Études d'impact radiologique autour des sites nucléaires : une revue des données de mode de vie ; les budgets temps et autres paramètres (hors alimentaires)

C. ROMMENS*

(Manuscrit reçu le 24 septembre 1998, révisé le 7 décembre 1998, accepté le 25 janvier 1999)

RÉSUMÉ Les évaluations de doses aux populations riveraines des installations nucléaires nécessitent la meilleure connaissance possible des modes de vie locaux. Cependant, les enquêtes de mode de vie réalisées aux alentours de ces installations sont relativement rares. Cet article recense les valeurs disponibles pour renseigner différents paramètres de mode de vie associés aux voies d'expositions des installations nucléaires situées en bord de mer ou de rivière. Les budgets temps, les facteurs de protection de l'habitat, les débits respiratoires et l'ingestion accidentelle d'eau de mer ou de rivière, de sable ou de sol sont traités. Les valeurs présentées peuvent être utilisées en première approche à défaut de valeurs spécifiques du site étudié. Les valeurs recensées proviennent de deux origines différentes. Soit elles ont été utilisées dans des études de sites publiées, les références bibliographiques britanniques ont plus particulièrement été étudiées, soit ce sont des valeurs d'usage utilisées arbitrairement par les experts et figurant par défaut dans les logiciels de calcul de doses de l'Institut de protection et de sûreté nucléaire. Des valeurs sont proposées pour l'individu moyen et pour des groupes de populations particulièrement exposés de par leurs habitudes de vie.

ABSTRACT Dose assessment around nuclear sites: a review of population habit data, time spent and other parameters (without dietary).

Dose assessments around nuclear facilities require the knowledge of local population way of life. In France, the sample surveys of life habits near nuclear sites are scarce. This paper reviews the existing data that can be used as parameters of life habits to calculate the exposure pathways of nuclear facilities located near a river or a sea. The time spent at different activities, the protection factors of the building, the inhalation rates, the accidental ingestion of river water or sea water, sand or soil have been studied. Data listed can be used for as default values when there are no site specific data and are issued from two origins: some have already been used in dose assessments published, British works have been specially studied, the others are usual practice values which are largely employed by experts and are put in the dose calculation softwares of the French Institute of Protection and Nuclear Safety.

* Institut de protection et de sûreté nucléaire, DPHD/SEGR/SAER, IPSN, BP n°6, 92265 Fontenay-aux-Roses Cedex, France.

Introduction

Les évaluations de doses aux populations riveraines des installations nucléaires sont le plus souvent effectuées dans un contexte réglementaire qui préconise un calcul de dose aux « groupes de référence¹ », anciennement appelés « groupes critiques ». Cependant, les évaluations de doses concernent, de plus en plus, l'ensemble de la population ou un groupe de population précis, par exemple les enfants ou les adolescents et non les seuls individus les plus exposés. L'objectif de telles évaluations est de calculer de la façon la plus réaliste possible, les doses reçues. À partir de celles-ci, il est possible en se basant sur les données de la littérature (principalement celles issues du suivi des survivants de Hiroshima-Nagasaki (Preston *et al.*, 1994 ; UNSCEAR, 1994) d'estimer le risque en termes de cas de cancers attendus. Le nombre de cas attendus peut alors être mis en perspective avec les cas observés lors des études épidémiologiques.

Que l'approche retenue soit une approche moyenne (ensemble de la population ou groupe de population) ou extrême (groupe de référence constitué par les individus les plus exposés), la réalisation d'une étude des impacts radiologiques autour d'un site nécessite la meilleure connaissance possible des modes de vie locaux.

L'objectif de cet article est de recenser les valeurs disponibles pour renseigner les paramètres de modes de vie pour l'individu moyen et pour des individus particuliers susceptibles de constituer des groupes de référence dans le cas des études de sites français. Les paramètres liés à la ration alimentaire ne sont pas traités ici sauf pour les ingestions par inadvertance d'eau de mer, d'eau de rivière, de sable et de sol.

Les paramètres de mode de vie sont fonction des voies d'exposition retenues pour les études de sites qui dépendent elles-mêmes du site choisi. L'article présente les données recensées pour les différentes voies d'exposition associées au fonctionnement des installations nucléaires situées en bord de mer et de rivière comme les centrales nucléaires ou les usines de retraitement (Fig. 1). Ces données ne sont pas exhaustives. D'autres scénarios d'exposition non étudiés dans cet article sont pris en compte notamment dans les études concernant des sites de longue durée de vie comme par exemple les centres de stockage de déchets radioactifs. Les valeurs proposées dans cet article sont de deux types : soit des valeurs référencées et utilisées dans les études de sites publiées, notamment celles effectuées au Royaume-Uni (Simmonds *et al.*, 1995 ; Dionan *et al.*, 1986 ; Haywood *et al.*, 1997), soit des valeurs d'usage utilisées arbitrairement par les experts et figurant par défaut dans certains logiciels de calcul de doses utilisés à l'Institut de protection et de sûreté nucléaire.

¹ Groupe comprenant des individus dont l'exposition à une source est assez uniforme et représentative de celle des individus qui, parmi la population, sont plus particulièrement exposés à ladite source – définition issue de (Directive 96/29/Euratom).

Fig. 1. – Paramètres de mode de vie étudiés.
Parameters of life habit studied.

1. Irradiation externe par le panache

L'ensemble de la population vivant autour d'un site est soumis à une irradiation externe par le panache des rejets atmosphériques des installations. Lors des calculs de dose relatifs à des accidents nucléaires avec relâchements atmosphériques, un facteur de protection peut être introduit pour tenir compte de la protection des habitations aux rayonnements du panache et notamment de l'atténuation des rayonnements lointains par les murs de l'habitation.

L'importance de cette voie d'exposition est alors fonction du temps passé à l'extérieur des bâtiments et des facteurs de protection par rapport au panache associés aux différentes catégories de bâtiment (rapport de la dose reçue à l'intérieur du bâtiment à la dose reçue à l'extérieur).

1.1. Temps passé à l'extérieur/à l'intérieur des bâtiments

1.1.1. Comportement moyen

En 1978, la British Broadcasting Corporation a publié les résultats d'une enquête sur les budgets temps réalisée en Angleterre auprès d'individus âgés de 5 ans et plus (BBC, 1978). À partir de ces résultats, des estimations de temps passés à l'intérieur et à l'extérieur ont pu être réalisées pour la population moyenne et pour des groupes de population particuliers. En moyenne, les Anglais passent 77 % de leur temps à l'intérieur de leur domicile dont 42 % dans leur chambre, 18 % dans la pièce principale et les 17 % restant dans la cuisine, la salle à manger et la salle de bain. Environ 15 % du temps est passé à l'intérieur d'autres bâtiments, ce qui conduit à un total d'environ 92 % du temps passé à l'intérieur (Francis, 1987).

À partir de ces résultats, le NRPB préconise par défaut pour la population générale un temps moyen de présence à l'intérieur de 90 % (Robinson, 1996). Les études radioécologiques effectuées par le NRPB ont par la suite choisi pour leurs calculs de dose, la valeur de 90 % de temps passé à l'intérieur pour la population (Simmonds *et al.*, 1995 ; Wilkins *et al.*, 1994 ; Dionan *et al.*, 1987).

En France, l'INSEE a réalisé en 1986 une étude sur le budget temps des adultes français (Grimler, 1992). À partir de ces résultats, l'IPSN a évalué à environ 90 % le temps passé à l'intérieur (Gimeno, 1996). Les moyennes effectuées par grandes régions françaises conduisent à des valeurs du même ordre de grandeur. La valeur de 90 % est identique à la valeur anglaise.

1.1.2. Comportements particuliers

Les valeurs moyennes anglaises varient peu d'une saison à l'autre. Par contre, les variations sont plus marquées entre les jours de semaine et les week-end. Ainsi, les dimanches hivernaux conduisent au temps de présence à l'intérieur du domicile le plus important (90 %). Enfin, il existe des variations importantes selon les groupes d'individus concernés. Ainsi, les femmes au foyer constituent le groupe de population passant le plus de temps à l'intérieur : 88 % à l'intérieur du domicile et 9 % dans d'autres bâtiments soit un total de 97 % du temps à l'intérieur (Francis, 1987).

Une étude de budget temps réalisée sur les populations proches du site de Sellafield (Stewart *et al.*, 1990) indique que les agriculteurs constituent le groupe de population passant le plus de temps à l'extérieur avec 30 % du temps passé à l'extérieur. Cependant, la valeur préconisée par le NRPB pour les travailleurs qui ne sont pas dans un bureau ou un autre local est 50 % du temps passé à l'extérieur.

Les estimations réalisées par l'IPSN (non publiées) à partir des données de l'INSEE (Grimler, 1992) montrent que les agriculteurs français passent en moyenne 28 % du temps à l'extérieur. Si l'on considère le percentile 5 % des agriculteurs, le temps passé à l'extérieur atteint 51 %.

L'étude du site de Marcoule (Despres, 1996) utilise, pour le groupe de référence, la valeur de 4400 h.an⁻¹ passées à l'extérieur, soit 50 % du temps.

La valeur de 10 h.j⁻¹ (soit plus de 40 % du temps) passées par un adulte rural à l'extérieur (15 % pour un enfant de moins de 5 ans) a été utilisée pour l'étude des conséquences en France de l'accident de Tchernobyl, étude réalisée avec le logiciel ASTRAL de calcul de doses suite à une contamination radioactive importante de l'environnement (Renaud *et al.*, 1997). Cette valeur est à rapprocher de celles citées précédemment pour les comportements particuliers.

1.2. Facteur de protection par rapport à l'irradiation du panache

Le NRPB préconise par défaut la valeur de 0,2 sur la base d'une revue bibliographique (Brown et Jones, 1993). Les études radioécologiques effectuées par le NRPB ont par la suite retenu des valeurs variées pour leurs calculs de dose (Tab. I).

TABLEAU I
Facteurs de protection proposés et utilisés dans la littérature.
Dose reduction factors proposed and used in bibliography.

pour une habitation classique anglaise	0,1-0,3 (Brown et Jones, 1993)
pour un immeuble anglais :	
pour les étages inférieurs	0,02-0,06 (Brown et Jones, 1993)
pour les étages supérieurs	0,1-0,2 (Brown et Jones, 1993)
site de Sellafield	0,2 (Simmonds <i>et al.</i>, 1995)
	0,5 (Wilkins <i>et al.</i>, 1994)
sites d'Aldermaston, Burghfield et Harwell	0,45 (0,2-0,6) (Dionan <i>et al.</i>, 1987)

L'étude suisse sur les retombées des essais atmosphériques d'armes nucléaires (Völkle *et al.*, 1989) retient 0,33.

Des travaux danois sur l'effet protecteur des habitations en cas d'accident nucléaire avec rejet dans l'atmosphère proposent différentes valeurs en fonction du radionucléide considéré, pour les bâtiments de l'Europe du Nord : 0,5 pour l'iode particulaire, 0,4 pour les éléments volatils comme le ^{137}Cs et 0,2 pour les éléments réfractaires comme le strontium ou le plutonium (Lange, 1995).

En France, les facteurs de protection en cas de confinement suite à un accident radiologique ont été évalués à l'échelle du département sur la base d'une enquête sur l'habitat. Les valeurs proposées vont de 0,1 à 0,2 (Le Grand et Roux, 1992). L'étude du site de Marcoule (Despres, 1996) utilise un facteur de protection de 0,1 tiré de cette référence bibliographique. L'étude des conséquences en France de l'accident de Tchernobyl réalisée à l'aide du logiciel ASTRAL utilise la valeur de 0,2 (Renaud *et al.*, 1997).

2. Irradiation externe directe liée à l'installation

L'importance de cette voie d'exposition est fonction du temps passé à proximité du site et du facteur de protection par rapport au rayonnement direct de l'installation.

2.1. Temps passé à proximité du site

La distinction entre comportement moyen et comportements particuliers n'est pas pertinente pour cette voie d'exposition qui dépend surtout du lieu de résidence des groupes de population considérés.

Cette voie d'exposition est significative pour de nombreux sites anglais (Robinson *et al.*, 1994). Le calcul de dose est effectué pour un groupe de référence associé à cette voie d'exposition qui est constitué par les individus vivant au plus près du site. Dans le cas de l'étude de Bradwell, le groupe de population de référence est constitué par les habitants des maisons situées à 250 m du site. Dans le cas de l'étude de Sellafield, ce sont les agriculteurs vivant à 500 m du site. On admet que le groupe de référence demeure en permanence à proximité du site mais la durée de présence à l'extérieur des habitations est variable selon les activités considérées (*cf.* Parag. 1). Des évaluations de doses ont aussi porté sur des groupes de population dont le comportement particulier les rend plus exposés à cette voie d'exposition, par exemple les individus travaillant et se promenant près du site de Harwell (2000 h.an⁻¹) ou les individus se promenant près du site de Winfrith (300 h.an⁻¹).

Dans l'étude du site de Marcoule (Despres, 1996), les habitants du village de Codolet, village le plus proche du site (2 km), sont supposés résider en permanence dans le village et durant 50 % du temps à l'extérieur des habitations (soit 4400 h.an⁻¹).

2.2. Facteur de protection par rapport à l'irradiation directe

Dans les études anglaises de sites citées au paragraphe précédent, la valeur de 0,2 est en général utilisée comme facteur de protection lié à l'habitat (à rapprocher de la valeur préconisée par le NRPB au Parag. 1.3.).

Dans l'étude du site de Marcoule, un facteur de protection lié à l'habitat de 0,1 est utilisé.

3. Irradiation externe par le dépôt sur le sol

Les dépôts sur le sol dépendent beaucoup des conditions météorologiques. Le phénomène le plus important est le lavage du panache radioactif par les pluies. Pour les calculs liés à cette voie d'exposition, l'intérieur des habitations, non soumis au dépôt par temps de pluie, est considéré *a priori* comme non contaminé. Cette hypothèse est cependant sujette à caution car elle néglige les phénomènes de contamination de l'intérieur des habitations par remise en suspension des aérosols radioactifs qui se sont déposés sur le sol ou les parois extérieures de l'habitation.

L'importance de cette voie d'exposition est alors fonction de la durée de présence à l'extérieur des bâtiments (*cf.* Parag. 1) et des facteurs de protection par rapport au dépôt extérieur associés aux différentes catégories de bâtiment.

Le NRPB (Robinson, 1996) préconise un facteur de protection par défaut par rapport au dépôt extérieur de 0,1 sur la base des résultats de la revue bibliographique (Brown et Jones, 1993) qui propose 0,1 pour une maison individuelle et 0,01 pour un immeuble. Cette valeur a été utilisée par le NRPB pour une étude autour de Sellafield (Wilkins *et al.*, 1994).

De même, l'étude Suisse (Stewart *et al.*, 1990) utilise un facteur de protection par rapport au dépôt extérieur de 0,1.

Des travaux russes et allemands ont été effectués sur la base de mesures réalisées suite à l'accident de Tchernobyl. Les valeurs proposées sont 0,07 pour les habitations en briques et 0,13 pour celles en bois (Likhtarev *et al.*, 1996).

En France, la référence (Le Grand et Roux, 1992) propose la valeur de 0,05. L'étude du site de Marcoule (Despres, 1996) utilise un facteur de protection de 0,1. L'étude des conséquences en France de l'accident de Tchernobyl réalisée à l'aide du logiciel ASTRAL utilise la valeur de 0,2 (Renaud *et al.*, 1997).

4. Irradiation externe par l'eau de mer lors de la baignade

Cette voie d'exposition conduit *a priori* à des doses relativement faibles par rapport aux voies d'exposition principales. Cependant, plusieurs études de sites britanniques ont identifié des groupes de population particulièrement exposés à cette voie d'exposition : les baigneurs et les plongeurs de la région de Winfrith (750 h.an^{-1}), un plongeur professionnel près du site de Dounreay (50 h.an^{-1}), un individu près du site de Heysham (35 h.an^{-1}). Le NRPB recommande par défaut pour le groupe de référence associé à cette voie d'exposition, une durée de baignade de 300 h.an^{-1} (Robinson, 1996).

5. Irradiation externe par le sable des plages

5.1. Comportement moyen

Le NRPB préconise par défaut la valeur de 30 h.an^{-1} toutes classes d'âge confondues (Robinson, 1996). Cette valeur a été utilisée pour les études de Sellafield (Simmonds *et al.*, 1995) et de Guernesey (Haywood *et al.*, 1997). Elle est cohérente avec la valeur proposée par la méthodologie européenne (CCE, 1995) qui est de 30 h.an^{-1} pour les touristes et les résidents de l'Europe du Nord. Pour l'étude de Thurso près du site de Dounreay, les valeurs utilisées étaient différentes : 25 h.an^{-1} pour les 0-2 ans, 50 h.an^{-1} pour les 3-7 ans et 100 h.an^{-1} pour les plus de 8 ans (Dionan *et al.*, 1986). La valeur correspondante pour les zones méditerranéennes s'élève à 50 h.an^{-1} (CCE, 1995).

5.2. Comportements particuliers

Différentes enquêtes britanniques concernant l'utilisation des plages ont été réalisées (HMIP, 1991 ; Doddington *et al.*, 1989 ; MAAF, 1996). Elles proposent de nombreuses valeurs du temps passé sur les plages correspondant à des comportements particuliers (Tab. II).

Sur la base de ces études, le NRPB préconise par défaut les valeurs de 30 h.an^{-1} pour les nourrissons, 300 h.an^{-1} pour les enfants et 2000 h.an^{-1} pour les adultes (Robinson, 1996). Ces valeurs ont été utilisées pour l'étude de Guernesey et Alderney (Haywood *et al.*, 1997).

Le NRPB propose aussi de prendre en compte les voies d'exposition associées à l'utilisation des prés salés. Le paramètre de mode de vie est alors la durée de présence sur des prés salés. Il est évalué pour le groupe critique à 2000 h.an^{-1} pour les adultes et 300 h.an^{-1} pour les nourrissons et les enfants.

TABLEAU II

Temps passés sur les plages selon le comportement.

Time spent on the beach for different behaviours.

agriculteur faisant paître sur les prés salés	350-400 h.an ⁻¹
population utilisant la plage pour ses loisirs :	
promenade	150 h.an ⁻¹
pêche	320 h.an ⁻¹
équitation	240 h.an ⁻¹
ornithologie	80 h.an ⁻¹
autres sports	150 h.an ⁻¹
pêcheurs à pied	variable, pour ex. : 380-1000 h.an ⁻¹ (MAAF, 1996)
individus habitant sur un bateau	3000 h.an ⁻¹

La méthodologie européenne (CCE, 1995) propose par défaut pour le temps passé à la plage par les pêcheurs de l'Europe du Nord comme pour ceux de la Méditerranée la valeur de 1000 h.an⁻¹. Cette valeur est relativement cohérente avec celles des études anglaises.

En ce qui concerne les sites côtiers français, les études radioécologiques réalisées pour les dossiers réglementaires de COGEMA et d'EDF proposent des valeurs d'usage d'environ 200 h.an⁻¹ (200 ou 240 h.an⁻¹ selon les dossiers, soit environ 4 heures par jour pendant 2 mois) pour le groupe de référence constitué par les estivants (pas de distinction d'âge). Le groupe des pêcheurs à pied est aussi cité pour le comportement particulier « récolte des algues sur les plages » avec par exemple une valeur de 300 h.an⁻¹ (Anonyme, 1965).

6. Irradiation externe par les sédiments de fond

Cette voie d'exposition ne concerne que des groupes de population particuliers pouvant se trouver au contact des sédiments du fond des mers, par exemple les plongeurs sous-marins ou les pêcheurs dont les engins raclent les fonds marins et remontent à la surface des sédiments de fond. L'importance de cette voie d'exposition est fonction du temps passé près des sédiments de fond.

En ce qui concerne l'exposition des plongeurs aux fonds marins, il n'existe pas à notre connaissance de données précises. En faisant l'hypothèse que durant la majeure partie de leur durée de plongée, les pêcheurs se trouvent proches des sédiments de fond, il est possible d'utiliser les valeurs se rapportant à la baignade en mer (cf. Parag. 4).

La durée d'exposition des pêcheurs aux sédiments de fond est difficile à estimer car les pêcheurs ne sont pas toujours au contact d'engins porteurs de sédiments de fond. Cependant en l'absence de meilleure connaissance, l'hypothèse généralement faite est que pendant la totalité de leur vie professionnelle, les pêcheurs sont exposés à cette voie d'exposition. Le NRPB préconise par défaut la valeur de 2000 h.an⁻¹ (Robinson, 1996). Il en est de même dans les dossiers réglementaires de COGEMA et EDF qui proposent 1600 h.an⁻¹ à 2400 h.an⁻¹.

7. Ingestion par inadvertance d'eau de mer

7.1. Comportement moyen

Le NRPB considère qu'en moyenne 10 ml d'eau de mer sont avalés lors de chaque bain de mer. Il préconise par défaut pour les nourrissons (1 an) l'ingestion de 0,05 l.an⁻¹ et pour les enfants de 10 ans et les adultes 0,1 l.an⁻¹ (Robinson, 1996).

7.2. Comportements particuliers

Pour les groupes de population se baignant beaucoup (*cf.* Parag. 4) comme les nageurs ou les plongeurs, le NRPB propose l'ingestion par inadvertance de 0,2 l.an⁻¹ d'eau de mer pour les nourrissons et 0,5 l.an⁻¹ pour les enfants de 10 ans et les adultes (Robinson, 1996).

8. Inhalation par inadvertance d'eau de mer et exposition aux embruns

Cette voie d'exposition est liée à la fréquentation des bords de mer ou à la pratique du bateau pour des activités professionnelles (pêcheurs) ou de loisirs. Elle dépend donc du temps passé à la plage, à la baignade, ... (*cf.* paragraphes correspondants) et du débit respiratoire de l'individu (*cf.* Parag. 9).

À titre d'exemple, le NRPB considère qu'en moyenne 2 ml d'eau de mer sont inhalés lors de chaque bain de mer (Robinson, 1996).

9. Inhalation de l'air du panache

En fonctionnement normal, l'activité volumique à l'intérieur des bâtiments et l'activité volumique à l'extérieur sont considérées comme égales pour cette voie

d'exposition. Le seul paramètre de mode de vie intervenant pour cette voie d'exposition est donc le débit respiratoire.

9.1. Comportement moyen

Les débits respiratoires sont variables en fonction de l'âge. La méthodologie européenne (CCE, 1995) basée sur les valeurs de la CIPR 23 (CIPR, 1975) a été largement utilisée dans les études de sites (Tab. III) mais les valeurs de la CIPR 23 ont été réévaluées dans la CIPR 66 (CIPR, 1994) (Tab. IV).

TABLEAU III

Débits respiratoires en fonction de l'âge (CIPR 23).

Annual volumes inhaled at different ages (CIPR 23).

nourrisson (1 an)	1400 m ³ .an ⁻¹
enfant de 5 ans	4800 m ³ .an ⁻¹
enfant de 10 ans	5500 m ³ .an ⁻¹
adulte	8400 m ³ .an ⁻¹

TABLEAU IV

Débits respiratoires en fonction de l'âge (CIPR 66).

Annual volumes inhaled at different ages (CIPR 66).

nourrisson (1 an)	1900 m ³ .an ⁻¹
enfant de 5 ans	3200 m ³ .an ⁻¹
enfant de 10 ans	5600 m ³ .an ⁻¹
enfant de 15 ans	6500 m ³ .an ⁻¹
adulte	7300 m ³ .an ⁻¹

9.2. Comportements particuliers

La pratique de certaines activités physiques particulièrement dures peut conduire à des débits respiratoires plus importants. La CIPR 66 propose la valeur de 9200 m³.an⁻¹ pour les travailleurs en extérieur (par exemple les agriculteurs, les pêcheurs) (CIPR, 1994).

La valeur proposée par défaut pour l'adulte dans le logiciel FOCON96 de calcul d'impact dosimétrique dû aux rejets radioactifs dans l'atmosphère est 0,925 m³.h⁻¹ soit 8103 m³.an⁻¹ (Morin et Rommens, 1999 ; CIPR, 1995). Ce logiciel est utilisé

par l'Institut de protection et de sûreté nucléaire pour effectuer des calculs de doses à des groupes de référence dans le cadre de l'instruction des dossiers réglementaires de demande d'autorisation de rejets. L'étude des conséquences en France de l'accident de Tchernobyl réalisée avec le logiciel ASTRAL (Renaud *et al.*, 1997) utilise $7884 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$ pour un adulte vivant en milieu rural, $7884 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$ pour un adulte vivant en milieu urbain et $3504 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1}$ pour un enfant de moins de 5 ans.

10. Irradiation externe lors de baignade en rivière

Cette habitude de vie étant peu courante, les valeurs proposées ne s'appliquent pas à la population générale. Elles ne concernent que le groupe de population particulier pratiquant la baignade en rivière.

En l'absence de valeur spécifique, les valeurs concernant la baignade en mer peuvent être utilisées (*cf.* Paragr. 4).

La valeur d'usage intégrée dans le logiciel AQUAREJ (calcul de l'impact dosimétrique de rejets radioactifs liquides dans des cours d'eau) (Chartier, 1996) est $12 \text{ h} \cdot \text{an}^{-1}$. Ce logiciel est principalement utilisé pour évaluer des doses aux groupes de référence dans le cadre des dossiers réglementaires de demande d'autorisation de rejet.

11. Ingestion par inadvertance d'eau de la rivière

Une étude radioécologique réalisée autour du site de Capenhurst en Grande Bretagne présente un calcul de dose due à l'ingestion par inadvertance d'eau de la rivière Brook (Jackson *et al.*, 1997). Pour un enfant de 10 ans jouant régulièrement dans la rivière le taux d'ingestion d'eau a été estimé à $1 \text{ l} \cdot \text{an}^{-1}$. Cette valeur est pénalisante puisqu'elle est supérieure aux taux d'ingestion par inadvertance de l'eau de mer (*cf.* Parag. 7) d'un facteur 2 (comportements particuliers) à 10 (comportement moyen).

12. Irradiation externe par les sédiments des berges de rivière

Comme dans le cas de la baignade en rivière, cette voie d'exposition ne concerne que la fraction de population qui utilise les berges des rivières principalement à des fins de loisirs : pêche, promenade, randonnées, ...

Le NRPB recommande une valeur de $500 \text{ h} \cdot \text{an}^{-1}$ pour les adultes et les enfants et $30 \text{ h} \cdot \text{an}^{-1}$ pour les nourrissons (Robinson, 1996). Une enquête réalisée en Écosse

conduit pour des pêcheurs en rivière locaux à 320 h.an^{-1} d'occupation des berges (McKay *et al.*, 1993). Une revue des doses autour des sites anglais réalisée par le Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF) propose pour les sites à proximité de rivières ou de lacs des valeurs de temps passé sur les berges variant entre 360 et 1350 h.an^{-1} (MAFF, 1996). Dans (Dionan *et al.*, 1987), le temps passé par les adultes au bord de la Tamise est estimé à 100 h.an^{-1} .

La valeur d'usage intégrée dans le logiciel AQUAREJ (calcul de l'impact dosimétrique de rejets radioactifs liquides dans des cours d'eau) (Chartier, 1996) est 120 h.an^{-1} . Là encore, la valeur préconisée s'applique à un groupe de référence supposé avoir un comportement particulier de grande fréquentation des berges des cours d'eau.

13. Ingestion par inadvertance de sol ou de sable

L'ingestion de sol (ou de sable lorsque l'individu est à la plage) est une voie d'exposition potentielle de l'individu. Les jeunes enfants y sont plus exposés du fait de certains gestes : porter des objets à la bouche, sucer son pouce, etc. Ce paragraphe concerne l'ingestion par inadvertance normal, les comportements de type « pica » (ingestion délibérée de sol) ne sont pas examinés dans cet article.

13.1. Comportement moyen

Le NRPB propose des quantités ingérées par défaut de 100 mg.j^{-1} pour les nourrissons, 50 mg.j^{-1} pour les enfants de 5 ans, 30 mg.j^{-1} pour les enfants de 10 ans, 20 mg.j^{-1} pour les adolescents de 15 ans et 10 mg.j^{-1} pour les adultes (Robinson, 1996). Ces taux d'ingestion ne sont pas valables pour des lieux où l'individu passe une fraction peu importante de l'année, comme par exemple pour la plage. Dans ces cas, le NRPB préconise d'utiliser les quantités horaires particulières de 50 mg.h^{-1} pour les nourrissons, 20 mg.h^{-1} pour les enfants de 5 ans, 10 mg.h^{-1} pour les enfants de 10 ans et 5 mg.h^{-1} pour les adolescents de 15 ans et les adultes (Robinson, 1996).

De nombreuses études américaines ont été réalisées sur l'ingestion de sol (EPA, 1996). Les résultats s'échelonnent selon les âges des enfants entre 1 et 1000 mg.j^{-1} .

13.2. Comportements particuliers

Le NRPB propose les quantités ingérées par inadvertance pour le groupe de référence associé à cette voie d'exposition suivantes : 300 mg.j^{-1} pour les nourrissons, 200 mg.j^{-1} pour les enfants de 5 ans, 100 mg.j^{-1} pour les enfants de 10 ans, 50 mg.j^{-1} pour les adolescents de 15 ans et 30 mg.j^{-1} pour les adultes (Robinson, 1996).

Le NRPB ne cite pas de valeur particulière pour les quantités ingérées de sable des groupes de référence. La quantité ingérée moyenne du paragraphe 13.1. est donc proposée par défaut pour les groupes de populations qui fréquentent beaucoup la plage (cf. Parag. 5.2).

14. Inhalation de particules de sols remises en suspension

À tout moment, l'individu inhale des particules de sol en suspension dans l'air. L'importance de cette inhalation est fonction du débit respiratoire de l'individu, de la quantité de poussières en suspension dans l'air d'un lieu donné et du temps passé dans chacun de ces lieux.

Les valeurs couramment utilisées concernant les débits respiratoires sont citées au paragraphe 9.

14.1. Comportement moyen

Le NRPB considère qu'en temps normal, la quantité remise en suspension est d'environ $100 \mu\text{g.m}^{-3}$ (Green *et al.*, 1995).

14.2. Comportements particuliers

Le comportement à risque proposé par le NRPB pour la voie d'exposition « Inhalation de sol » est celui du labour des champs réalisé par les agriculteurs. Le NRPB considère qu'un agriculteur passe environ 300 h.an^{-1} à labourer ses champs et lors de ces travaux la quantité de poussières remises en suspension est de l'ordre de 10 mg.m^{-3} (Green *et al.*, 1995).

Conclusion

Les études des modes de vie français sont peu nombreuses et ne permettent pas de renseigner l'ensemble des paramètres nécessaires pour réaliser des études de sites (Tabl. IV). Les études britanniques sont beaucoup plus nombreuses. Sous réserve d'hypothèses de similitude des comportements, il est possible d'appliquer par défaut les valeurs britanniques dans le cas de sites français.

Dans l'optique d'effectuer un calcul de dose moyen et réaliste pour une population et en l'absence de valeurs spécifiques du site concerné, les valeurs moyennes présentées ici peuvent être utilisées.

Par contre, dans le cadre d'un calcul pour un groupe de référence réglementaire, les valeurs extrêmes, correspondant à des comportements particuliers seront utilisées. À noter que certains groupes de population présentent plusieurs des comportements particuliers identifiés. Par exemple, les agriculteurs passent plus de temps dehors et sont donc susceptibles d'être plus exposés au panache, et ils effectuent les travaux des champs et sont donc plus exposés à l'inhalation de particules de sol remises en suspension. De même, les plongeurs et les baigneurs sont plus exposés par la baignade en mer, l'exposition au sable ou aux sédiments de fond, l'ingestion par inadvertance d'eau de mer ou de sable et l'inhalation d'embruns. La recherche de ces groupes de population particuliers permet d'identifier des groupes de référence « combinés » pour différentes voies d'exposition.

Les valeurs données ici sont des valeurs utilisables par défaut qui permettent une première estimation des doses liées aux différentes voies d'exposition d'une population et donc une hiérarchisation de ces voies. Par la suite, le meilleur moyen d'affiner ces valeurs à l'échelle des différents sites français passe par la réalisation d'enquêtes locales pour connaître et quantifier précisément les habitudes de vie des riverains des sites. De telles enquêtes mériteraient en outre d'être effectuées régulièrement car les habitudes de vie évoluent vraisemblablement avec le temps.

TABLEAU IV
Liste des paramètres étudiés.
Parameters studied.

TEMPS PASSÉ
à l'extérieur/à l'intérieur
dans les champs
à proximité d'un site nucléaire
à la baignade en mer
à la baignade en rivière
sur la plage
en bord de rivières
près des sédiments du fond des mers
FACTEUR DE PROTECTION DE L'HABITAT
par rapport au panache
par rapport à l'irradiation directe
par rapport au dépôt
INGESTION PAR INADVERTANCE
d'eau de mer
d'eau de rivière
de sol ou de sable
DÉBIT RESPIRATOIRE
QUANTITÉ DE POUSSIÈRES REMISES EN SUSPENSION

RÉFÉRENCES

- Anon. (1965) *Rejets en mer des eaux résiduaires faiblement radioactives du Centre de La Hague. Etude des conséquences sur la santé des populations*, 45 p. et annexes, Commiss. Energie Atom., Dépt. Protect. Sanit. (Rapport interne).
- British Broadcasting Corporation (1978) *The peoples' activities and use of time*, BBC, Audience Research Department, London.
- Brown J., Jones J.A. (1993) Location factors for modification of external radiation doses. *Radiol. Prot. Bull.*, **144**, 10-13.
- Chartier M. (1996) *AQUAREJ - Notice Théorique*, Institut de protection et de sûreté nucléaire, Note Technique SEGR/SAER 95-74, Fontenay-aux-Roses, France.
- CIPR (1975) *Report of the task group on reference man*. ICPR Publication 23. Pergamon Press, Oxford.
- CIPR (1994) *Human respiratory tract model for radiological protection*. ICPR Publication 66. Pergamon Press Oxford.
- CIPR (1995) *Age dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 4 Inhalation dose coefficients*. ICPR Publication 71. Pergamon Press Oxford.
- Commission des Communautés Européennes (1995) *Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment*. Rapport établi conjointement par le CEA et le NRPB, Doc. N°V/3865/79-EN, Luxembourg.
- Despres A. (1996) *Contribution méthodologique à l'évaluation de l'impact dosimétrique du fonctionnement du site de Marcoule*. Institut de protection et de sûreté nucléaire, Rapport DPHD 96-01, Fontenay-aux-Roses, France.
- Dionan J., Muirhead C.R., Wan S.L., Wrixon A.D. (1986) *The risks of leukaemia and other cancers in Thurso from radiation exposure*. NRPB-R196, National Radiological Protection Board, Chilton, United Kingdom.
- Dionan J., Wan S.L., Wrixon A.D. (1987) *Radiation doses to members of the public around AWRE, Aldermaston, ROF, Burghfield and AERE, Harwell*. NRPB-R202, National Radiological Protection Board, Chilton, United Kingdom.
- Directive 96/29/Euratom du Conseil, du 13 mai 1996, fixant les normes de base relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultant des rayonnements ionisants.
- Doddington T.C., Camplin W.C., Caldwell P. (1989) *Investigation of external radiation exposure pathways in the eastern Irish Sea*. Fisheries Research Data Report N°22, Fisheries Laboratory Lowestoft, United Kingdom.
- EPA (1996) *Exposure factors handbook*. EPA/600/8-89/043, Washington, United States.
- Francis E.A. (1987) *Patterns of building occupancy for the general public*. NRPB-M129, National Radiological Protection Board, Chilton, United Kingdom.
- Gimeno L. (1996) *Mémoire de stage : le budget temps des Français*. Université Joseph Fourier, DESS d'Epidémiologie Appliquée, Institut de protection et de sûreté nucléaire, Fontenay-aux-Roses.
- Green N., Wilkins B.T., Hammond D.J., Davidson M.F. (1995) *Transfer of radionuclides to vegetables and other crops in an area of land reclaimed from the sea: a compilation of data*. NRPB M538, National Radiological Protection Board, Chilton, United Kingdom.
- Grimler G. (1992) *Les rythmes quotidiens en France - Résultats de l'enquête « Les emplois du temps des Français en 1985-1986 »*. Collection INSEE Résultats n°167-168, Consommation - Mode de vie, n°34-35, Paris.
- Haywood S.M. et al. (1997) *Assessment of doses and risks posed to the Bailiwick of Guernsey by the nuclear industry*. NRPB-R294, National Radiological Protection Board, Chilton, United Kingdom.

ÉTUDES D'IMPACT RADIOLOGIQUE AUTOUR DES SITES NUCLÉAIRES

- Her Majesty's Inspectorate of Pollution (1991) *Use of the Cumbrian Coastal Area*. DOE Report N° DOE/HMIP/RR/91/057.
- Jackson D., Gray J., Powell F., Roscoe P.A. (1997) Reconstruction of discharges and environmental doses from a former tritium facility at BNFL Capenhurst. *J. Radiol. Prot.* **17**, 239-252.
- Lange C. (1995) *Indoor deposition and the protective effect of houses against airborne pollution*. Riso National Laboratory, Roskilde, Denmark.
- Le Grand J., Roux Y. (1992) *Habitat, environnement urbain et facteurs de protection, Institut de protection et de sûreté nucléaire*. Note SEGR/LEPOP 92-19, Fontenay-aux-Roses, France.
- Likhtarev I., Kovgan L., Novak D., Vavilov S., Jacob P., Paretzke H.G. (1996) Effective doses due to external irradiation from the Chernobyl accident for different population groups of Ukraine. *Health Physics*, **70**, 87-98.
- McKay W.A., Bonnett P.J.P., Barr H.M., Howorth J.M. (1993) Radiological assessment of radioactivity in tide washed pastures in South-West Scotland. *J. Environ. Radioactivity*, **21**, 77-106.
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (1996) *Radioactivity in food and the environment*. 1995, London, United Kingdom.
- Morin A., Rommens C. (1999) *FOCON96 Version 1.0 Bibliothèque des données nucléaires de base, des paramètres radioécologiques et des coefficients de dose*. Institut de protection et de sûreté nucléaire, Note Technique SEGR/SAER 97-22 Indice 3, Institut de protection et de sûreté nucléaire, Fontenay-aux-Roses, France.
- Preston D.L., Kusumi S., Tomogura M. *et al.* (1994) Cancer incidence in atomic bomb survivors. Part III : leukaemia, lymphoma and multiple myeloma, 1950-87. *Radiat Res*, **137**, S68-S97.
- Renaud Ph., Beaugelin K., Maubert H., Ledenvic Ph. (1997) *Conséquences radioécologiques et dosimétriques de l'accident de Tchernobyl en France*. Institut de protection et de sûreté nucléaire Rapport IPSN 97-03, Institut de protection et de sûreté nucléaire, St Paul-lez-Durance, France.
- Robinson C.A. (1996) *Generalised habit data for radiological assessment*. NRPB-M636, National Radiological Protection Board, Chilton, United Kingdom.
- Robinson C.A., Mayall A., Attwood C.A., Cabianca T., Dodd D.H., Fayers C.A., Jones K.A., Simmonds J.R. (1994) *Critical group doses around nuclear sites in England and Wales*. NRPB-R271, National Radiological Protection Board, Chilton, United Kingdom.
- Simmonds J.R., Robinson C.A., Phipps A.W., Muirhead C.R., Fry F.A. (1995) *Risks of leukaemia and other cancers in Seascale from all sources of ionising radiation exposure*. NRPB-R276, National Radiological Protection Board, Chilton, United Kingdom.
- Stewart T.H., Fulker M.J., Jones S.R. (1990) A survey of habits of people living close to the Sellafield nuclear processing plant. *J. Radiol. Prot.*, **10**, 115-122.
- United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (1994) *Sources and effects of ionising radiation*. United Nations, New York.
- Völkle H., Murith C., Surbeck H. (1989) Fallout from atmospheric bomb tests and releases from nuclear installations. *Radiat. Phys. Chem.*, **34**, 261-277.
- Wilkins B.T., Simmonds J.R., Cooper J.R. (1994) *Assessment of the present and future implications of radioactive contamination of the Irish Sea coastal region of Cumbria*. NRPB-R267, National Radiological Protection Board, Chilton, United Kingdom.