIL, G. LINDEN, JL. PASQUIER

IRSN

Service de Surveillance de l'Environnement et de l'Intervention
Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
BP 35 Le Vesinet Cedex, France

1. Problématique réglementaire

La directive européenne 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 98 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine – reprenant pour l'essentiel des recommandations de l'OMS de 1994 - a été transposée en droit français par le décret n°2001-1220 du 20/12/2001. A noter que ce décret s'applique, conformément à l'article L1321-2 du code de la santé publique à toutes les eaux destinées à la consommation humaine distribuées au public à titre onéreux ou gratuit y compris sous forme de glace alimentaire, à l'exclusion, stricto sensu, des eaux minérales naturelles définies aux articles 1322-1 et suivants du code de la santé publique précité.

L'annexe 1-2.2. de ce décret introduit 2 indicateurs de radioactivité : le premier concerne l'activité en tritium, le second la dose totale indicative (DTI) induite par une consommation exclusive de la ressource en eau.

Ces « indicateurs radiologiques » ne sont pas totalement assimilables aux « limites ou aux références de qualité » fixées pour d'autres paramètres tels ceux portant sur les caractéristiques physiques, chimiques ou bactériologiques, dont le dépassement rend automatiquement l'eau impropre à la consommation. Dans le cas de la radioactivité, le dépassement d'un de ces indicateurs peut conduire in fine à déclarer l'eau non potable ou, le cas échéant, potable sous certaines restrictions de consommation. Une autre différence importante par rapport aux autres paramètres tient au fait que l'appréciation finale portée sur une eau est fondée sur un indicateur de dose calculé (la DTI). Cet indicateur ne peut être apprécié que par référence à un modèle type de consommation, et non aux seules caractéristiques intrinsèques de cette eau. La valeur de la DTI est fixée à 0,1 mSv/an, partant du principe que la consommation régulière d'une eau ne saurait entraîner une dose supérieure de 10% à la dose maximale tolérée pour le public fixée à 1 mSv/an, en sus de la dose due aux expositions naturelles.

2. Stratégie d'évaluation de la qualité radiologique de l'eau destinée à la consommation

La parution du décret du 20 décembre 2001 a entraîné une forte demande pour des mesures de la radioactivité présente dans les eaux de consommation (eaux d'adduction, eaux embouteillées...).

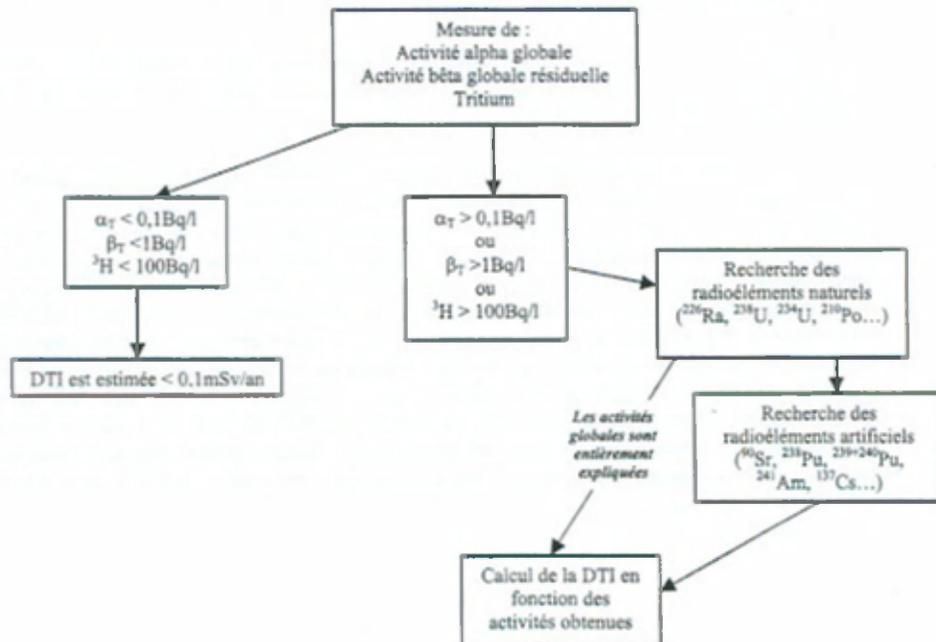
Le laboratoire du Service de Surveillance de l'Environnement et de l'Intervention (SSEI) de l'Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire (IRSN) possédant une grande expérience de ces mesures, les organismes de contrôle des eaux potables se sont tournés vers lui.

En attendant la parution d'un arrêté du Ministère chargé de la Santé concernant les modalités de calcul de la DTI, la stratégie d'analyse de la radioactivité appliquée se décompose en 3 étapes.

La première consiste à évaluer la concentration du tritium et à la comparer à la valeur de référence de 100 Bq/l. La seconde consiste à déterminer les activités alpha et bêta globales. Si celles-ci sont inférieures aux valeurs guides respectivement de 0,1 Bq/l et 1 Bq/l, on considère que la DTI est inférieure à 0,1 mSv par an pour une consommation de 730 litres et la ressource est déclarée propre à la consommation d'un point de vue radiologique.

Dans le cas contraire, des analyses complémentaires sont nécessaires pour identifier les radioéléments responsables de ces dépassements. Cette troisième étape peut donc être orientée soit vers une recherche des radioéléments d'origine artificielle en cas de suspicion de contamination de la ressource, soit vers une recherche approfondie des radioéléments naturels. Les différents niveaux d'activité mesurés permettent alors de calculer la DTI et de conclure quant à la qualité de la ressource en eau.

Schéma de la stratégie d'analyse



Bien que la stratégie d'analyse décrite ci-dessus ne s'applique en toute rigueur qu'aux eaux de consommation, le parti fut pris de la mettre en œuvre aussi pour les eaux minérales naturelles ou thermales au sens de la santé publique, faute, pour ces dernières, de réglementation spécifique relative à leur qualité radiologique.

Ce choix n'apparaît pas injustifié s'agissant des indicateurs portant sur des caractéristiques intrinsèques de l'eau (tritium, activités alpha et bêta globales). Il peut toutefois se discuter lorsqu'il s'agit de calculer le DTI car le modèle de consommation retenu pour l'eau de consommation n'est pas toujours transposable aux eaux minérales ou eaux thermales.

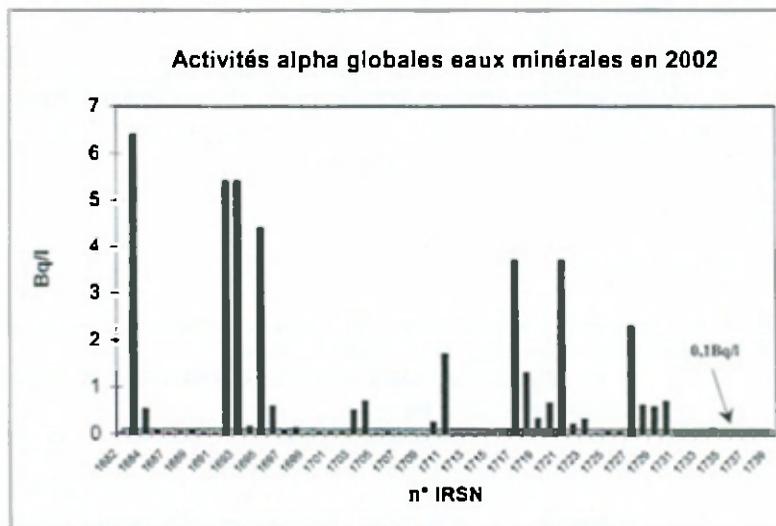
3. Bilan des résultats depuis l'adoption de cette réglementation

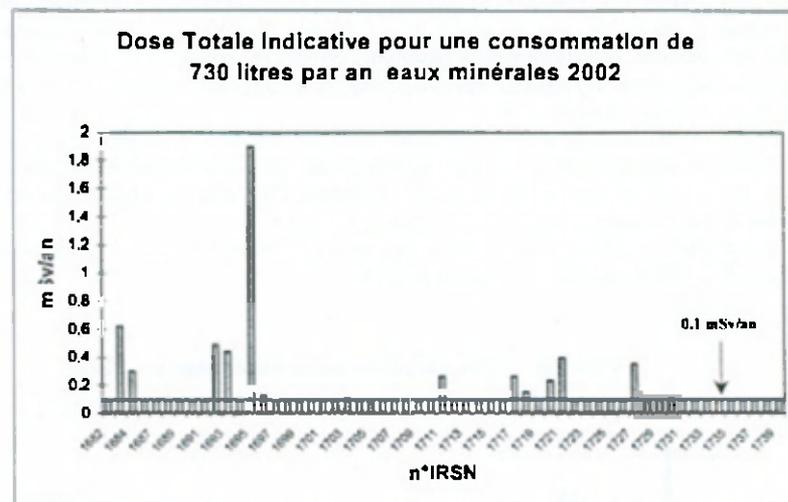
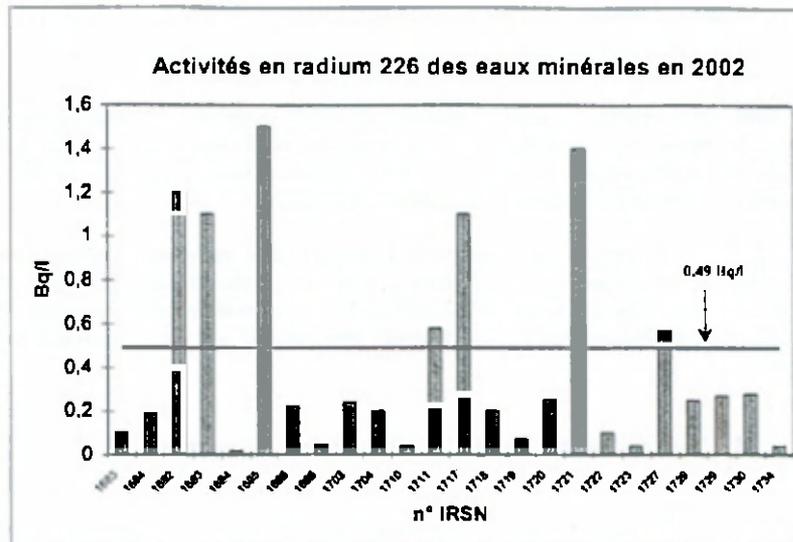
En 2002, 55 eaux minérales ou thermales et 110 eaux de consommation ont fait l'objet d'une recherche de radioactivité dans les laboratoires du SSEI de l'IRSN au Vésinet.

Parmi celles-ci, 24 eaux minérales et une quarantaine d'eaux de consommation ont nécessité des analyses complémentaires (uranium 234 et 238, radium 226, polonium 210...) suite à un dépassement des valeurs guides de 0,1Bq/l et 1Bq/l pour les indices de radioactivité alpha globale et bêta globale résiduelle.

A l'issue des analyses complémentaires réalisées du fait de ces dépassements, il est apparu qu'une quinzaine d'eaux minérales et 5 eaux de consommation ne respectaient pas la valeur de 0,1mSv fixée dans le décret du 20 décembre 2001 pour la dose totale indicative induite par une consommation type de 730 litres d'eau par an.

Les résultats d'activité alpha globale, de radium 226 et de DTI obtenus pour les eaux minérales sont synthétisés dans les graphes suivants :





4. Conclusion

En ce qui concerne les analyses réalisées dans les eaux de consommation, les textes de référence ont évolué chronologiquement de la manière suivante :

- 1984 : directive européenne 84/467 du 3/09/84, spécifiant une dose population de 5mSv par an
- 1996 : directive européenne 96/29 du 13/05/96, spécifiant une dose population de 1mSv par an
- 1998 : directive eau potable 98/83 du 3/11/98, spécifiant une dose totale indicative de 0,1 mSv par an (transposée en droit français en 2001).

Les conséquences de l'évolution des textes de référence sur les conclusions des procédures d'investigation sur la radioactivité des eaux de consommation peuvent être illustrées par l'exemple du radium 226, radioélément naturel de la chaîne de l'uranium 238, présent dans de nombreuses eaux françaises.

Année	Référence	Dose population	Equivalent en Bq/l pour 730 litres d'eau par an
1984	Directive européenne 84/467 du 3/9/1984	5 mSv par an	9,6 Bq/l
1996	Directive européenne 96/29 du 13/5/1996	1 mSv par an	4,89 Bq/l
1998	Directive européenne 98/83 du 3/11/1998	0,1 mSv par an pour 730 litres d'eau	0,49 Bq/l

Rappel : la dose efficace engagée par unité de radium 226 incorporée par ingestion est de $2,8 \cdot 10^{-7}$ Sv/Bq.

Il apparaît clairement que la réglementation en vigueur aujourd'hui est beaucoup plus protectrice qu'en 1984 : l'activité dérivée autorisée pour le radium 226, en Bq/l, a été diminuée d'un facteur 20. Or, il n'est pas rare de mesurer des activités en radium 226 supérieures à 0,49 Bq/l dans les eaux françaises.

La question se pose donc de savoir quelle décision prendre pour la distribution de ces eaux. Dans cette hypothèse, il convient de distinguer d'une part les eaux d'adduction et d'autre part les eaux minérales embouteillées, étant entendu que la réglementation laisse une large marge d'interprétation aux Autorités Sanitaires. Dans le premier cas, il peut apparaître justifié, compte tenu de l'ampleur du dépassement, de rechercher d'autres ressources. Dans le second cas, des recommandations devraient être mentionnées à l'adresse du consommateur afin de l'inciter à ne pas utiliser cette eau embouteillée de façon exclusive.

EXPOSITION AU RAYONNEMENT COSMIQUE A BORD DES AVIONS : LES PREMIERS RESULTATS AVEC LE SYSTEME SIEVERT

J.F. Bottollier-Depois, I. Clairand, F. Trompier

**Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire
Département de Protection de la santé de l'Homme et de Dosimétrie
Service de Dosimétrie BP n°17 92262 Fontenay-aux-Roses Cedex**

Introduction

De par leur activité professionnelle, les équipages et les voyageurs fréquents sont exposés au rayonnement cosmique et peuvent recevoir une dose annuelle de plusieurs millisieverts. C'est pourquoi la directive européenne adoptée en 1996 demande aux compagnies aériennes d'estimer la dose et d'informer les personnels navigants sur le risque. La dose efficace doit être estimée en utilisant divers moyens expérimentaux ou par calcul. En France, le système d'information et d'évaluation par vol de l'exposition au rayonnement cosmique dans les transports aériens (SIEVERT) est proposé aux compagnies pour les assister dans l'application de la directive européenne. Ce système a été développé par la Direction Générale de l'Aviation Civile (DGAC) et ses partenaires : l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN), l'Observatoire de Paris et l'Institut français pour la recherche polaire – Paul-Émile Victor (PEV). Ce service professionnel est disponible sur un serveur Internet pour les compagnies avec une section pour le public. Ce système fournit les doses en considérant les routes empruntées par les avions. Différents résultats obtenus sont présentés.

Le système SIEVERT

Le système SIEVERT a été conçu pour être un moyen opérationnel dédié à la dosimétrie réglementaire des personnels navigants. Ce système calcule la dose reçue à bord d'un avion pour chacun des vols réalisés par une compagnie. En période d'activité solaire normale, les données dosimétriques d'entrée sont obtenues à partir de modèles existants comme CARI (O'Brien, 1996) ou EPCARD (Schraube, 2001). Un modèle dosimétrique a été développé spécifiquement pour les éruptions importantes qui ont un effet à l'altitude de vol des avions (Lantos, 2002).

Le principe

L'espace aérien est découpé en mailles faisant chacune 1000 pieds en altitude (jusqu'à 80 000 pieds), 10° en longitude et 2° en latitude. L'ensemble forme une cartographie de 265 000 mailles ; à chacune d'elles est affectée une valeur de débit de dose efficace. Le temps passé par l'avion dans chaque maille et la dose correspondante sont calculés ; leur cumul donne la dose reçue lors du vol.

L'utilisation

La compagnie prépare un fichier des vols effectués ou envisagés et le dépose à l'adresse Internet de SIEVERT. La dose est calculée, en fonction des caractéristiques du vol, à partir de données dosimétriques d'entrée validées par l'IRSN. Plus l'information sur la route empruntée est détaillée, plus la valeur de la dose est précise. Si l'information est minimale (ville de départ et d'arrivée, date et horaire), la valeur de la dose est évaluée à partir d'un profil de vol standard. A ce stade, les données ne sont pas nominatives. Il appartient ensuite aux employeurs de cumuler les doses reçues au cours des trajets effectués par chaque membre du personnel navigant. Ces informations sont communiquées au médecin du travail ainsi qu'à la personne concernée puis transmises au registre national.

Le public a également la possibilité d'évaluer la dose reçue lors d'un ou plusieurs vols en se connectant sur le site de SIEVERT (www.sievert-system.com). Cette évaluation est faite à partir des informations disponibles sur le billet.

La mise à jour des données dosimétriques

Tous les mois, la cartographie des débits de dose est mise à jour par l'IRSN en tenant compte de l'activité solaire. Des mesures périodiques du rayonnement, à l'aide de dosimètres installés au sol et dans des avions, permettent ensuite de confirmer et éventuellement de corriger les valeurs obtenues. En cas d'éruption solaire notable, une cartographie spécifique est créée puis validée. Les astrophysiciens de l'Observatoire de Paris sont alors appelés en renfort pour estimer l'impact de l'éruption. Le délai pour réaliser cette étude complexe est assez long. Il faut donc attendre quelques semaines avant de pouvoir calculer les doses reçues lors des vols effectués pendant l'éruption.

Les premiers résultats

Le site SIEVERT est opérationnel depuis août 2001 pour les compagnies aériennes et a été ouvert au public en mars 2002. Le calcul de dose a été fait pour plus d'un million de vols à ce jour. Par ailleurs, des validations expérimentales ont été réalisées dans le cas d'éruptions solaires et pour des vols spécifiques.

Premières statistiques

Une étude statistique de ces premiers résultats nous a permis de valider un certain nombre de paramètres, en particulier ceux servant à définir un profil de vol standard utilisé pour le public lorsque le profil réel n'est pas connu. Ces premiers résultats montrent, entre autre, que la dispersion sur la dose pour une destination donnée peut être importante (jusqu'à un facteur 1,7) car un vol peut être plus ou moins long en fonction des paramètres environnementaux comme les conditions météorologiques. Les valeurs obtenues avec le profil standard sont généralement dans la partie supérieure de la fourchette de dose pour une route

Validation du modèle en cas d'éruption

Des mesures de la dose tout au long d'un vol pendant lequel s'est produite une éruption solaire perceptible au niveau du sol ont été réalisées pour la première fois le 15 avril 2001 sur un vol Prague - New York (figure 2). Ces mesures ont été obtenues (Spumy, 2001) dans le cadre d'un contrat communautaire (DOSMAX) regroupant 7 instituts européens. De tels événements, appelés *Ground Level Events (GLE)*, se produisent quelques fois par an tout au plus. Le modèle dosimétrique mis en place dans SIEVERT en cas d'éruption a ainsi pu être validé. Ce modèle est basé sur l'atténuation dans l'atmosphère de particules avec une énergie comparable à celles des éruptions

donnée, ceci dans le souci d'une approche conservatrice (figure 1).

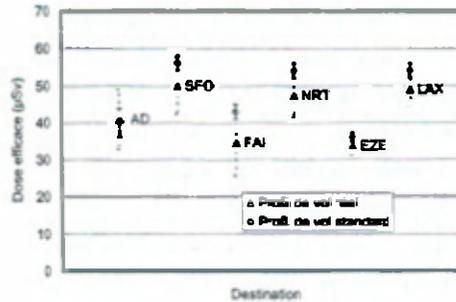


Fig 1. Comparaison des doses obtenues avec un ensemble de vols réels et standard pour différentes routes au départ de Paris sur une période d'un mois (IAD : Washington, SFO : San Francisco, FAI : Fairbanks, NRT : Tokyo, EZE : Buenos Aires, LAX : Los Angeles)

solaires et sur les données de moniteurs neutrons situés au sol qui fournissent l'intensité du GLE.

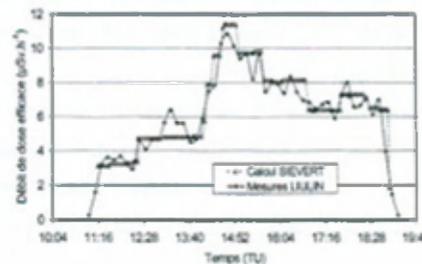


Fig 2. Profil du débit de dose mesuré à l'aide du détecteur "LIULIN" (détecteur à semi-conducteur) et calculé par SIEVERT pour un vol Prague - New York le 15 avril 2001 lors du GLE 60 qui a débuté à 14h09 TU

Comparaison avec un ensemble de dosimètres

Dans le cadre du contrat européen « Dosimetry of aircrew exposure to radiation during solar maximum (DOSMAX) » réunissant 7 partenaires européens, une expérience destinée à comparer la réponse des dosimètres de chacun des partenaires dans des conditions réelles et identiques a été organisée en avril 2002 au cours d'un vol cargo commun Paris-Tokyo via Fairbanks affrété par Air France. Une dizaine de systèmes dosimétriques actifs (compteurs proportionnels, détecteur silicium) et passifs (détecteurs thermoluminescents, à bulles, à traces) ont été embarqués. Les résultats ont montré un accord très satisfaisant entre les différents systèmes

ainsi qu'avec les différents modèles de calcul (figure 3). Pour le trajet aller-retour Paris-Fairbanks-Tokyo, la dose moyenne mesurée est de $120 \pm 11 \mu\text{Sv}$ et de $126 \mu\text{Sv}$ par calcul avec SIEVERT.

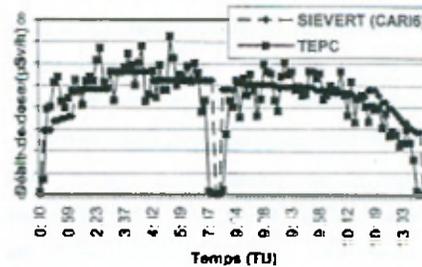


Fig 3. Comparaison du débit de dose obtenu avec un compteur proportionnel équivalent tissu (CPET) et SIEVERT pour le vol Paris-Fairbanks-Tokyo du 3 avril 2002

Bilan

Cet outil, à caractère opérationnel, répond à une demande des compagnies aériennes pour la radioprotection des personnels navigants. En outre, il offre la possibilité d'évaluer la dose reçue lors d'un vol à toute personne qui le souhaite.

Un aspect novateur de SIEVERT réside dans le fait qu'une dosimétrie réglementaire est réalisée uniquement à partir d'un calcul basé sur des modèles qui, bien entendu, ont été validés par l'expérience.

Parmi les systèmes existants de par le monde, SIEVERT est le premier système ayant le souci de répondre à l'ensemble des contraintes opérationnelles, tant celles des exploitants de l'aéronautique que celles liées à la dosimétrie réglementaire. Des compagnies étrangères ont d'ores et déjà mentionné leur intérêt pour l'utilisation d'un tel système.

Références

- Lantos P., Fuller N. (2002). History of the solar flare radiation doses on-board aeroplanes using semi-empirical model and Concorde measurements, submitted to Radiat. Prot. Dosim.
- O'Brien K., Friedberg W., Sauer H.H., Smart D.F. (1996) Environment International 22-1. 9-44.
- Schraube H. *et al.* (2002). EPCARD User's Manual, rapport GSF – Bericht 08/02.
- Spumy, F., Datchev T. (2001), Measurement in an aircraft during an intense solar flare. Ground Level Event 60, on the 15th April 2001, Radiat. Prot. Dosim., 95, 273-275.

**UTILISATION DU RETOUR D'EXPERIENCE DES REJETS ATMOSPHERIQUES
DU CENTRE DE SACLAY POUR L'EVALUATION
DE DIFFERENTS CODES DE CALCUL DE DISPERSION**

N. Comte, L. Bourgois, D. Pierrat
CEA Saclay DEN/DSP/SPR/SERD
91191 Gif sur Yvette Cedex

Pour évaluer les conséquences de rejets radioactifs gazeux, le CEA-Saclay dispose de différents moyens de calcul parmi lesquels le code SENTINEL utilisé comme outil d'aide à la décision en cas d'accident.

Le Service de Protection contre les Rayonnements qui a développé cet outil a souhaité évaluer la réponse de SENTINEL ainsi que celles d'autres codes à partir du retour d'expérience des rejets concertés.

Le CEA de Saclay dispose en effet de dossiers de rejets concertés constitués du terme source, de la météorologie et des mesures des différentes stations de surveillance de l'environnement. On a donc comparé les résultats de différents codes de calcul aux mesures de la concentration volumique instantanée des stations de surveillance de l'environnement (mesure des gaz par chambre différentielle).

Une comparaison des Coefficients de Transfert Atmosphérique des modèles de DOURY et PASQUILL a été réalisée montrant de gros écarts à courte distance.

Une étude des incertitudes et de leurs propagations dans le code a souligné la sensibilité des modèles et donc la nécessité d'avoir les données de la météo et du terme source précises.

Sept dossiers de rejet concerté ont été étudiés. Ces dossiers sont représentatifs de conditions météorologiques et de mesures du CEA de Saclay. Ils ont été sélectionnés en fonction de la diffusion, de la vitesse du vent, de la direction du vent et de la distance à la station de surveillance de l'environnement. Cinq dossiers ont des conditions météo en Diffusion Normale. Les deux autres sont en Diffusion Faible. Tous les rejets ont été effectués entre 20 et 30 mètres.

Dans les meilleurs cas (connaissance parfaite du rejet), les modélisations donnent des résultats très proche de la mesure. L'analyse de ces rejets a permis de vérifier que le modèle de DOURY donne de bons résultats en Diffusion Normale. Par contre, ce même modèle ne donne pas de bons résultats en Diffusion Faible à courte distance. Le modèle de PASQUILL s'est montré juste aussi bien en Diffusion Faible que Normale et à toutes distances. Les

codes 1D ou ne considérant qu'une seule condition de rejet ou ceux dont les paliers météorologiques doivent correspondre aux paliers de rejets montrent leurs limites dans les cas complexes. Les codes SENTINEL et SIROCCO sont en ce sens les plus justes et les plus pratiques.

La figure 1 donne par exemple l'activité volumique mesurée et calculée en fonction du temps pour un rejet de ^{133}Xe d'une hauteur de 30 mètres, à une distance de 2 km pour un vent de 2 m/s et des conditions de diffusion normales (DN2). Le résultat de la concentration volumique instantanée est excellent (763 Bq/m³ calculée pour 861 Bq/m³ mesurée). On retrouve la même cinétique pour la concentration volumique instantanée mesurée et calculée.

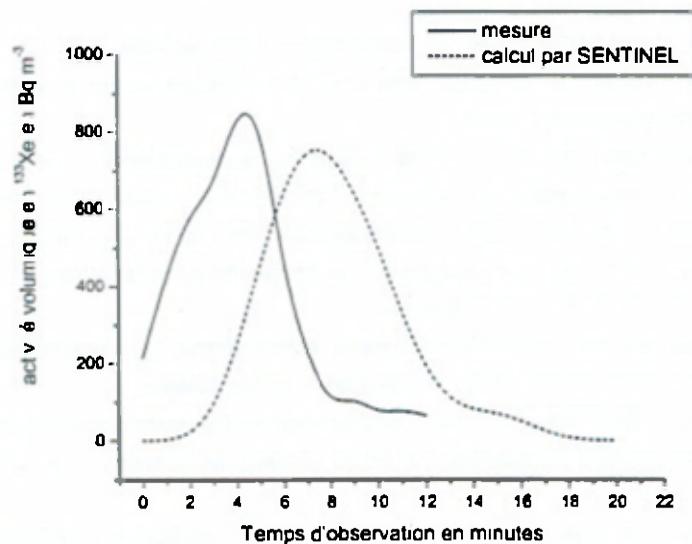


figure 1 : Comparaison de la mesure (trait plein) avec le calcul de l'activité volumique pour un rejet de ^{133}Xe d'une hauteur de 30 mètres à une distance de 2 km pour une diffusion DN 2 m/s

L'EVALUATION DES DOSES ASSOCIEES A DES REJETS ACCIDENTELS DE TRITIUM A L'ATMOSPHERE

A. THOMASSIN¹, F. JEAN², A. MERLE-SZEREMETA¹

*1 Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire DPHD/SEGR/SAER B.P. 17 92262 Fontenay-aux-Roses
Cedex France*

2 Hémisphères 18-20 avenue Edouard Hémol Bâtiment Carnot 92350 Le Plessis-Robinson France

1. INTRODUCTION

Deux méthodes de calcul des doses associées à des rejets accidentels de tritium à l'atmosphère sont comparées. L'une [1], simplifiée, est mise en œuvre par la Section d'Analyse et d'Expertise en Radioprotection (SAER) de l'IRSN ; l'autre repose sur un modèle phénoménologique du transfert du tritium dans l'environnement, et fait l'objet du code de calcul allemand UFOTRI [2,3].

Pour se conformer au mieux aux exigences de réalisme et de qualité des méthodes et des outils de calcul, il est nécessaire d'apprécier les approximations réalisées lorsque la méthode simplifiée est utilisée au lieu du modèle phénoménologique. Il est alors possible d'en déduire le périmètre de validité de la méthode simplifiée et de définir une stratégie de calcul en fonction des situations accidentelles qui peuvent être rencontrées.

La méthode simplifiée et le modèle d'UFOTRI sont brièvement exposés. Les calculs selon les deux méthodes sont ensuite analysés et les premières conclusions qui en découlent sont présentées.

2. METHODES

Le tritium étant un émetteur β pur de faible énergie, l'exposition externe au panache d'un rejet à l'atmosphère et au dépôt consécutif est négligeable [4]. L'incorporation par inhalation, par ingestion et cutanée sont les voies d'atteinte à considérer, en n'omettant pas le phénomène de réémission du tritium déposé sur le sol.

2.1. METHODE SIMPLIFIEE

La dose par inhalation est calculée classiquement comme le produit de l'activité volumique intégrée par le débit respiratoire de l'individu et par le coefficient de dose approprié. La dose due à la réémission du tritium est prise égale à la dose précédente, ce choix étant considéré majorant à courte distance. Cette méthode, plus particulièrement décrite dans [1] ne considère pas l'incorporation cutanée du tritium.

La dose par ingestion d'un végétal est calculée comme le produit de l'activité massique intégrée de celui-ci par la consommation quotidienne de l'individu et par le coefficient de dose approprié. L'activité massique intégrée se déduit du dépôt (obtenu comme le produit de

l'activité volumique intégrée de l'air par la vitesse de dépôt) dissout dans l'eau superficielle du sol, puis transféré vers le végétal ayant une teneur en eau donnée.

[1] propose des valeurs par défaut pour exécuter les calculs correspondants, mais se limite au cas des légumes-feuilles pour le calcul de la dose par ingestion.

2.2. UFOTRI

Le code de calcul UFOTRI [2.3] est constitué d'un module de dispersion atmosphérique et d'un module d'ingestion.

Le module de dispersion atmosphérique est constitué d'un premier modèle de trajectoire gaussien pour calculer l'activité volumique intégrée du panache et le dépôt correspondant, et d'un second modèle (dit de sources secondaires) pour traiter les échanges entre le sol, les végétaux et l'atmosphère, tant que ces échanges ne sont pas stationnaires (une centaine d'heures environ). Dans le second modèle, les échanges des végétaux avec l'atmosphère sont traités en considérant la notion de résistance des végétaux, qui prend en compte l'humidité, la pression de vapeur, l'échange thermique, la photosynthèse et la vitesse du vent ; les échanges entre le sol et l'atmosphère sont traités en considérant l'échange thermique, la pression de vapeur, le flux de rayonnement, la vitesse du vent, la teneur en eau et la résistance des végétaux et du sol ; les transferts dans le sol sont traités en considérant la conductivité hydraulique et la tension d'aspiration des différentes couches du sol (fonction de la teneur en eau). Le premier modèle permet de calculer la dose par inhalation du panache, et le second la dose par inhalation de la réémission du dépôt. Les conditions météorologiques sont variables (données horaires) mais peuvent être rendues stationnaires. La dose par incorporation cutanée est prise égale à 50% de la dose par inhalation.

Le module d'ingestion est activé quand les taux de transfert entre les différents compartiments de l'environnement deviennent stationnaires ; il calcule les activités massiques intégrées dans les différents végétaux et aliments d'origine animale, ainsi que les doses par ingestion correspondantes.

UFOTRI propose des valeurs par défaut pour tous les paramètres, mais calcule des doses par ingestion seulement pour des rejets ayant lieu pendant une période de culture, définie par l'utilisateur (1^{er} avril - 30 octobre, dans [5]).

3. COMPARAISON ET ANALYSE

3.1. METHODE

UFOTRI fonctionnant avec des conditions météorologiques horaires, il a été retenu de faire varier la date d'un rejet de 1 gramme de tritium sous la forme d'eau tritiée au cours de l'année, de manière à obtenir un échantillon assez large de conditions de rejet (vitesse du vent, stabilité de l'atmosphère, pluie, humidité, saison, heure de la journée). Les calculs avec

UFOTRI sont exécutés avec les conditions météorologiques réelles et avec les conditions météorologiques stationnaires (celles de l'heure du rejet). Le rejet a lieu à 50 mètres de hauteur, dure 1 heure et le point de calcul est à 3200 mètres du point de rejet sous le vent de l'heure du rejet.

L'activité volumique intégrée et le dépôt sont extraits du fichier des sorties d'UFOTRI, pour exécuter les calculs avec la méthode simplifiée. Pour l'ingestion, [1] traitant seulement les légumes-feuilles, la comparaison se limitera à ce type de végétaux.

3.2. RESULTATS ET ANALYSE

Les doses calculées sont consignées dans le tableau 1, en fonction des conditions du rejet. Seuls les résultats pour les 6 dates fournissant une dose par ingestion de légumes-feuilles non nulle sont présentés.

Tableau 1 : Doses (μSv) en fonction des conditions du rejet
Conditions météorologiques réelles / conditions météorologiques stationnaires

Date, heure	Météorologie			UFOTRI			Méthode simplifiée	
	Dir. ^a	Vent m.s ⁻¹	Pluie mm.h ⁻¹	Inhalation		Ingestion	Inhalation	Ingestion
				Panache	Réém. ^b	L-F ^c	Panache	L-F ^c
15 mai, 14 h	N	9,7	0	1,3 / 1,3	0,4 / 0,4	1,1 / 1,3	1,3 / 1,3	0,7 / 0,7
31 mai, 21 h	N	5,6	6,1	1,8 / 1,8	0,2 / 0,01	9,9 / 1,3	1,8 / 1,8	9,8 / 0,8
15 août, 21 h	N	2,6	4,2	3,3 / 3,3	1,8 / 0,2	10,6 / 3,2	3,3 / 3,3	13,9 / 13,9
25 septembre, 13 h	N	5,1	0	2,4 / 2,4	0,7 / 0,9	5,0 / 2,5	2,4 / 2,4	1,2 / 1,2
04 octobre, 17 h	N	5,1	0,2	2,2 / 2,2	0,6 / 0,3	15,5 / 3,5	2,2 / 2,2	2,3 / 2,3
13 octobre, 22 h	N	9,2	3,6	1,2 / 1,2	0,5 / 0,05	5,1 / 1,7	1,2 / 1,2	5,5 / 5,5

^a : condition de diffusion (F : faible, N : normale) ; ^b : réémission du dépôt ; ^c : légumes-feuilles

La dose par inhalation du tritium du panache calculée avec la méthode simplifiée est identique à celle calculée avec UFOTRI, puisqu'elle est calculée avec l'activité volumique intégrée de l'air calculée par celui-ci. Par ailleurs, il est intéressant d'observer que la dose par inhalation du tritium réémis par le sol, calculée par UFOTRI en conditions météorologiques réelles ou stationnaires, varie entre 0,5% et 50% de la dose par inhalation du tritium du panache ; l'égalité des deux doses préconisée par la méthode simplifiée pour prendre en compte la réémission du tritium déposé est donc vraisemblablement majorante. Pour les configurations de calcul retenues, considérer les conditions météorologiques stationnaires au lieu des conditions météorologiques réelles n'a pas d'impact sur la dose par inhalation du panache (celui-ci met 30 minutes au plus pour passer au point de calcul), mais en a beaucoup plus sur la dose par inhalation du tritium réémis par le sol qui dépend des conditions météorologiques des heures suivant le rejet.

La dose par ingestion de légumes-feuilles calculée par UFOTRI en météorologie réelle est très voisine, voire légèrement inférieure, de celle calculée par la méthode simplifiée, en cas

de pluie importante pendant le rejet (intensité supérieure à 3 mm.h^{-1}). A l'inverse, en cas de rejet par temps sec ou de faible pluie, la dose par ingestion de légumes-feuilles calculée par UFOTRI en météorologie réelle est nettement supérieure à celle calculée par la méthode simplifiée (7 fois plus, rejet du 4 octobre).

La dose par ingestion de légumes-feuilles calculée par UFOTRI est très sensible au caractère réel ou stationnaire des conditions météorologiques, car le calcul des concentrations en tritium des différents compartiments de l'environnement dans les heures qui suivent le rejet utilise des données et des paramètres dépendant fortement des conditions météorologiques instantanées, notamment l'intensité de la pluie. En l'occurrence, les variations observées tiennent en partie à ce que les séquences du 31 mai, du 15 août, du 4 octobre et du 13 octobre voient l'intensité réelle de la pluie diminuer dans les heures qui suivent le rejet ; tandis que pour la séquence du 15 mai, une légère pluie apparaît dans les heures qui suivent le rejet. Si l'intensité de la pluie décroît au cours du temps, traiter les séquences météorologiques de manière stationnaire augmente donc la dilution du tritium dans l'eau du sol et son transfert vertical dans celui-ci, réduisant du même coup les transferts aux végétaux ; et inversement.

Par contre, la dose par ingestion de légumes-feuilles calculée avec la méthode simplifiée n'est pas sensible au caractère réel ou stationnaire des conditions météorologiques, car cette méthode utilise le dépôt au sol, qui ne dépend que des conditions météorologiques existant pendant sa durée, à savoir principalement l'unique heure postulée pour le rejet.

4. CONCLUSIONS

De cette étude il ressort que la méthode simplifiée utilisée fréquemment par la SAER dans ses études et expertises permet une estimation satisfaisante de la dose par inhalation et de la dose par ingestion de légumes-feuilles pour les rejets par forte pluie, tandis qu'elle sous-estime cette dernière dose pour les rejets par temps sec. Il sera également retenu la forte sensibilité de la dose par ingestion de légumes-feuilles au caractère variable ou stationnaire des conditions météorologiques.

De manière à optimiser et qualifier définitivement l'usage de la méthode simplifiée, il faudra envisager son extension aux autres végétaux consommés par l'homme, voire aux aliments d'origine animale. Si cette extension confirme une sous-estimation de la méthode simplifiée par rapport à UFOTRI pour les rejets par temps sec, la pertinence de calculs fins avec UFOTRI serait à examiner en fonction de l'enjeu dosimétrique pressenti.

REFERENCES

- [1] Perrin M.L. (1999) IPSN. Calcul des conséquences radiologiques d'un rejet instantané de tritium gaz et d'eau tritiée dans l'environnement, Note Technique SEGR/SAER 99-02.
- [2] Raskob W. (1990) Institut für NeutronenPhysik und Reaktortechnik Kernforschungszentrum Karlsruhe, UFOTRI : Program for Assessing the Off-Site Consequences from Accidental Tritium Releases. Rapport KIK 4605.

- [3] Raskob W. (1993) Institut für NeutronenPhysik und Reaktortechnik Kernforschungszentrum Karlsruhe, Description of the New Version 4.0 of the Tritium Model UFOTRI Including User Guide, Rapport KfK 5194.
- [4] Beol Y. (1996) *Le tritium - de l'environnement à l'homme*, Les Editions de Physique, Les Ulis, France.
- [5] Jean F. (2002) IRSN, Comparaison de deux méthodes de calcul de l'impact dosimétrique de rejets accidentels de tritium, Note Technique SEGR/SAER 02-59.

DETERMINATION DES DEBITS DE DOSE RELATIFS AUX DIFFERENTES SOURCES D'EXPOSITION
DANS L'ENVIRONNEMENT PAR MESURE GE *IN SITU*

X. CAGNAT¹, R. GURRIARAN¹, N. BRISSON², M. CHEVREUIL², P. BOUTISSET⁴

¹ IRSN/DPRE/SERNAT/LMRE bât 501 bois des Rames 91400 Orsay

² IRSN/SSEI 31 rue de l'Ecluse - BP 35 - 78116 Le Vesinet

Résumé

L'utilisation d'un détecteur germanium dans les conditions de mesure *in situ* permet d'établir l'origine des doses externes. En septembre 2002, le groupe EURADOS organisa au PTB (Braunschweig, Allemagne) une intercomparaison internationale des moyens de mesure de débit de dose. L'exercice s'est déroulé sur plusieurs jours en offrant des conditions expérimentales originales en milieu naturel. Les résultats de cette intercomparaison sont en cours d'interprétation, une partie de ceux obtenus par notre équipe sont reportés dans ce document.

I INTRODUCTION

La surveillance de la radioactivité dans l'environnement est réalisée depuis plusieurs décennies dans la plupart des pays Européens, avec un intérêt accru à la suite à l'accident de Tchernobyl. Ce suivi se limite généralement à la détermination des concentrations des radionucléides par une mesure différée en laboratoire de prélèvements [1], par la surveillance en continu ou encore la mesure *in situ* [2,3] pour estimer l'exposition interne (ingestion, inhalation, incorporation transcutanée).

La connaissance plus récente de l'inhomogénéité des retombées, notamment dans les paysages au relief accentué [4, 5], nécessite d'estimer aussi le risque dû à l'exposition externe, avec une question subsidiaire sur l'origine des doses. La dose dans le milieu naturel provient de plusieurs sources dont la contribution relative peut varier. Elle provient :

- des nucléides fossiles (les familles ²³⁸U, ²³⁵U et ²³²Th, ⁴⁰K ...) et cosmogéniques (⁷Be, ²²Na, ¹⁴C, ³H...),
- du rayonnement d'origine cosmique (muons, électrons, neutrons...), et
- des radionucléides provenant des retombées des essais nucléaires ou issus des installations industrielles, médicales et de recherche.

L'exercice organisé par le groupe EURADOS [6] a été établi pour comparer les réponses des différents moyens de mesure en Europe.

II MATERIELS

Nous utilisons un spectromètre Ge type N de 30% d'efficacité relative, placé sur un trépied à un mètre du sol. L'électronique est constituée d'un module compact d'acquisition du commerce et d'un microordinateur. Cet équipement est assez fréquent dans les unités

de surveillance de l'environnement et est employé pour déterminer l'activité massique des radionucléides dans le sol. On peut aussi en déduire la dose par radionucléides en suivant la méthode recommandée par l'ICRU [7]. Les résultats du Ge sont comparés aux valeurs obtenues avec d'autres dispositifs :

- chambre d'ionisation (RSS 131, Reuter Stokes),
- spectromètre portable muni d'un scintillateur NaI (SafeSpec 3, Eurisys mesures),
- dosimètre à scintillateur plastique (FHZ672E, APVL),
- sonde GM (RD02, RADOS) équipant le réseau de surveillance Téléray de l'IRSN.

Les résultats du Ge sont exprimés en débit de dose absorbée [7]. Pour comparer aux autres appareils exprimant les résultats en débit d'équivalent de dose, les mesures de la chambre à ionisation sont exprimées en nGy/h et nSv/h grâce aux facteurs de conversions de [8].

III RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION

L'exercice s'est déroulé en milieu naturel :

- à une profondeur de 935 mètres sous terre dans une mine de sel (UDO), en absence de source et avec des sources de référence collimatées placées à 2 mètres, et
- sur un lac pour étudier la réponse au rayonnement cosmique,
- en champ libre, en absence de source et avec des sources de référence placées à 5 m.

III.1 MESURES DANS LA MINE

Pour trois faisceaux différents (^{60}Co , ^{137}Cs et ^{226}Ra) nous observons (tableau 1) une bonne cohérence de l'ensemble de nos appareils. Cependant, aux fortes énergies du ^{60}Co une surestimation est à noter pour les sondes GM. A contrario le scintillateur plastique peu sensible à haute énergie, fourni une valeur inférieure. Le détecteur Ge, du fait de l'analyse spectrale, s'affranchit bien de ce problème de l'évolution de l'efficacité de détection en fonction de l'énergie.

Sources	TLR n° 886	TLR n° 999	SafeSpec	FHZ	RSS 131	Ge	unité
^{60}Co	-	-	-	-	461 ± 22	440 ± 50	nGy/h
	663 ± 22	669 ± 20	-	477 ± 2	547 ± 25	-	nSv/h
^{137}Cs	-	-	-	-	111 ± 6	100 ± 12	nGy/h
	130	110	110	139 ± 8	132 ± 6	-	nSv/h
^{226}Ra	-	-	-	-	231 ± 11	204 ± 20	nGy/h
	260 ± 50	260 ± 50	-	265	274 ± 15	-	nSv/h
sans	-	-	-	-	1.8 ± 0.1	1.0 ± 0.1	nGy/h
	<10	<10	-	1.79 ± 0.04	2.1 ± 0.1	-	nSv/h

Tableau 1 - Débits de dose absorbée [nGy/h] et débits d'équivalent de dose H*(10) [nSv/h] pour 3 sources collimatées et sans sources dans la mine UDO.

III.2 MESURES SUR LE LAC

Les mesures sont effectuées sur une plate-forme placée à un minimum de 100 mètres des rives. Le débit de dose dû au rayonnement cosmique (100 m d'altitude) est estimé à 33

nGy/h en bon accord avec les résultats de la chambre d'ionisation (tableau 2). On constate comme attendu une faible réponse des détecteurs à scintillation et du détecteur Ge.

Dose	TLR n° 886	TLR n° 999	SafeSpec	FHZ	RSS 131	Ge	unité
^{40}K	-	-	-	-	-	$0,6 \pm 0,2$	nGy/h
Famille ^{232}Th	-	-	-	-	-	$0,4 \pm 0,2$	nGy/h
Famille ^{238}U	-	-	-	-	-	$0,6 \pm 0,2$	nGy/h
dD/dt total	-	-	-	-	$36,9 \pm 2,2$	$1,5 \pm 0,4$	nGy/h
dH/dt total	48 ± 22	43 ± 26	5	5	$43,7 \pm 2,6$	-	nSv/h

Tableau 2 - Débits de dose absorbée et équivalent de dose $H^*(10)$ [nSv/h] sur le lac.

III.3 MESURES EN CHAMP LIBRE

L'expérience se déroule dans des conditions classiques pour la mesure *in situ* avec des durées d'acquisition inférieures à une heure. Le résultat intégral du Ge est en concordance avec le résultat de la chambre d'ionisation. La précision est satisfaisante - de l'ordre de 10% à 30% sur les radionucléides majoritaires et de moins de 10% sur la dose totale.

Dose	TLR	RSS 131	Ge	Unité
^7Be	-	-	$0,10 \pm 0,08$	nGy/h
^{40}K	-	-	14 ± 4	nGy/h
^{137}Cs	-	-	$1,8 \pm 0,6$	nGy/h
Famille ^{232}Th	-	-	$9,3 \pm 0,8$	nGy/h
Famille ^{238}U	-	-	$6,7 \pm 2,6$	nGy/h
Cosmique (calcul)	33	33	33	nGy/h
dD/dt Total	-	69 ± 6	65 ± 5	nGy/h
dH/dt total	80 ± 26	82 ± 7	-	nSv/h

Tableau 3 - Débits de dose absorbée et d'équivalent de dose $H^*(10)$ en champ libre

Les résultats obtenus avec le Ge en champ libre et à UDO sont reportés (figure 1) en comparaison avec ceux obtenus dans différentes régions françaises (Cotentin, bassin parisien et massif du Mercantour) et montrent la variabilité des différents contributeurs à la dose. En particulier ces résultats illustrent l'importance relative des radionucléides artificiels.

IV CONCLUSION

Dans un site naturel, la spectrométrie Ge rend bien compte du débit de dose à l'exclusion de la fraction induite par le rayonnement cosmique. Sa sensibilité est suffisante pour fournir celle-ci dans un temps relativement bref permettant la mesure de plusieurs sites au cours d'une seule journée. Ceci la rend compatible avec une étude sur un terrain étendu. En comparaison à d'autres dispositifs plus maniables, la spectrométrie Ge *in situ* reste plus difficile à mettre en œuvre. Cette spectrométrie offre l'avantage unique de détailler

précisément les différentes sources d'exposition et de montrer en particulier la contribution relative des sources naturelles et artificielles.

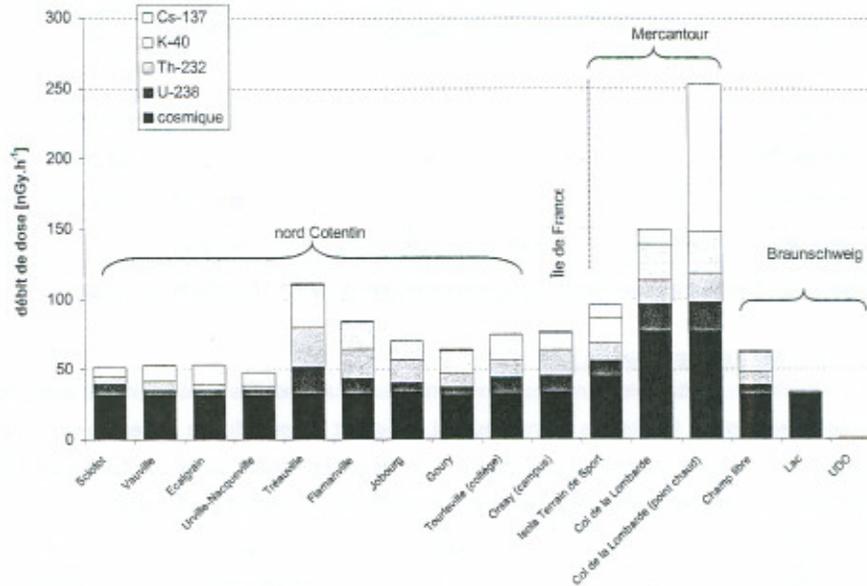


Figure 1 - Débits de dose [nGy/h] déterminés par spectrométrie Ge *in situ* sur différents sites (la composante cosmique est ajoutée)

Références

- [1] P. Bouisset et col. *Concentration de ¹³⁷Cs dans les aérosols en France métropole et à Papeete (Tahiti) de 1960 à 2002, soumis au congrès SFRP Montpellier (2003).*
- [2] J.F. Lacronique, *The French national network for the radiological monitoring of the environment.* Congress Insinume, Fleurus (Belgium) (10-12 June 2002).
- [3] A. Debauche. *Continuous radioactivity monitoring systems. From the pre-history of radioprotection to the future radioecology.* Congress Insinume, Fleurus (Belgium) (10-12 June 2002).
- [4] L. Pourcelot et col. *Spatio-temporal variability of caesium fallout in one high altitude catchment basin,* Goldschmidt 2000, 3-8 sept. 2000 Oxford, UK proceedings vol. 5 (2) p 815.
- [5] R. Gurriaran et al. « *Nord Cotentin 2000* », *in situ intercomparison measurements,* Proceed. Vol.1 Congrès ECORAD (sept. 2001) Radioprotection 37 C1 (2002) 191-196.
- [6] www.eurados.org
- [7] ICRU 53, « *Gamma ray spectrometry in the environment* » (1994).
- [8] ICRU 47, « *Measurement of Dose equivalents from external photon and electron radiations* » (1992).

**EVALUATION DES IMPACTS RADIOLOGIQUE ET CHIMIQUE : ENSEIGNEMENTS
TIRES DE L'ETUDE DU GROUPE RADIOECOLOGIE NORD-COTENTIN**

C. RINGEARD*, C. ROMMENS*, E. THYBAULT, A. SUGIER***

*Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN),
BP n°17, 92262 Fontenay-aux-Roses, France
Tél : 01.58.35.72.58 Fax : 01.58.35.88.29 E-mail : caroline.ringeard@irsn.fr

**Institut National de l'Environnement industriel et des RISques (INERIS)
Parc technologique Alata, BP n°2, 60550 Verneuil-en-Halatte, France

En 1997, les ministères de l'environnement et de la santé ont confié au Groupe Radioécologie Nord-Cotentin (GRNC) la mission d'évaluer le risque de leucémie susceptible d'être induit par les expositions des populations du Nord-Cotentin aux rayonnements ionisants. Cette mission faisait suite à la polémique soulevée en 1997 par la publication d'une étude épidémiologique suggérant un lien entre les rejets des installations nucléaires du Nord-Cotentin et l'incidence élevée de leucémies chez les jeunes du Canton de Beaumont-Hague (4 cas observés contre 2 attendus) (figure 1).

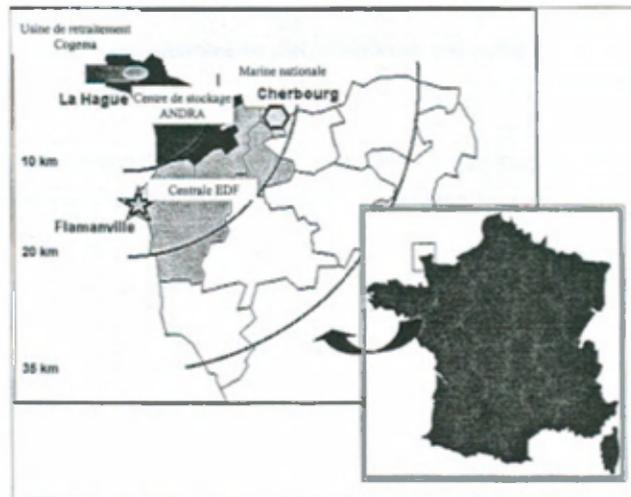


Figure 1 : localisation de la zone d'étude

Le Groupe Radioécologie Nord-Cotentin a été constitué sous la présidence de Madame Annie Sugier, directrice déléguée à la Protection à l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN). Plus de 50 experts d'organismes et de compétences divers ont été impliqués : institutionnels, associatifs, experts d'organismes étrangers, experts industriels

(opérateurs des installations nucléaires)¹. La composition du groupe a ainsi permis de mener une analyse critique multidisciplinaire.

Les résultats obtenus par le GRNC ont permis de conclure que le risque de leucémie radioinduite attribuable aux rejets des installations nucléaires est faible (0,002 cas environ pour la période et la population considérées dans les études épidémiologiques) et qu'il est peu probable que les rejets de ces installations puissent expliquer l'incidence élevée de leucémie observée ([1] et [2]). Les limites de cette étude ont été soulignées par le GRNC, notamment la non prise en compte de l'impact des rejets chimiques des installations nucléaires. La deuxième mission confiée au GRNC en juillet 2000 visait à répondre à ces réserves et plus particulièrement à la question de l'impact sanitaire et environnemental des rejets chimiques. Les résultats obtenus par le GRNC ont permis de conclure qu'à l'exception des dioxines, les niveaux de risque calculés sont faibles et non préoccupants pour la santé et les écosystèmes, en l'état actuel de nos connaissances. L'obtention d'une valeur de risque élevée pour les dioxines n'est pas spécifique de l'usine de La Hague ; il en est de même pour la plupart des sources d'émission de dioxines au niveau français et international ([3] et [4]).

L'une des règles de fonctionnement du GRNC était de mettre en évidence les points d'accord et de désaccord. C'est ainsi que certains membres du GRNC, tout en adhérant à la démarche et au caractère aussi exhaustif que possible de l'analyse critique ont préféré ne pas s'associer à l'appréciation des résultats du fait, notamment, des incertitudes inhérentes à ce type de démarche.

Les méthodologies définies par le GRNC pour l'évaluation de l'impact des rejets d'effluents radioactifs et chimiques sont basées sur l'approche classique de l'évaluation des risques (figure 2).

¹ ANDRA (Agence Nationale pour la gestion des Déchets Radioactifs), COGEMA, EDF (Electricité De France), Marine Nationale, AFSSA (Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments), INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des RISques), IRSN (Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire), INVS (Institut national de Veille Sanitaire), ACRO (Association pour le Contrôle de la Radioactivité dans l'Ouest), CSPI (Commission Spéciale et Permanente d'Information près l'établissement de La Hague), Robin des bois, CEMAGREF, CNRS (Centre National de la Recherche Scientifique), IFREMER (Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la MER), universités

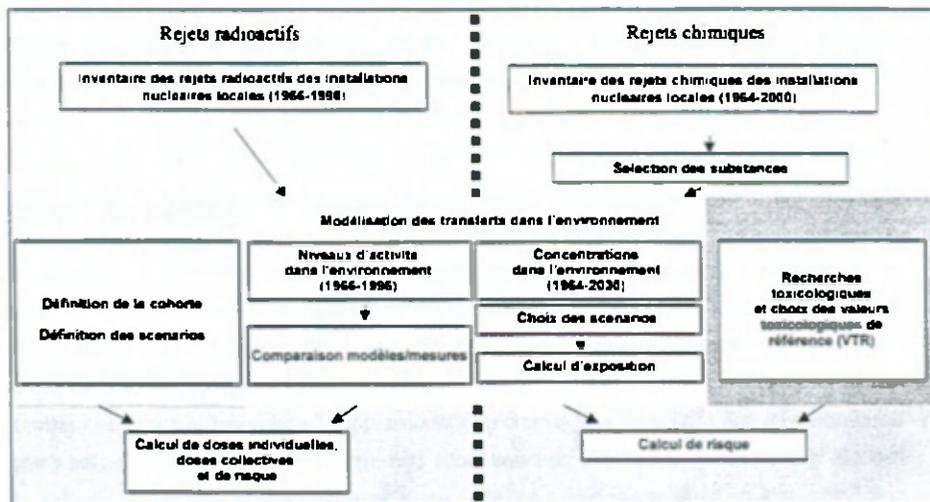


Figure 2 : principales étapes des évaluations de risque

Concernant l'évaluation du risque radiologique, environ 80 radionucléides ont été pris en compte. La reconstitution des rejets s'est faite au moyen de codes de calculs et de résultats de mesures existants. Pour certains radionucléides, la confrontation modèles/mesures a permis de mettre en évidence des défauts de mesure qui ont fait l'objet d'analyses spécifiques ([5] et [6]). Un outil de calcul a été conçu et réalisé pour cette étude. Cet outil inclut notamment une base de données des paramètres de transfert dans l'environnement retenus par le GRNC. Le choix des valeurs de ces paramètres est basé sur des recherches bibliographiques et l'existence, pour le milieu marin, de longues séries de mesures pour certains radionucléides. Des voies d'exposition atypiques ont été prises en compte telles que la contamination du milieu terrestre par les embruns et l'épandage d'algues.

Pour les besoins de cette étude, le GRNC a également procédé à la reconstitution de la cohorte et à la quantification des doses à la moelle osseuse dues aux expositions in utero, naturelles, médicales, aux retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl ([1] et [7]).

Concernant l'évaluation du risque chimique, il faut souligner qu'il ne s'agit pas d'une pratique courante pour les installations nucléaires. L'analyse de l'impact des rejets chimiques a été conduite par le GRNC de la façon la plus exhaustive possible malgré des données souvent lacunaires. L'une des principales difficultés tenait en la nécessité de reconstituer les rejets passés des 30 substances chimiques retenues par le Groupe, sachant que la surveillance des rejets a été moindre que pour les rejets radioactifs (séries incomplètes de mesures des

substances rejetées dans l'environnement, nombre limité et seuil élevé des mesures). Autre difficulté : il est nécessaire d'apprécier des valeurs toxicologiques de référence à adopter pour évaluer les dangers et les risques associés aux substances chimiques, alors que dans le domaine radiologique un consensus international existe sur les valeurs à utiliser, notamment sur les coefficients de dose et de risque publiés par la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), consensus qui fait l'objet de réévaluations périodiques en fonction de l'évolution des connaissances.

Le travail réalisé a permis de poser les premières bases d'une démarche d'évaluation des risques chimiques dans le cadre des installations nucléaires. Un modèle de calcul de risque a été élaboré intégrant l'ensemble des valeurs des paramètres collectées et validées par les membres du GRNC. A l'issue de ces travaux, la principale recommandation du GRNC est de demander que soit réalisé un programme de mesures dans l'environnement afin de valider le modèle utilisé pour le calcul des concentrations des substances chimiques dans les divers compartiments de l'environnement. Le GRNC souligne également le besoin d'acquisition de connaissances concernant les propriétés toxicologiques et écotoxicologiques des substances chimiques.

[1] Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, Volet radiologique, Rapport détaillé vol. 1-4, IRSN, Fontenay-aux-Roses, juillet 1999.

[2] Laurier D, Rommens C, Merle-Szeremeta A, Ringiard C, Degrange JP, Evaluation du risque de leucémies radioinduit à proximité d'une installation nucléaire : l'étude radioécologique Nord-Cotentin, Revue d'épidémiologie et de santé publique, Vol. 48, No 2sup, pp. 2S24-2S36, 2000.

[3] Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, Volet chimique, Rapport détaillé vol. 1-3, IRSN, Fontenay-aux-Roses, décembre 2002.

[4] Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, Note de synthèse sur les travaux du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin 2^{ème} mission, IRSN, Fontenay-aux-Roses, juillet 2002.

[5] Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, Rejets d'iode 129 dans les effluents radioactifs liquides et gazeux, IRSN, Fontenay-aux-Roses, octobre 2002.

[6] Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, Rapport du groupe de travail « ruthénium », IRSN, Fontenay-aux-Roses, octobre 2002.

[7] Rommens C, Ringiard C, Hubert P, Exposure of red bone marrow to ionising radiation from natural and medical sources in France, J. Radiol. Prot. 21 No 3, pp. 209-219, 2001.