ENSP
ECOLE NATIONALE DE LA SANTE PUBLIQUE
RENNES

Ingénieur du Génie Sanitaire

Promotion 2007

Etude de la radioactivité des eaux potables de Bretagne et perspective d'évaluation du risque sanitaire éventuel lié au radon

Présenté par :
Laurence Böhm

Lieu du stage :
DRASS de Bretagne

Référent professionnel :
Mr Daniel Marchand

Référent pédagogique :
Mr Christophe Goeury

Remerciements

En premier lieu, je remercie Monsieur Daniel Marchand, responsable du service Santé Environnement de la DRASS de Bretagne, pour m'avoir proposé ce sujet de mémoire.

J'adresse également mes remerciements à l'ensemble des personnes du service Santé Environnement qui par sa sympathie et sa bonne humeur a contribué au bon déroulement du mémoire.

Je tiens aussi à remercier toutes les personnes qui m'ont conseillées dans la conduite de mon étude ou qui m'ont fourni de la documentation, tout particulièrement :

Monsieur Christophe Goeury, référent pédagogique,
Monsieur Jean Carré, professeur à l'ENSP,
Monsieur Jean Jaouen, IGS à la DDASS de la Haute-Vienne,
Monsieur Letessier, directeur du laboratoire EICHROM,
Madame Janine Conan, technicienne DDASS du Finistère,
Madame Roselyne Aémon, IRSN.

Abstract

Radon is a naturally occurring gas, considered as the foremost natural radiological exposure agent. The International Agency for Research on Cancer (IARC) has, since 1987, identified the exposure to radon by inhalation as one of the causes of lung cancer.

In water, radon concentrations of 1000 Bq/l have been measured, which can lead to doses varying from 0,2 to 1,8 msv/year. An exposure via water is difficult to determine because the exposure by ingestion is tightly linked to the exposure by inhalation.

Brittany, being one of the regions the most concerned by the exposure of radon, drew up actions in the Regional Health and Environment plan as one of five steps.

In order to determine the health risks of radon in water, radon measures should be carried out in water.

Sommaire

INTRODUCTION **1**

I. RADIOACTIVITE DANS LES EAUX DE CONSOMMATION **3**

I.1. RADIOACTIVITE ET SOURCES DE RAYONNEMENT 3
I.2. EXPOSITION ET RADIOPROTECTION 6
I.3. LA RADIOACTIVITE DANS LES EAUX DE CONSOMMATION 8

II. LE RADON **11**

II.1. ORIGINE DU RADON 11
II.2. GENESE, TRANSPORT ET VARIATION D'EMANATION 13
II.3. EVALUATION DES EXPOSITION AU RADON 18
II.4. CONCENTRATIONS MESUREES DANS L'EAU 19
II.5. LA GESTION DU RADON : ACTIONS DU PNSE ET PRSE BRETON 23

III. REGLEMENTATION SUR LA RADIOACTIVITE DANS L'EAU **27**

III.1. REGLEMENTATION SUR LA RADIOACTIVITE ET LE RADON 27
III.2. RADON DANS L'EAU ET REGLEMENTATION 31
III.3. MODALITES D'APPLICATION DE LA REGLEMENTATION 32
III.4. LIMITES ET DIFFICULTES D'APPLICATION DE LA REGLEMENTATION 35

IV. EXPLOITATION DES DONNEES SUR LA RADIOACTIVITE A PARTIR DE LA BASE DE DONNEES SISE-EAUX **37**

IV.1. PRESENTATION DE LA BASE SISE-EAUX 37
IV.2. ETUDE SUR LA RADIOACTIVITE DES EAUX DE CONSOMMATION EN FRANCE 38
IV.3. ETUDE LA RADIOACTIVITE DES EAUX POTABLES DE BRETAGNE 43

V. .PRESPECTIVE A L'EVALUATION DU RISQUE SANITAIRE LIE AU RADON DANS L'EAU-DISCUSSION **47**

VI. CONCLUSION **51**

BIBLIOGRAPHIE **53**

LISTE DES ANNEXES ..... **I**

Liste des sigles utilisés

AEP	Alimentation eau potable
ANDRA	Agence Nationale pour la gestion des Déchets Radioactifs
ASN	Autorité de Sûreté Nucléaire
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
CAP	captage (SISE-Eaux)
CIPR	Commission Internationale de la Protection Radiologique
CIRC	Centre international de Recherche sur le Cancer
CSTB	Centre scientifique et technique du bâtiment
CSHPF	Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
COFRAC	Comité français d'accréditation
DDASS	Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DGS	Direction générale de la santé
DRASS	Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
DGUHC	Direction Générale de l'Urbanisme, de l'Habitat et de la Construction
DNEMT	Division nationale des eaux minérales et thermales
DTI	Dose totale indicative
ERP	Etablissements recevant du public
EURATOM	Communauté Européenne de l'Energie Atomique
IGS	Ingénieur du Génie Sanitaire
InVS	Institut de Veille Sanitaire
IPSN	Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire
IRSN	Institut de Radioprotection et de sûreté Nucléaire
MCA	Mélange de captage
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
OPRI	Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants
PNSE	Plan National Santé Environnement
PRQA	Plan Régional pour la Qualité de l'Air
PRSE	Plan Régional Santé Environnement
SISE-Eaux	Système d'Information en Santé Environnementale sur les eaux
TTP	station de traitement (SISE-Eaux)
UDI	Unité de distribution (SISE-Eaux)
UNSCEAR	United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

INTRODUCTION

La prise en compte du risque sanitaire lié au radon par les pouvoirs publics est récente en France. Elle a commencé suite à une campagne de mesure du radon dans les bâtiments lancée par l'Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire (IPSN) en 1992, où 27 départements potentiellement exposés au radon ont été identifiés, dont 3 en Bretagne. La publication de la circulaire du 27 janvier 1999, préconisant la mise en place de plans d'action départementaux, a marqué cette prise de conscience.

Ainsi depuis 2004, la gestion du risque lié au radon constitue une action du Plan National Santé Environnement (PNSE). Cette action vise à réduire l'exposition au radon dans l'habitat existant et depuis 2005, un Plan National Radon (2005-2008) pour la gestion du risque lié au radon a été mis en place.

Du fait de la nature géologique de son sous-sol, la Bretagne est une des régions métropolitaines les plus concernées par le radon. Une étude menée par l'Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) a montré que 20% des décès par cancer du poumon en Bretagne seraient attribuables au radon. La région a donc intégré la réduction de l'exposition au radon comme un des 5 objectifs prioritaires du Plan Régional Santé Environnement (PRSE). L'action 17-4 liée à cet objectif concerne particulièrement la contribution de l'eau potable à l'émission de radon dans l'habitat. La question du risque lié au radon dans l'eau est en effet fréquemment posée par la population, très sensible à la qualité de l'eau en Bretagne.

En terme de réglementation, la Directive européenne 98/83/CE a fait entrer la surveillance de la radioactivité des eaux dans le cadre réglementaire existant, mais elle excluait le radon. Depuis 2001, une recommandation de la Commission européenne concernant le radon dans les eaux de consommation a introduit deux niveaux de seuil d'intervention.

D'une manière générale, les publications concernant les effets sur la santé de la radioactivité via l'eau de consommation sont peu nombreuses. Ce mémoire s'inscrit donc dans ce contexte de manque de connaissances sur le risque sanitaire lié à la radioactivité dans l'eau de consommation et en particulier sur le radon. En outre, une action du Plan National Radon (2005-2008) préconise de mettre en place une étude sur l'exposition au radon via les eaux d'adductions publiques.

L'objectif du mémoire est donc de donner des éléments de réponses aux interrogations sur le risque radon dans l'eau de consommation en Bretagne à partir de la bibliographie et des données disponibles sur le radon.

Après avoir abordé quelques notions sur la radioactivité et la radioprotection, une revue bibliographique sur le radon permettra d'appréhender la problématique du radon dans l'eau de consommation.

Par la suite la réglementation sur la radioactivité dans l'eau et une étude sur la radioactivité des eaux potables de Bretagne à partir des données de la base nationale SISE-Eaux seront présentées.

Enfin, en terme de discussion, les limites et éléments manquants à la perspective d'évaluation du risque sanitaire lié au radon dans l'eau permettra de proposer des pistes pour la poursuite de l'étude sur le radon dans l'eau de consommation en Bretagne

I. RADIOACTIVITE DANS LES EAUX DE consommation

Dans cette première partie, quelques notions essentielles sur la radioactivité et la radioprotection vont être présentées afin de mieux appréhender le thème de ce mémoire. Par la suite, les types de radionucléides présents dans l'eau, les expositions et concentrations mesurées seront abordés dans une partie sur la radioactivité des eaux de consommation.

I.1. RADIOACTIVITE ET SOURCES DE RAYONNEMENT

La radioactivité est la propriété qu'ont certains noyaux atomiques de se transformer spontanément en noyaux ayant d'autres propriétés, transformation qui est accompagnée par l'émission d'un rayonnement (Delacroix, 2007).

La radioactivité est un phénomène naturel qui existe depuis que les atomes se sont formés, il y a des milliards d'années, au commencement de l'univers. Tous les atomes sont bâtis sur le même modèle: un noyau formé de protons et de neutrons autour duquel gravitent des électrons.

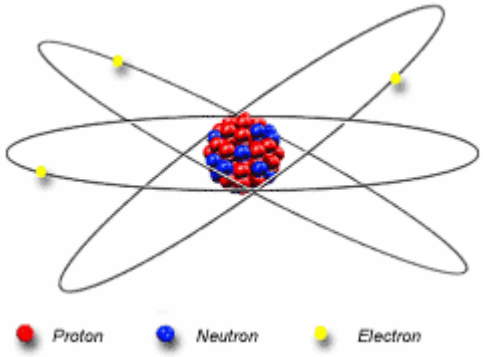


Figure 1 : Représentation d'un atome (ANDRA, 2007)

Dans la nature certains noyaux sont stables et restent indéfiniment identiques à eux-mêmes et d'autres sont instables. Cette instabilité peut être due soit à un excès de protons ou de neutrons soit à un excès des deux. Pour acquérir une meilleure stabilité, ces derniers expulsent à un moment donné une partie de la matière et de l'énergie qu'ils contiennent en émettant des rayonnements: C'est la **radioactivité** (Delacroix, 2007).

Les radionucléides aussi appelés radioisotopes, ou radioéléments, sont donc des atomes dont le noyau est instable. Ces radionucléides existent naturellement ou sont produits artificiellement.

Les rayonnements émis lors de la désintégration des noyaux sont de 3 types (ANDRA, 2007) :

- Le rayonnement alpha (α): émission d'un noyau d'hélium constitué de 2 protons et de 2 neutrons. La portée dans l'air de ces particules est de quelques centimètres, elles sont arrêtées par une simple feuille de papier ;
  Ex : désintégration du radium en radon : $^{226}Ra \rightarrow {}^{222}Rn + \alpha$.

- Le rayonnement Bêta (ß): transformation d'un neutron en proton accompagnée par l'émission d'un électron. Il suffit d'une feuille d'aluminium ou d'une vitre en verre pour interrompre le parcours des électrons.
  Ex: désintégration du tritium en hélium : ^{3}H -> ^{3}He + ß.
- Le rayonnement gamma (γ): émission d'un rayonnement électromagnétique, de même nature que la lumière visible ou les rayons X, mais beaucoup plus énergétique et donc plus pénétrant. Plusieurs centimètres de plomb ou plusieurs décimètres de béton sont nécessaires pour les arrêter.

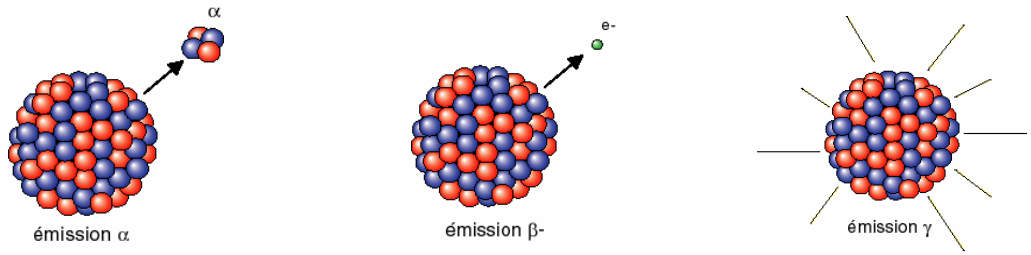


Figure 2:Les différents types de rayonnements (ANDRA, 2007)

Ces rayonnements sont dits ionisants parce que leur énergie est suffisante pour arracher un électron à un des atomes d'une structure moléculaire. L'énergie des rayonnements ionisants émis caractérise aussi le radionucléide. C'est en transférant une partie de cette énergie qu'ils agissent sur les organismes vivants.

Dans le cadre du contrôle de la qualité radiologique des eaux de consommation, les activités alpha et bêta globales sont mesurées. En cas de dépassement des valeurs guides de ces activités, la recherche de radionucléides spécifiques naturels et/ou artificiels est procédée. Au final une dose d'exposition est calculée, dont la valeur permet d'estimer le risque sanitaire.

Les principaux radionucléides naturels dans l'eau émettant des rayonnements alpha et bêta sont présentés dans le tableau 1 ci-dessous.

Rayonnements émis	**Radionucléides**
Rayonnement alpha	Uranium-238 et 234, Thorium-230 et 232, Radium-226, Polonium-210, 211, 212, 214 Radon-222. Plutonium-238, 239, 240 Américium-241
Rayonnement bêta	Plomb-210, 211, 212, 214 Radium-228 Thallium-207

Tableau 1 : Type de rayonnements émis par les radionucléides (Gambini, Granier, 1997).

La période radioactive est le temps nécessaire pour que la moitié des atomes radioactifs initialement présents se soit désintégrée spontanément, soit en fait le temps au bout duquel l'activité initiale est divisée de moitié (demi-vie). Cette période peut être très différente selon les éléments, pouvant par exemple être retrouvés dans l'eau (Gambini, Granier, 1997):

12,35 ans pour le tritium
$1{,}3.10^{9}$ ans pour le potassium-40
$4{,}47\ 10^{9}$ ans pour l'uranium-238
$1{,}6.10^{-4}$ s pour le Polonium-214
3,8 jours pour le radon

Les deux principales sources d'exposition de la population française au rayonnements ionisants sont les irradiations d'origine naturelle (58%) ou artificielle (42%) (Figure 3).

Concernant les rayonnements ionisants d'origine artificielle, 41% est attribuable à la médecine et 1% est d'origine industrielle (Billon et al, 2004). Dans l'industrie, les utilisations de la radioactivité sont multiples : la production d'électricité, la conservation des aliments (ionisation), le contrôle des soudures en métallurgie, la stérilisation du matériel médical ou la détection des incendies. La radioactivité produite de manière artificielle est aussi utilisée en chimie, biologie (étude des cellules), géologie, archéologie (datation), agriculture (ANDRA, 2007).

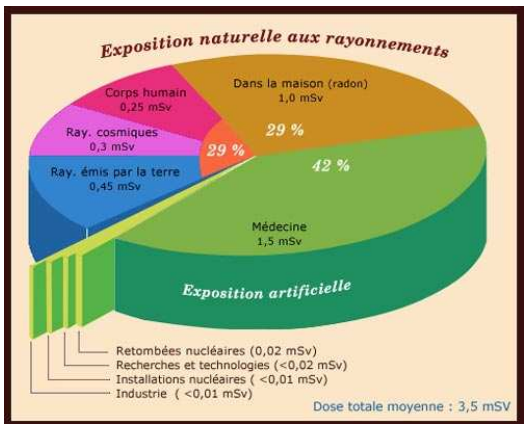


Figure 3 : répartition des différents types de radioactivité (ANDRA, 2007)

L'exposition à la radioactivité naturelle est due essentiellement au radon (29%) aux rayonnements d'origine cosmique (10%), aux rayonnements d'origine tellurique (10%) et à l'eau et aux aliments (10 %).

Les rayonnements cosmiques ont pour origine le bombardement continu de la terre par des particules chargées de hautes énergies issues de l'espace intersidéral. Les principaux radionucléides d'origine cosmique sont le tritium (^{3}H), le béryllium (^{7}Be), le carbone-14 (^{14}C), le sodium-22 (^{22}Na) (Picat et al., 2002). Les facteurs de variabilité des doses dues aux rayonnements cosmiques sont l'altitude et l'activité solaire (Billon et al, 2004).

L'exposition à ce rayonnement passe de 0,5 mSv par an et par personne au niveau de la mer à 1,7 mSv par an et par personne à 4000 mètres d'altitude. A l'altitude de croisière d'un avion, le rayonnement cosmique est 150 fois plus élevé qu'au niveau de la mer (IRSN, 2007).

Les rayonnements telluriques sont émis par de nombreux éléments radioactifs présents dans l'écorce terrestre. La terre contient ainsi une vingtaine de radionucléides primordiaux dont les principaux sont le potassium-40, le rubidium-87 et les radionucléides appartenant aux familles radioactives de l'uranium-238 et 235 et du thorium 232 présentées en Annexe 1 (Gambini, Granier, 1997).

Le radon, gaz naturel radioactif, provient de la désintégration de l'uranium présent dans la couche terrestre. Une présentation détaillée du radon sera faite dans la partie 2 de ce mémoire.

Les principaux facteurs de variabilité des débits de dose des rayonnements d'origine tellurique sont la géologie sous-jacente (Billon et al, 2004). Le rayonnement tellurique varie selon la nature du sol et change ainsi d'une région à l'autre.

L'exposition externe (dose équivalente annuelle) est de 0,30 mSv en moyenne pour un sous sol de craie et de 1 mSv pour un sous sol de granite. Il varie de 0,5 mSv dans le bassin parisien à 1 mSv en Bretagne ou dans le Massif central contre 8 à 17,5 mSv dans certaines régions du Brésil (Gambini, Granier, 1997). En France les seuls rayonnements telluriques exposent la population à des doses moyenne 0,4 mSv/an (Crouail, 1998).

I.2. EXPOSITION ET RADIOPROTECTION

Selon la manière dont les rayonnements atteignent l'organisme, on distingue deux modes d'exposition : externe et interne.

L'exposition externe de l'homme aux rayonnements provoque une irradiation externe. Elle a lieu lorsque celui-ci se trouve exposé à des sources de rayonnements qui lui sont extérieures. L'exposition externe peut concerner tout l'organisme ou une partie seulement de celui-ci. Elle cesse dès que l'organisme n'est plus dans la trajectoire des rayonnements.

L'exposition interne (contamination interne) est possible lorsque les substances radioactives se retrouvent à l'intérieur de l'organisme, provoquant une irradiation interne. Elles ont pu pénétrer par inhalation, par ingestion, par blessure de la peau, et se distribuent dans tout l'organisme. L'exposition ne cesse que lorsque les substances radioactives ont disparu de l'organisme par élimination naturelle et décroissance radioactive, après un temps plus ou moins long (IRSN, 2005).

Les manifestations pathologiques d'une radioexposition sont classées en fonction des lois qui régissent leur apparition en effets déterministes et stochastiques (Gambini et Granier, 1997).

Les effets déterministes sont déterminés par des évènements antérieurs à leur manifestation et sont déclenchés par la mort d'un grand nombre de cellules. Ils n'apparaissent qu'au dessus d'une dose seuil et leur gravité augmente avec la dose.

Les effets stochastiques sont les conséquences probabilistes à long terme, chez l'individu ou sa descendance, de la transformation d'une cellule. Ils ont pour origine une lésion non ou mal réparée d'une molécule d'ADN, responsable d'une mutation. Ils n'ont pas de seuil et la gravité reste la même quelque soit la dose.

A l'exception de situations accidentelles impliquant des expositions à fortes doses et leurs conséquences déterministes, la radioexposition concerne le plus souvent des expositions à faibles doses pour lesquelles se pose le problème de l'induction de phénomènes stochastiques. Afin de déterminer le risque encouru lors de telles expositions, il convient de définir des relations dose-effet.

Concernant l'évaluation des risques stochastiques, le modèle de la publication 60 de la Commission Internationale de Protection Radiologique (CIPR), datant de 1990 est internationalement reconnu et fait figure de référence. Afin d'établir la relation dose-effet du

risque cancérogène, des extrapolations à partir des études épidémiologiques ont été nécessaires, notamment la cohorte « Life Span Study » (Survivants des bombardements d'Hiroshima et Nagasaki). La publication 60 du CIPR propose l'utilisation d'une relation linéaire sans seuil pour évaluer les effets sanitaires des faibles doses (Gambini et Granier, 1997).

La radioprotection est un ensemble de mesures destinées à assurer la protection de l'homme et de son environnement contre les effets néfastes des rayonnements ionisants. Trois unités principales sont utilisées en radioprotection (tableau 2) chacune servant respectivement à quantifier trois grandeurs qui dépendent de l'activité d'une source, de son énergie et des effets biologiques susceptibles d'être engendrés suite à une exposition (Delacroix, 2006 ; IRSN, 2005**).**

Grandeurs mesurées	**Définitions**	**Unités**
Activité (A)	Nombre de désintégrations par seconde	Becquerel (Bq)
Dose absorbée (H)	Quantité d'énergie transférée à la matière	Gray (Gy)
Dose équivalente	Effet des rayonnements sur l'organisme	Sievert (Sv)

Tableau 2 : Unités de grandeurs mesurées en radioprotection (IRSN, 2007).

L'activité (A) représente le nombre de désintégration qui se produit par unité de temps. L'activité est exprimée en Becquerel (Bq) correspondant à une désintégration par seconde

La dose absorbée (H), correspond à la quantité d'énergie absorbée par une unité de masse de matière irradiée et s'exprime en gray (Gy).

La dose équivalente est égale à la dose absorbée multipliée par un facteur de pondération (Wr) qui tient compte de l'effet biologique lié à la nature et à l'énergie du rayonnement. Elle est exprimée en sievert.

La dose efficace est une dose biologique qui sert à évaluer l'exposition d'une personne individuelle aux rayonnements. Elle correspond à la somme des doses équivalentes délivrées aux différents organes et tissus d'un individu, pondérée par un facteur propre à chaque organe ou tissu. L'unité de dose efficace est aussi le sievert.

A titre d'exemple, la dose efficace individuelle due au radon et à ses descendants est en moyenne d'environ 1,2 mSv par an en France (Gambini, Granier, 1997).

Les eaux minérales et les aliments peuvent contenir naturellement des éléments radioactifs d'origine cosmique et tellurique. Ainsi, l'organisme humain compte en moyenne 4500 Bq en potassium 40 et 3700 Bq en carbone 14. En France, la dose efficace individuelle due aux radionucléides de l'eau minérale est de l'ordre de 0,02 à 1,24 mSv par personne et par an. (Mitivier, Roy, 1997).

I.3. LA RADIOACTIVITE DANS LES EAUX DE CONSOMMATION

I.3.1. TYPE DE RADIONUCLEIDES RETROUVES

La radioactivité naturelle dans les différents compartiments aquatiques se répartit de la façon suivante :

- La radioactivité des eaux marines est d'environ 14 Bq/l dont 95% sont dus au potassium-40 présent dans la mer sous forme de bicarbonate.
- La radioactivité des eaux douces varie selon les régions de 0,07 à 11 Bq/l.
- Les eaux minérales ont souvent une radioactivité élevée, qui peut dépasser 40 Bq/l dans des régions ou les roches sont riches en uranium et thorium (Gambini, Granier, 1997).

Les eaux de surfaces sont en moyenne peu radioactives, celles minérales gazeuses le sont davantage. L'activité bêta est essentiellement due au potassium-40. Les eaux de sources et minérales contiennent aussi des éléments des familles naturelles de l'uranium et du thorium, en particulier le radium et les descendants à vie longue du radon (Rannou, 1999).

Les eaux minérales contiennent des éléments radioactifs dont les concentrations varient en fonction de la nature géologique des terrains traversés, du temps de contact (age de l'eau), de la température, de la solubilité des éléments retrouvés. Les radionucléides les plus significatifs avec leurs teneurs moyennes sont le potassium-40, l'uranium naturel, le radium-226 et radon et le thorium (DNEMT, BRGM, 2000).

Certains radionucléides comme le potassium-40 se désintègrent en donnant directement un élément stable. D'autres comme l'uranium-238 et 235, le thorium-232 conduisent par décroissances radioactives successives à une dizaine de radionucléides puis à un isotope stable du plomb (Pellegrini et al.1998). L'ensemble de ces filiations constitue les familles radioactives naturelles. Les filiations (uranium-238 et thorium-232) des principaux radionucléides d'origine naturelle retrouvés dans l'eau sont présentées en Annexe 1.

Potassium 40

Il représente 0,01% du potassium naturel, ce dernier étant assez abondant dans l'écorce terrestre (23g /Kg). Les eaux minérales contiennent entre 1 et 200 mg/l de potassium naturel (DNEMT, BRGM, 2000).

L'Uranium

L'uranium est naturellement présent dans l'eau à des concentrations pouvant aller de 0,01 µg/L à 1500 µg/L. Ces concentrations très variables reflètent les concentrations dans les roches. Les activités humaines peuvent modifier ces concentrations naturelles : exploitation des gisements naturels, libération dans les déchets d'usine, émissions de l'industrie nucléaire et combustion de charbon et autres combustibles. Les engrais phosphatés, qui peuvent contenir de l'uranium à des concentrations pouvant atteindre 150 mg/kg, contribuent également à la teneur en uranium des eaux souterraines. Pour l'Uranium-238, les concentrations mesurées dans les eaux potables conduisent à des doses par ingestion de respectivement 0,5 µSv (Picat et al, 2002). La concentration en uranium dans les eaux minérales est en général faible et ne dépasse pas les 2 µg/l (DNEMT, BRGM, 2000).

Le Radium

Descendant de l'uranium, les teneurs en Radium-226 dans les eaux minérales sont faibles de l'ordre du picogramme mais dont l'activité peut être importante (DNEMT, 2000).

Le Radon

Il est en général très abondant dans les eaux souterraines et les eaux minérales. A l'émergence, il n'est pas rare de rencontrer des concentrations allant jusqu'à plusieurs centaines de mBq/l. Cependant le radon s'échappe de l'eau dès qu'il est en contact avec l'air. Ce phénomène peut se traduire par des accumulations de radon dans les réservoirs de stockage, ainsi que dans les galeries où sont situées les captages des sources minérales (DNEMT, BRGM, 2000).

Le Thorium

Il compte 6 isotopes naturels, le plus abondant étant le Thorium-232. La solubilité du thorium dans les eaux souterraines est très faible et la teneur dans l'eau dépasse rarement 1 µg/l (DNEMT, BRGM, 2000).

Le Tritium

Le tritium, isotope de l'hydrogène, est un des constituants de la molécule d'eau, contrairement aux autres isotopes présents sous forme dissoute ou associée aux suspensions dans les eaux brutes. L'activité en tritium dans les eaux, liée à sa seule production naturelle correspond à des concentrations qui se situent entre 0,12 et 0,24 Bq/l.

Une contribution résiduelle anthropique explique les dépassements de valeurs réellement observées dans l'environnement. L'utilisation du tritium à des fins militaires (bombes thermonucléaires) et civiles (production d'électricité d'origine nucléaire et ses déchets) sont les principales voies de production de tritium d'origine artificielle. Les rejets industriels seraient d'environ 0,06 Kg/an (Belot et al, 1996).

Le tritium constitue un marqueur de la présence de radionucléide artificiel dans l'eau destinée à la consommation humaine et représente un indicateur de la qualité radiologique des eaux lors du contrôle sanitaire de celle ci.

Bien que la réglementation sur les eaux minérales ne fixe aucun paramètre de qualité concernant la radioactivité, l'Office de protection contre les Rayonnements Ionisants (OPRI) a procédé à des analyses de radioactivité des eaux de toutes les nouvelles sources.
Ainsi les valeurs d'activité en radionucléides dans les eaux minérales sont les suivantes :

+ Activité bêta totale : < 1Bq/l
+ Activité alpha totale : entre 0,01 et 1Bq/l
+ Radium : entre 0,01 et 1Bq/l
+ Potassium naturel : jusqu'à 2600 Bq/l
+ Tritium : < 10 Bq/l

Une étude sur la radioactivité des eaux d'adduction à partir des données de la base SISE-Eaux nationale est proposée dans la partie 4 de ce mémoire.

Les eaux se chargent en éléments chimiques au cours de leur progression depuis la surface de l'aquifère jusqu'à l'émergence. Lors de ce parcours, elles vont rencontrer voire séjourner dans des roches à fortes teneurs en éléments radioactifs. Le temps total de parcours et de séjour est donc un paramètre favorable à la présence de radionucléides dans l'eau. (DGS, 2001)

Les radionucléides sont présents dans les eaux brutes sous forme dissoute, particulaire ou associée aux matières en suspension. La mobilité et le comportement dans l'eau des radionucléides dépendent de leurs propriétés physico-chimiques. Dans le domaine des eaux douces, de nombreuses études ont été réalisées pour caractériser les échanges

des radionudéides entre phases solide et liquide constituant les compartiments physiques des écosystèmes naturels. Ces échanges dépendent des conditions physiques, chimiques et biologiques régnant dans le milieu (Garnier et al.,1997).

I.3.2. EVALUATION DES EXPOSITIONS

Le calcul de la dose efficace, pour des faibles doses d'exposition, est utile pour comparer l'importance relative de différentes sources d'exposition aux rayonnements ionisants.

Les doses reçues suite à une exposition naturelle sont à la fois externes (effets des rayonnements cosmiques et telluriques) et internes (inhalation de gaz, ingestion de radionucléides par les aliments et l'eau). La dose individuelle due à la radioactivité naturelle reçue chaque année par une personne est en moyenne, d'après l'UNSCEAR (1993) de 2,4 millisieverts (mSv), avec la répartition suivante pour les doses efficaces annuelles chez l'adulte (Gambini et Granier, 1997):

- Rayonnements cosmiques : 0,39 mSv ;
- Rayonnements telluriques : 0,46 mSv ;
- Radionucléides dans l'organisme (radon exclu) : 0,23 mSv ;
- Radon et descendants : 1'30 mSv.

La consommation régulière d'eaux minérales peut entraîner une exposition additionnelle de 0,1 jusqu'à 0,3 mS/an. En Suisse, la contribution naturelle à l'exposition interne par ingestion est estimée à 0,4 mS/an. (^{238}Uranium et ^{232}Thorium) (Murith, Gurtner, 1999). Au Canada, la contribution annuelle moyenne de tous les radionucléides par voie interne est de l'ordre de 1,6 mSv dont 1,1 mSv provient des produits de désintégration du radon inhalé, le reste venant de l'ingestion des radionucléides présents dans l'eau et les aliments.

A partir des mesures concernant les eaux minérales françaises, des doses efficaces que recevaient les consommateurs ne buvant que des eaux minérales ont pu être calculées. Pour un adulte qui ne consommerait qu'une eau faiblement radioactive, la dose annuelle engagée sur 50 ans serait voisine de 0,03 mSv. Pour une eau gazeuse saline, la dose efficace engagée annuelle serait comprise entre 0,02 mSv à 1,24 mSv (Mitivier,Roy, 1997 ; Rannou, 1999).

La contribution du radon-222 dissous dans l'eau et de ses descendants à vie courte est estimée par l'UNSCEAR à 1,8 µSv/an. (Gambini, Granier, 1997). En ce qui concerne le Potassium-40 et l'Uranium-238, les concentrations mesurées dans les eaux potables conduisent à des doses par ingestion respectivement de 0,5 et 0,3 µSv/an (Picat et al, 2002).

Au niveau des impacts sanitaires, l'hypothèse prudente de la CIPR est qu'il n'y a pas de seuil d'exposition en dessous duquel le risque est nul et que le risque d'effets pathologiques induits par l'exposition est directement proportionnel au niveau de l'exposition. La valeur actuelle du coefficient de probabilité de mortalité par cancer sur la durée de la vie, recommandé par la CIPR, est de 0,05 pour un sievert, pour des doses et des débits de dose faibles et pour l'ensemble de la population (Tort, 1997).

L'OMS a émis des recommandations concernant la qualité de l'eau de boisson en fixant le niveau de référence de la dose efficace engagée attribuable à l'eau de boisson à 0,1 mSv par an, soit environ *5* % de la dose efficace moyenne annuelle d'origine naturelle (OMS, 1994). De ces recommandations a découlé toute la réglementation européenne sur la qualité radiologique des eaux de boisson. Examinons maintenant la situation concernant le radon dans l'eau.

II. Le radon

Le radon est un gaz d'origine naturelle, dont la concentration varie selon la nature géologique du sol. Il a fait l'objet de nombreuses études et mesures dans les atmosphères confinées des bâtiments, où il peut s'accumuler et atteindre des concentrations élevées. Ainsi depuis 2004, la gestion du risque lié au radon constitue une action du Plan National Santé Environnement (PNSE) et depuis 2007 une action prioritaire du PRSE de Bretagne.
Cette partie sur le radon permet de dresser l'état des connaissances sur le radon à partir des études sur le radon issues de la littérature et de quelques données disponibles sur des mesures de radon dans l'eau (Finistère).

II.1. ORIGINE DU RADON

Le radon-219, le radon-220 et le radon-222 sont les principaux isotopes radon parmi les 27 actuellement connus. Ils appartiennent aux trois familles radioactives naturelles et sont formés par désintégration alpha du parent radium (Pellegrini et al.). Le radon (^{222}Rn) appartient à la série de désintégration de l'uranium-238, l'actinon (^{219}Rn) de l'uranium-235 et le thoron (^{220}Rn) appartient à la série de désintégration du thorium dont les caractéristiques sont présentées dans le tableau 3 ci-dessous :

Isotope	Nom	période	Famille	père	Rayonnements émis
^{222}Rn	radon	3,8 j.	^{238}U	^{226}Ra	alpha
^{220}Rn	Thoron	55,6 s.	^{232}Th	^{224}Ra	alpha
^{219}Rn	actinon	4,0 s.	^{235}U	^{223}Ra	alpha

Tableau 3 : Caractéristiques physiques des radioisotopes du radon (Pellegrini et al.)

- Le Radon (^{222}Rn) est largement distribué dans l'atmosphère en raison de sa période relativement longue. Sa contribution à l'exposition humaine est la plus importante.
- Le thoron (^{220}Rn) émane du sol en quantité cent fois plus importante que le radon 222, mais disparaît très vite dans l'atmosphère en raison de sa brève période.
- L'actinon (^{219}Rn), pratiquement non mesurable dans l'atmosphère (très courte période), est de loin le moins abondant pour une raison : l'uranium naturel ne contient que 0,7% d'uranium 235 pour 99.3% d'uranium-238 (Gambini et Granier, 1997).

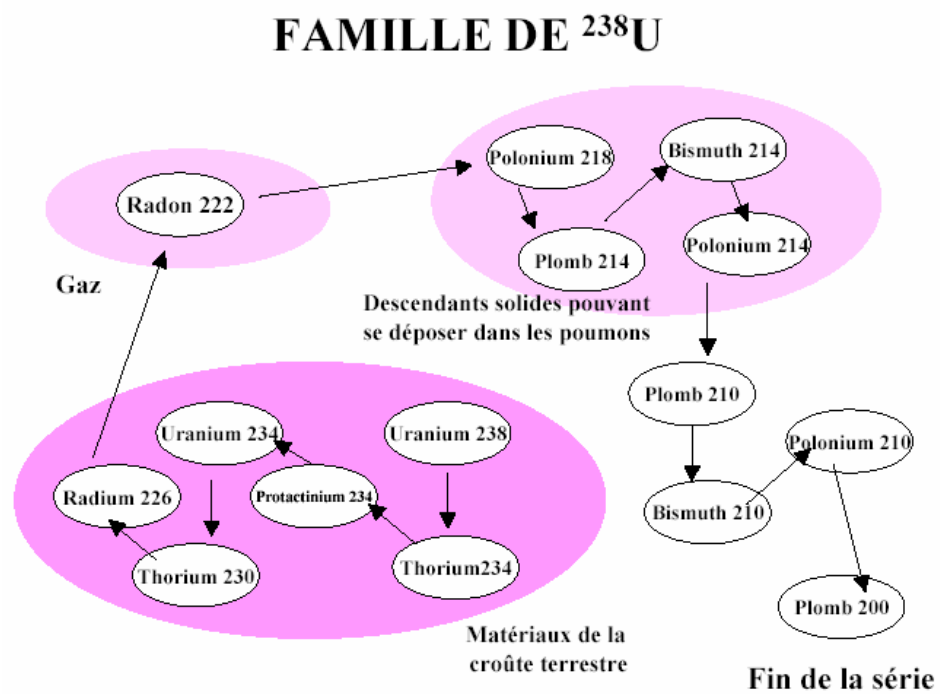
Etant donné la période de vie relativement longue du Radon (^{222}Rn) comparé aux autres isotopes, seule cette forme sera prise en compte pour la suite du mémoire.

Le radon-222 descend de la chaîne de désintégration de l'uranium-238 (tableau 4, figure 4) et sa présence dans l'environnement est liée à celle de son ascendant, le radium-226, dans les roches et les sols. Les descendants à vie longue du radon comme le Plomb-210 et Polonium-210 sont pris en compte pour le calcul de la Dose Totale Indicative (DTI), lors du contrôle de la qualité radiologique des eaux de consommation.

FAMILLE DE L'URANIUM-238			
radionucléides	**Symbole**	**Période**	**Émissions principales**
Uranium-238	^{238}U	$4,5 \times 10^{9}$ a	α
Thorium 234	^{234}Th	24 j	β, γ
Protactinium 234m	^{234m}Pa	1,2 min	β, γ
Uranium- 234	^{234}U	$2,5 \times 10^{5}$ a	α, γ
Thorium 230	^{230}Th	$7,7 \times 10^{4}$ a	α, γ
Radium 226	^{226}Ra	$1,6 \times 10^{3}$ a	α, γ
Radon 222	^{222}Rn	3,83 j	α
Polonium 218	^{218}Po	3,1 min	α
Plomb 214	^{214}Pb	27 min	β, γ
Bismuth 214	^{214}Bi	20 min	β, γ
Polonium 214	^{214}Po	$1,6 \times 10^{-4}$ s	α, γ
Plomb 210	^{210}Pb	22,3 a	β, γ
Bismuth 210	^{210}Bi	5,01 j	β
Polonium 210	^{210}Po	138 j	α
Plomb 206	**^{206}Pb**	**stable**	**aucune**

Tableau 4 : Descendants de l'Uranium-238

Figure 4 : Représentation de la famille de l'Uranium-238



Les principales propriétés physico-chimiques du radon sont les suivantes (Pellegrini et al) :

- C'est un gaz incolore et inodore (famille des gaz nobles) ;
- C'est un des gaz les plus lourds avec une densité 7,5 fois celle de l'air ;
- Le radon est soluble dans les liquides. La solubilité du radon est une fonction inverse de la température: Vers 0°C, l'eau dissout deux fois plus de radon qu'à température ambiante ;
- Le radon est encore plus soluble en milieu organique et se sorbe très facilement sur certains solides comme le charbon.

II.2. GENESE, TRANSPORT ET VARIATION D'EMANATION

II.2.1. GENESE

La teneur de l'eau en radon est conditionnée par les caractéristiques géologiques, géochimiques et lithologiques. Le tableau 5 fournit quelques ordres de grandeur de la concentration en radon-222 dans les eaux souterraines (Sabroux, 1998) :

Lithologie de l'aquifère	**Activité en radon 222 dans l'eau en Bq/l**
Granites	500
Roches métamorphiques	150
Basaltes	15
Sables	10
Calcaires	1

Tableau 5: Concentration en radon-222 dans les eaux souterraines

Les eaux en roche granitique sont plus souvent chargées en éléments radioactifs, mais ce n'est pas toujours le cas et des eaux en roches sédimentaires le sont parfois plus comme c'est le cas pour le ^{226}Ra dans les eaux des départements de l'Allier (Oligocène), des Landes (Crétacé et Miocène) et de la Haute Marne (grès du Trias) ou pour l'uranium dans les eaux de la Vienne (craie du Turonien) (Gambini, Granier, 2006).

La plupart des sols contiennent naturellement de l'uranium en proportion variable, dont dépend l'ampleur des émanations de radon. Le radon-222 est issu de la désintégration de l'uranium-238 et se forme donc dans les matériaux naturels contiennant de l'uranium. Ce dernier est un élément naturel qui existe en petites quantités (élément trace) dans la plupart des roches et sa répartition est fonction de la composition chimique des magmas qui ont formé la croûte terrestre (Baubron, Boudot, 2000).

L'uranium se concentre ainsi dans les liquides issus de la différenciation magmatique, comme les granites et les basaltes. Il est surtout présent dans les roches du type granites (2 à 5 ppm), notamment les granites blancs (riche en muscovite ou mica blanc). Par comparaison, le basalte en contient beaucoup moins (0,5 à 2 ppm) (Baubron, Boudot, 2000).

Il y a peu d'uranium au niveau des roches sédimentaires carbonatées du type calcaire et sa présence dépend de l'origine des matériaux qui les composent. Ainsi les argiles issues de la transformation chimique (altération) ou mécanique (érosion) de matériaux d'origine continentale (granites), déposées dans les parties de bassins sédimentaires marins, peuvent

être riches en uranium et génératrices de radon. Des argiles résultant de la décalcification des calcaires peuvent aussi contenir du radon en présence conjointe de matière organique (Delpont, Tilloloy, 2002).

Le facteur d'émanation du radon dans un milieu poreux dépend, en autres, de la nature des grains solides et de leur chimie. Des études sur la caractérisation des principaux paramètres géologiques et pédologiques qui influencent les sources de radon ont pu mettre en évidence que certaines roches (leucogranites, granodiorites, granites), contenant le plus d'uranium (jusqu'à 8 ppm) pouvaient libérer jusqu'à 100 Bq/m^3 de radon dans l'air (Ielsch et al, 2001/ Ielsch, Cuney, 2004).

II.2.2. MODE DE TRANSPORT

Lors de sa formation, le radon peut avoir deux comportements : ou bien il reste inclus dans la matrice cristalline radifère ou bien il s'en échappe et rejoint l'espace des pores de la roche ou du sol (radon émané). Il peut ensuite être véhiculé par les fluides (air ou eau) jusqu'à l'atmosphère libre (radon exhalé) et ce, en quantité importante pour les atomes formés dans les couches proches de l'atmosphère (Pradel et al. 2001).

Le radon, émis par une roche sera transporté plus ou moins rapidement vers la surface en fonction d'une part de la perméabilité des terrains (fissuration, fracturation) et d'autre part de la vitesse du fluide (gaz, eau souterraine, vapeur d'eau dans la zone non saturée) qui le transporte. Les voies de transfert du radon comprennent l'émanation puis le transport soit par diffusion soit par advection/convection (Baubron, Boudot, 2000).

L'EMANATION

L'émanation est le processus qui permet au radon de sortir de la roche où il est contenu. L'uranium et le radium étant inclus dans les grains des roches, le radon gazeux peut s'échapper du grain selon deux mécanismes : *L'énergie de recul* (énergie cinétique) lors de la désintégration ou la *diffusion* à partir de la surface de la phase solide.

Le mécanisme de recul est le phénomène le plus important dans l'émanation du radon. Au moment de la désintégration du radium, le noyau de l'atome de radon néoformé acquiert une énergie dite de recul qui se traduit par un déplacement de l'atome de radon dans la direction opposée à celle de la particule alpha émise par l'atome de radium (Ielsch, 2001).

Le radon va alors migrer, toujours par différence de concentration, dans l'espace libre des pores de la roche. L'émanation est d'autant plus forte que la surface d'échange roche-air sera grande, et donc que la porosité sera élevée et la microfacturation intense (Delpont, Tilloloy, 2002). La présence d'eau dans les pores favorise l'émanation du radon, qui va émaner ainsi en plus grande proportion à partir d'un matériau saturé en eau, qu'à partir du matériau sec. (Pellegrini et al, 1998).

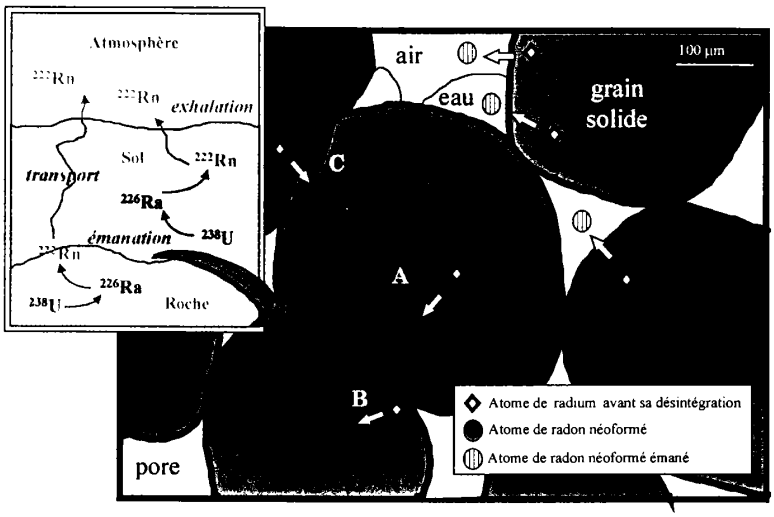


Figure 5: shéma descriptif des mécanismes d'émanation et d'exhalation du radon extrait de (Ielsch, 2001).

MODES DE TRANSPORT

- Transport par diffusion

La diffusion[1] est le premier processus de transfert du radon dans le sol, qui résulte d'un gradient de concentration en radionucléide. A la proximité de la surface du sol, le déséquilibre entre l'atmosphère, pauvre en radon et le sol, génère une migration du sol vers l'atmosphère. L'essentiel du radon observé à proximité immédiate du sol est issu des minéraux constituant ce sol (SGF, BRGM, 2001).

- Transport par advection/convection

Le radon, qui n'a pas de mobilité propre (gaz dense, pas de réaction chimique, concentration infime), ne doit sa mobilité qu'à celle des gaz du sol (gaz carbonique et azote principalement) et de l'eau du sol qui le transportent. La circulation du gaz dans la zone non saturée du sol se fait par différence de pression (advection[2]) ou par différence de température (convection[3]). La pression est en effet plus grande en profondeur qu'en surface et la température plus élevée en profondeur qu'en surface

- Sorption/désorption

En parallèle aux mécanismes de transport décrits ci-dessus, il convient de considérer le phénomène de sorption/ désorption du radon au niveau de certaines phases solides. La sorption tend à limiter la migration du radon puisque les solides sont généralement immobiles. La désorption peut par contre être à l'origine de l'exhalation de bouffées de radon, suite par exemple à un brusque changement de teneur en eau du milieu poreux ou de sa température (Pellegrini et al, 1998).

[1] La diffusion est un procédé physique passif de transport de matière, résultant de l'agitation moléculaire (mouvement brownien) qui tend à équilibrer les concentrations moléculaires d'un système non homogène.
[2] L'advection est un procédé physique actif de transport de matière, dont l'énergie est donnée par une différence de pression (mouvement des pressions élevées vers des faibles pressions).
[3] La convection est un procédé physique actif de transport de matière dont l'énergie est donnée par une différence de température (mouvement des températures élevées vers les faibles températures).

Comme réseau de transport, le radon va emprunter les voies de dégazage naturel et de circulation d'eau via les fissures, diaclases, fractures et failles qui fragmentent la croûte terrestre. La vitesse de transport par advection/convection est plus importante que par diffusion. En outre, les zones où se font les circulations de gaz sont des zones de plus grandes perméabilités, qui ont été généralement utilisées pour la circulation de fluides dans le passé, au cours de l'histoire géologique. Elles sont relativement enrichies en uranium, et possèdent donc un pouvoir émanateur important. A l'aplomb des failles, la quantité de radon émise par le sol est donc importante (Baubron, Boudot, 2000).

Grâce à ces propriétés, le radon est utilisé comme traceur des structures géologiques car il est considéré comme un traceur efficace de l'émergence des fractures perméables sous des terrains de couverture (type altérites) (Weng et al., 2004 ; Reddy et al, 2005). Les concentrations en radon dans les eaux souterraines sont susceptibles d'apporter des informations sur la surface de contact entre l'eau et la roche ainsi que d'être utilisés comme un traceur des échanges hydrauliques entre les différentes zones de l'aquifère (Ledruillenec, 2005). L'utilisation du radon pour rechercher un exutoire de nappe d'eau souterraine et estimer son débit repose sur le contraste des teneurs en radon-222 entre les eaux libres et les eaux souterraines (Sabroux, 1998).

L'EXHALATION

Le terme exhalation regroupe les deux étapes, émanation et transport du radon. Seule une infime partie de radon émis par les grains des roches va atteindre l'atmosphère, l'essentiel ayant disparu par désintégration radioactive pendant le parcours dans le sol (Delpont, Tilloloy, 2002).

L'exhalation fait que les couches superficielles sont appauvries en radon sur une certaine profondeur. Tout se passe comme si tous les atomes de radon émanés de cette fraction du sol étaient exhalés. Le flux moyen d'exhalaison à la surface des continents est de l'ordre de 10 000 atomes de radon-222 par mètre carré et par seconde (la valeur de 8 800 atomes par mètre carré et par seconde est retenue, par exemple) (NCRP, 1984).

L'importance du risque sanitaire lié à la remontée du radon en surface va principalement dépendre des facteurs suivants :

+ La capacité des formations à émettre de grandes quantités de radon, fonction directe de la teneur en uranium des roches constituant la formation.
+ La faculté qu'aura par la suite ce radon à transiter vers la surface en fonction de la porosité et de la fracturation du sol.

TRANSPORT DES DESCENDANTS DU RADON 222

Les produits de filiation du radon sont des particules solides dont le comportement diffère de celui du radon. Ils sont présents dans l'air sous forme de particules sub micrométriques qui peuvent être libres ou attachés à des substrats de tailles variables. Toutes ces particules peuvent être facilement inhalées ou se fixer sur des surfaces, mais peuvent aussi être éliminées par ventilation (SGF-BRGM, 2001).

Compte tenu des périodes radioactives de ces différents isotopes, ce sont les atomes de plomb-210, dont la période radioactive est égale à 22,3 ans, qui sont majoritaires en nombre. Dans le sol, le plomb-210 est fortement retenu et migre peu. Il est lié à la matière organique et peut rejoindre les eaux par érosion des particules du sol. Dans l'eau, le plomb

forme des composés avec les anions de l'eau tels que les hydroxydes, carbonates et phosphates, qui sont peu solubles. Le comportement dans le sol et dans l'eau du polonium-210 a été peu étudié. Dans l'eau, il est essentiellement sous forme particulaire.

Au niveau de l'atmosphère, peu de travaux sur les mesures des descendants du radon sont disponibles dans la littérature et elles concernent les stations thermales. Dans ces établissements, les variations journalières de l'activité volumique des descendants dans l'atmosphère sont importants et sont dépendantes de l'activité thermale et de la ventilation des locaux, tout comme pour le radon (Aémon, 2003).

II.2.3. PARAMETRES DE VARIATION D'EXHALATION DU RADON

La source principale de radon dans l'atmosphère est constituée par le sol et dans une moindre mesure l'eau. Son émanation par le sol est fonction de la nature du sol et de sa teneur en uranium. Les concentrations moyennes les plus élevées en radon sont observées dans les départements à sous sol granitique, celles les plus faibles dans les départements à sous sol sédimentaire. La concentration dans l'air varie en fonction des conditions météorologiques et au cours de la journée avec généralement des valeurs minimales pendant la journée et maximales pendant la nuit. Les concentrations varient rapidement avec l'altitude. Les concentrations à l'air libre sont comprises typiquement entre 0,1 Bq/m^3 et 100 Bq/m^3 (terrain granitique uranifère) (Rannou, 1999).

Les principaux facteurs susceptibles de modifier les concentrations en radon dans l'habitat sont la géologie sous-jacente, la saison, les matériaux de construction de l'habitat, la ventilation et le mode de chauffage. Les conditions atmosphériques (vitesse du vent, pression atmosphérique, humidité) participent également à la modification des concentrations en radon (Billon et al, 2004).

L'exhalation du radon en surface du sol et sa concentration dans l'atmosphère est variable selon les changements des paramètres météorologiques tels que les précipitations, la pression atmosphérique, la vitesse du vent ou la température.

- une diminution de *pression atmosphérique* entraîne une croissance du flux de radon à la surface du sol
- Une croissance de la *vitesse du vent* a pour conséquence d'accentuer les turbulences dans les basses couches atmosphériques et entraîne une baisse de la concentration en radon dans l'atmosphère.
- Une sécheresse importante peut entraîner, par exemple, la dessiccation du sol et la formation de fissures le long desquelles le radon migre alors plus facilement vers la surface, en particulier si le sol est riche en smectites (argiles meubles)
- L'influence de l'humidité du sol est fonction des caractéristiques physiques de celui-ci. Après un événement pluvieux, la concentration en radon dans le sol tend à augmenter du fait d'une émanation plus importante, tandis que le flux de radon en surface du sol diminue (Ielsch G., 2000).

Il existe également des *variations diurnes* de la concentration en radon dans les basses couches atmosphériques, qui s'expliquent par des changements de conditions de diffusion atmosphérique. En effet, la concentration en radon est plus importante pendant la nuit qu'en milieu de journée. Cela est dû au phénomène d'inversion de température. D'après la littérature, les plus fortes concentrations en radon dans la basse atmosphère sont observées entre minuit et 8 h (Robé et Tymen, 1998 ; Ielsch G., 2000).

Des *variations saisonnières* sont également à noter : l'exhalation du radon est plus faible en hiver, du fait d'un taux d'humidité plus élevé dans le sol dû aux précipitations plus importantes (Ielsch G., 2000/Pinault, Baubron, 1997).

II.3. EVALUATION DES EXPOSITIONS AU RADON

Le radon dans l'eau domestique entraîne une exposition humaine par ingestion et par inhalation. Le radon peut être ingéré par la consommation directe d'eau de distribution. Le radon s'échappe dans l'air ambiant par l'eau de distribution, ce qui entraîne une exposition par inhalation.

II.3.1. EXPOSITION DANS L'AIR

Le radon qui a depuis longtemps été étudié pour traiter du cas des expositions des mineurs d'uranium puis celles des travailleurs du sous-sol et enfin de celles de l'ensemble de la population exposée à ce gaz présent dans les maisons (IPSN, 2000). Les expositions naturelles à ce gaz et à ses descendants à vie courte peuvent être importantes. La limite d'exposition du public prescrite par la Directive européenne 96/29/EURATOM, de 1 mSv/an (dose au corps entier engagée sur 50 ans), est atteinte pour une concentration d'environ 66 Bq/m^3 de radon dans les habitations (Pradel et al. 2001).

Comme les autres gaz rares, le radon inhalé, du fait de sa faible réactivité chimique, a peu d'affinité avec le milieu biologique et est presque entièrement ré-exhalé Le nombre d'atomes désintégrés pendant son séjour dans les poumons n'est pas très élevé. Par contre les descendants inhalés se fixent dans les poumons et peuvent émettre des rayonnements très énergétiques. Le radon est donc un indicateur du nombre de descendants émetteurs alpha présents dans l'air (DNEMT, BRGM, 2000).

L'impact des isotopes gazeux du radon (^{222}Rn et ^{220}Rn) chez l'homme est lié à l'existence de descendants solides émetteurs alpha à courte vie (^{218}Po, ^{214}Po et ^{212}Bi) qui se déposent dans les voies respiratoires. Les doses annuelles dues à l'inhalation des ^{222}Rn et ^{220}Rn sont estimées respectivement à 60 et 10 μSv (Picat et al, 2002).

Le radon est en général abondant dans les eaux souterraines et à l'émergence il est possible de rencontrer des concentrations de quelques dizaines à plusieurs centaines de becquerels par litre. Cependant le radon s'échappe de l'eau lorsqu'il est mis à l'air libre. Ce phénomène peut se traduire par des accumulations de radon dans les réservoirs de stockages (centre thermaux, stations de traitement) ou dans les galeries où sont situés les captages des sources d'eaux minérales (DNEMT, BRGM, 2000).

Au niveau des stations thermales, l'inhalation des descendants à courte vie du radon constitue ainsi la principale source d'exposition loin devant l'ingestion des eaux thermales radioactives. Les évaluations des doses dues au radon sont généralement effectuées sur la base des résultats des mesures intégrées du radon sur plusieurs mois. Mais en raison des fortes variations temporelles des teneurs en radon et en descendants dans l'atmosphères des stations, ces meures peuvent sous estimer la teneur en radon lorsque la source de radon est l'eau thermale ou la surestimer dans le cas ou le radon est issu du sol et s'accumule dans les locaux lors du confinement nocturne et de l'arrêt de la ventilation. Des études réalisées dans les établissements thermaux étrangers ont montré que l'exposition annuelle des travailleurs thermaux peut être conséquente et atteindre quelques dizaines de millisieverts par an (Aémon, 2003).

Dans sa recommandation sur le radon, la commission européenne indique que pour un système d'approvisionnement en eau individuel, l'exposition résultant du radon présent dans l'eau est un phénomène assez semblable à l'exposition au radon dans les logements. Par

conséquent, il y aurait lieu d'appliquer des critères de protection radiologique semblables. Si l'on considère les voies d'exposition par ingestion et par inhalation, la dose efficace annuelle qui résulte d'une eau ayant une teneur en radon de 1 000 Bq/l est, dans l'état actuel des connaissances, très comparable à celle qui résulte d'une concentration de radon à l'intérieur d'un bâtiment de 200 Bq/m^3, soit le niveau de la valeur guide préconisée dans les bâtiments neuf par la recommandation 90/143/Euratom.

Les descendants du radon, pour la plupart émetteurs alpha, sont des éléments métalliques, de période relativement courte, mais suffisamment longue pour pouvoir se fixer sur les noyaux de condensation atmosphérique (poussières) et former dans l'atmosphère un aérosol de fines particules radioactives. Ils se déposent à la surface de l'épithélium respiratoire que les particules alpha irradient localement (Gambini et Granier, 1997).

Les dommages provoqués par les rayonnements alpha des descendants du radon peuvent être source de mutations pouvant conduire au cancer. Les expérimentations animales et les études épidémiologiques ont identifié le cancer du poumon comme danger induit suite à l'inhalation du radon. En 1987, le CIRC a classé le radon comme cancérogène pulmonaire certain pour l'homme.

II.3.2. EXPOSITION PAR L'EAU

Dans son rapport de 1993, le Comité scientifique des Nations unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) a estimé que la dose efficace engagée résultant de l'ingestion de radon dans l'eau s'élevait à 10^{-8} Sv/Bq pour un adulte et était un peu plus élevée pour un enfant. En 1998, le *National Research Council* des États-Unis d'Amérique a présenté un facteur de conversion de $0{,}35.10^{-8}$ Sv/Bq.

Cette commission n'a pas trouvé de preuves scientifiques suffisantes pour déterminer des estimations de doses distinctes pour les différentes catégories d'âge. Outre le facteur de conversion, la dose par ingestion dépend également de la consommation d'eau annuelle.

Les estimations concernant la dose efficace engagée annuelle, absorbée par un adulte à la suite de l'ingestion d'eau contenant 1 000 Bq/l, varient entre 0,2 mSv et 1,8 mSv, en fonction de la consommation annuelle d'eau et de la fourchette de facteurs de conversion utilisée. (JOCE, 2001).

II.4. CONCENTRATIONS MESUREES DANS L'EAU

II.4.1. CONCENTRATIONS MESUREES DANS L'EAU

Les études menées dans les États membres ont montré que les concentrations de radon dans les eaux de surface sont très basses, généralement très inférieures à 1 Bq/l. Les concentrations dans les eaux souterraines peuvent varier de 1 à 50 Bq/l pour les aquifères rocheux dans les roches sédimentaires, de 10 à 300 Bq/l pour les puits, et de 100 à 1 000 Bq/l dans les roches cristallines. Les concentrations les plus élevées sont généralement associées à de fortes concentrations d'uranium dans le socle rocheux. Les concentrations de radon dans les aquifères rocheux se caractérisent par une grande variabilité (JOCE, 2001).

En 2001, une campagne de mesure du radon a été effectuée dans le Finistère au niveau de 20 captages, dont les caractéristiques géologiques (granites, schistes) pouvaient présager la présence de radon. Les résultats des mesures et les caractéristiques des

captages sont présentés dans le tableau 6. La recherche de ces captages dans la base de donnée SISE-Eaux a permis de retrouver des valeurs de l'activité alpha pour certains captages mesurées ultérieurement.

Localisation du prélèvement	Commune	Géologie	Activité Radon Bq/l	Activité alpha Bq/l
Cap. Kan Vras 2	Plounéour-Menez	granite	77	
Cap. du Crec	Irvillac	grès, schistes et quartzites	37	< LD
Cap. Castel Nevez sup.	La Foret Landerneau	quartzites	110	< LD
Cap. de Briantel 4	Hanvec	schistes et quartzites	140	< LD
For. de Goasvez	Logona Daoulas	schiste et calcaire	66	
Cap. Hengoat	Sizun	grès de Saint Rivoal schistes et quartzites	33	< LD
Cap.du Roudour	Comana	schistes et quartzites	320	0,08
Cap. Landeda	Landeda- "Tromenec"		200	
Cap. Kerlohen	Tréglonou		220	
For. Marc'Hallac'h	Ploneïs	Leuco granite clair/sombre et roche métamorphique.	100	
For. de Lesaff	poullan sur mer			< LD
For. de Lesaff		micaschiste et complexe orthogneissique	81	
Cap. du Bois Daniel	Elliant	granit à deux micas	630	0,28
Cap. de Traon- Huel	Brasparts	schistes et quartzites silero-dévonien	42	< LD
Cap. de Runigou-Vihan	Lothey	schistes quartzique, grès et schistes noirs	120	0 ,07
For. Nouveau de Guernic	Bannalec	granit	240	0,09
Cap. de Kerlen	Rédéné	Leucogranite hercynien et orthogneiss	480	< LD
Cap. de Kerlen	Rédéné		560	0,08
For. Kerhalvé	Arzano	Leucogranite folié, micaschistes à biotites, filons de quartz	180	0,19

Tableau 6 : mesures du radon dans des captages du Finistère (DDASS 29, 2001)

Les activités en radon sont très variables en fonction des captages : 33 et 630 Bq/l. D'après la recommandation de la Commission européenne de 2001, si la concentration en radon est comprise entre 100 et 1 000 Becquerels par litre, il serait souhaitable de mettre en place des actions correctives en vue de diminuer l'exposition au radon.

Par ailleurs, les fortes valeurs en radon ne sont pas corrélées avec une activité alpha globale globale importante au niveau du même captage.

II.4.2. CONCENTRATIONS MESUREES DANS L'AIR SUITE AU DEGAZAGE DE L'EAU

Le dégazage de l'eau lié à son utilisation dans le bâtiment contribue à élever la concentration en radon dans le bâtiment. Une teneur en radon de 1000 Bq/l dans l'eau du robinet donne 100 à 200 Bq/m^3 dans l'air intérieur en fonction de son utilisation et du renouvellement d'air du bâtiment (CSTB, 2007).

Dans l'habitat, l'augmentation de la concentration de radon dépend de divers paramètres tels que la consommation totale d'eau dans l'habitation, le volume de l'habitation

et la vitesse de ventilation. L'UNSCEAR et le *National Research Council* estiment que 1 000 Bq/l de radon dans l'eau de distribution entraînent une augmentation de la concentration de radon dans l'air à l'intérieur des bâtiments de l'ordre de 100 Bq/m^3 en moyenne (JOCE, 2001).

La directive 96/29/Euratom a identifié le thermalisme comme étant une activité professionnelle pendant laquelle les travailleurs sont exposés à des sources naturelles de rayonnement. Le radon dissous dans l'eau thermale se retrouve par dégazage dans l'atmosphère intérieure des différents locaux des stations thermales. Les valeurs d'activité volumique de radon mesurées dans les eaux thermales françaises et étrangères s'échelonnent de la centaine à plusieurs dizaines de milliers de becquerels par litre d'eau. Selon le type de soins pratiqués, l'activité volumique de radon dans l'air est très variable, elle est tributaire de l'alimentation en eau thermale et donc en radon et la ventilation des différents locaux. Des évaluations dosimétriques ont montré que l'exposition des travailleurs peut atteindre plusieurs dizaines de millisieverts par an (Aémon, 2003).

Dans les stations de traitement de l'eau, une étude allemande portant sur 122 stations dans le Land du Rheinland Pfalz a mis en évidence des concentrations dans les bâtiments des stations pouvant atteindre 76 000 Bq/m^3. Les mesures de radon à l'entrée et à la sortie de station ont mis en évidence un dégazage du radon de 82%, pour des stations ayant des chaînes de traitements développées. Les concentrations maximales en radon dans l'eau étaient de 306 Bq/l en entrée de station et 165 Bq/l en sortie de station (MIAS, 2004).

En Bavière, dans 4,7 % des stations de traitement, il avait été mesuré des doses supérieures à 20 mSv/an, dose limite d'exposition pour le travail recommandée par la directive 96/29/Euratom (Körner, Reifenhauser, 2005).

En France, une campagne de mesures du radon dans une station de pompage effectuée dans le département de Haute Vienne a été effectuée récemment dont les premiers résultats nous ont été communiqués par Jean Jaouen, IGS à la DDASS de Haute Vienne.

Les mesures de radon ont été effectuées toutes les heures au niveau de la station de pompage (80 cm au dessus du bassin) du captage des "Gorges Ouvertes" en Limousin entre le 21 mars et le 24 mai 2007. Le captage présente un débit de 150 m^3/jour, ce qui correspond à une petite station et ne fait l'objet que d'un traitement par désinfection en sortie de réservoir.

Les résultats montrent qu'en une journée, l'activité en radon peut passer d'une valeur de 30 à 49 530 Bq/m^3. Pendant la période de mesures, les moyennes quotidiennes ont varié de 958 à 9 032 Bq/m^3.

La figure 6, ci-après, représente l'évolution moyenne de la concentration horaire en radon au dessus du bassin de stockage du captage « Les gorges Ouvertes » sur la période 22 mars-24 mai et la figure 7 l'évolution de la concentration moyenne journalière

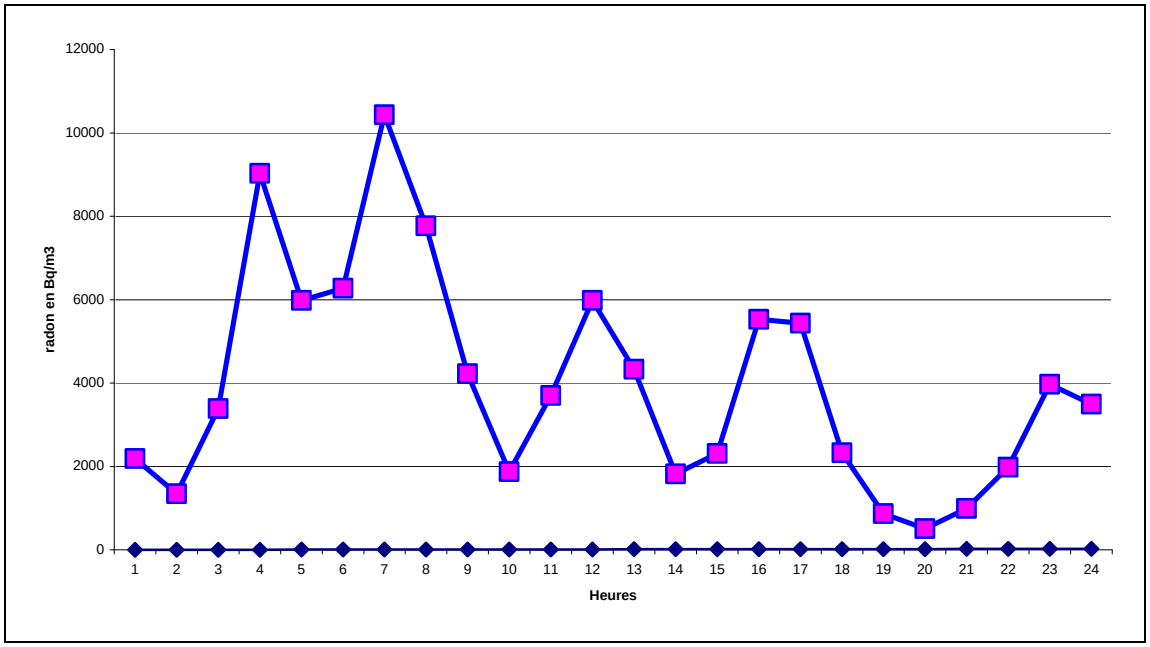


Figure 6: Evolution moyenne de la concentration horaire en radon au niveau du captage « Les gorges Ouvertes » sur la période 22 mars-24 mai (J.Jaouen, 2007)

Sur la figure 7, la concentration en radon est plus importante pendant la nuit qu'en milieu de journée. Cette élévation de la concentration pourrait être liée au pompage nocturne de l'eau et au confinement des locaux. Ces chiffres sont importants pour une station de faible débit.

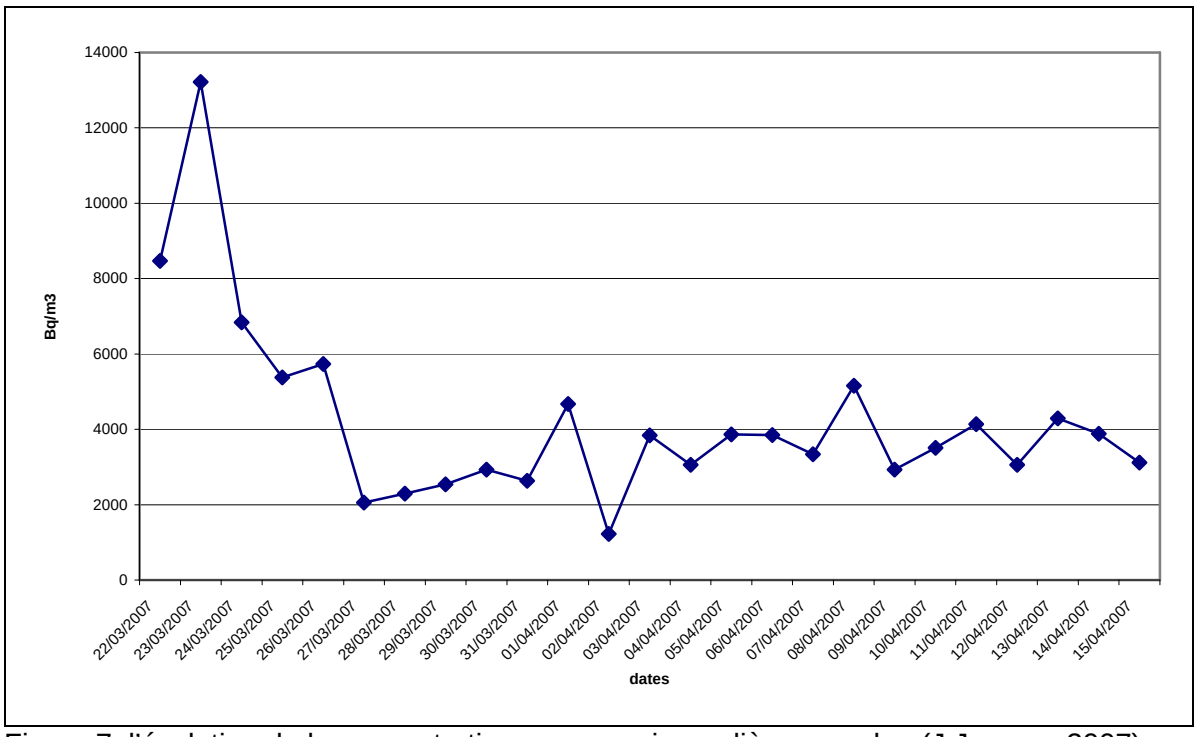


Figure 7: l'évolution de la concentration moyenne journalière en radon (J.Jaouen, 2007)

L'évolution de la concentration moyenne journalière pendant la campagne de mesure met en évidence les importantes variations de concentration de radon dont les causes pourraient être d'origine météorologique et qui doit faire l'objet d'une étude prochaine.

Compte tenu des valeurs importantes de radon mesurées dans les stations de traitement et dans l'eau, il serait intéressant de faire des mesures du radon au niveau des réservoirs de stockage des stations de traitement de l'eau dans les départements prioritaires bretons afin de vérifier l'activité radiologique du radon est aussi importante que dans le Limousin.

II.5. LA GESTION DU RADON : ACTIONS DU PNSE ET PRSE BRETON

La recommandation 90/143/Euratom relative à la protection de la population contre les dangers résultants de l'exposition au radon à l'intérieur des bâtiments a adopté des niveaux de références et de conception pour le radon à l'intérieur des bâtiments. Le niveau de référence pour la mise en œuvre de mesures correctives dans les bâtiments existants étant fixé à 400 Bq/m^3 et au niveau de la conception pour les constructions futures à 200 Bq/m^3

Sur la base d'une campagne de mesures réalisée par l'Institut de protection et de sûreté nucléaire (IPSN) et des Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS) entre 1992 et 2000, 27 départements prioritaires concernant le risque radon ont été définis dont 3 en Bretagne (Carte 1). Ces départements ont été classés prioritaires lorsque la moyenne départementale était supérieure ou égale à 100 Bq/m^3

La circulaire du 27 janvier 1999 a permis de lancer officiellement la campagne de mesures du radon dans les établissements recevant du public (ERP), notamment dans les établissements d'enseignement des zones géographiques prioritaires, où deux niveaux d'actions pour les bâtiments existants ont été définis (ASN, 2001) :

- 400 Bq/m^3, niveau issu de la recommandation européenne du 21 février 1990
- 1000 Bq/m^3, niveau au dessus duquel il est nécessaire d'engager une action immédiate pour abaisser l'exposition au radon.

Cette circulaire du 27 janvier 1999 constitue le point de départ officiel des actions menées par les pouvoirs publics pour réduire le risque lié au radon.

II.5.1. AU NIVEAU NATIONAL, LE PNSE

La gestion du risque lié au radon constitue une des 45 actions du Plan National Santé Environnement (PNSE), publié par le Gouvernement en juin 2004 et mentionné dans le rapport annexé à la loi du 9 août 2004 relative à la politique de santé publique. L'action 17 du PNSE vise à réduire l'exposition au radon dans les bâtiments à usage d'habitation et à mieux évaluer le risque.

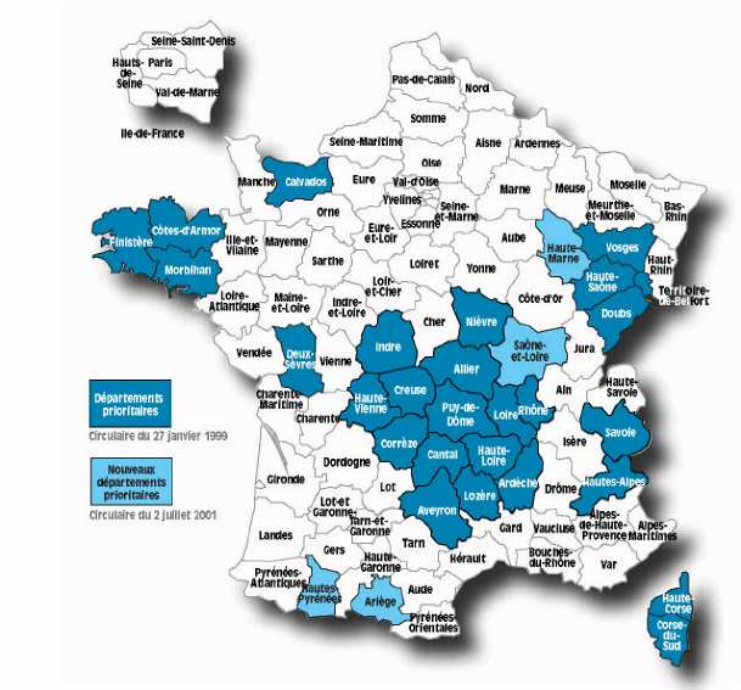
Depuis 2005, un Plan d'action interministériel 2005-2008 (Plan radon) pour la gestion du risque lié au radon a été mis en place. Ce plan a été élaboré afin de répondre aux objectifs du PNSE par l'Autorité de Sûreté Nucléaire (ASN), en collaboration avec la Direction Générale de l'Urbanisme, de l'Habitat et de la Construction (DGUHC), l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN), l'Institut de veille sanitaire (InVS) et le Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB). Trois axes ont été retenus au niveau du Plan radon:

1- Construire une nouvelle politique pour la gestion du risque lié au radon dans l'habitat et les constructions neuves;

2- Accompagner et contrôler la mise en œuvre de la réglementation pour la gestion du risque lié au radon dans les lieux ouverts au public;

3- Améliorer et diffuser les connaissances sur les expositions et le risque lié au radon.

Au niveau du Plan radon, une action concerne particulièrement la mise en place d'une étude sur l'exposition au radon via les eaux d'adduction publique.



Carte 1 : Départements prioritaires concernant le risque radon (IPSN,1999)

II.5.2. AU NIVEAU REGIONAL, LE PRSE

En l'état actuel des connaissances épidémiologiques sur les effets du radon sur la santé humaine, il apparaît comme l'un des principaux facteurs de risque de cancer du poumon après le tabac. Si l'on se réfère à l'étude réalisée dans le cadre du Plan Régional de Qualité de l'Air (PRQA) par l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN), 20% des décès par cancer du poumon seraient attribuables au radon en Bretagne soit pour l'année 2000, environ deux cent trente décès.

Le radon a donc été introduit comme objectif opérationnel n°17 du PRSE breton. Cet objectif vise à réduire l'exposition au radon dans les bâtiments à usage d'habitation et locaux recevant du public et mieux évaluer le risque.

Au sein de cet objectif, l'action 17-4 concerne particulièrement la problématique du radon dans l'eau. Elle est intitulée « évaluation de la contribution de l'eau potable à l'émission de radon dans l'habitat ». Car lorsque le sous-sol est émetteur de radon, les eaux souterraines sont inévitablement une voie de transfert du radon. Il peut alors se dégager à l'intérieur des habitations. La question de l'importance de cette voie d'exposition est fréquemment posée par les particuliers et les associations.

La campagne nationale sur le radon lancée en 1992 sur l'initiative de l'IPSN a conduit à la mesure du radon à l'intérieur des habitations. La concentration moyenne pour le département d'Ille et Vilaine était de 74 Bq/m^3. les autres départements ont eu des concentrations moyennes plus élevées : 144 Bq/m^3 pour le Finistère, 140 Bq/m^3 pour le Morbihan et 142 Bq/m^3 pour les Cotes d'Armor. Ces 3 départements ont été classés prioritaires par rapport au risque radon (DRASS 35, 1996, IPSN, 2000).

Un bilan de la campagne de mesure dans les établissements recevant du public (ERP) a été publié en 2001, dont les résultats pour la Bretagne sont présentés dans le tableau 7 : Le Finistère est le département ou le radon dans les ERP est le plus abondant.

	Nombre de mesures effectuées	**Mesures supérieures à 400 Bq/m3**		**Mesures supérieures à 1000 Bq/m3**	
		Nombre	%	Nombre	%
Côtes d'Armor	3890	159	4%	44	1%
Finistère	5580	651	12%	247	4%
Morbihan	3584	214	6%	64	2%
Ille et Vilaine	180	11	6%	1	1%

Tableau 7 : bilan de la campagne de mesure des ERP en Bretagne (ASN,2001)

De part la nature géologique de son sous-sol, de nombreuses études ont été réalisées en Bretagne permettant de caractériser les émanations du radon.

En 1998, le BRGM a conduit une campagne de mesure géophysique aéroportée dans le Massif armoricain dans le but de doter les régions de donnée géophysiques, complément indispensable à l'infrastructure géologique. Grâce à la radiométrie par spectrométrie gamma, des mesures de la radioactivité naturelle des roches, a conduit à déterminer les teneurs de potassium, uranium et thorium, éléments caractéristiques des formations granitiques et gréseuses. Les données ont été préparées et traitées afin de produire des cartes synthétiques à 1/500000 (BRGM, 1999).

Enfin une thèse portant sur les mécanismes contrôlant la variabilité en radon-222 dans un aquifère en milieu fracturé du socle a mis en évidence une variabilité spatiale importante des concentrations en radon dans l'eau dans l'aquifère de Ploemeur (Morbihan). La gamme de concentrations mesurées s'étendait de 0 à 1500 $Bq.L^{-1}$. De plus, la mesure de la concentration en radon dans l'eau de l'aquifère pendant des essais de pompages a mis en évidence une augmentation de l'activité volumique en radon lorsque les ressources en eaux souterraines sont sollicitées (Le Druillenec, 2005).

Après avoir vu les moyens de gestion concernant le risque radon en France et en Bretagne, nous allons aborder la réglementation sur la radioactivité dans l'eau afin de voir si les résultats du contrôle de la qualité radiologique des eaux de consommation peuvent apporter des réponses sur le risque radon dans l'eau de consommation.

III. REGLEMENTATION SUR LA RADIOACTIVITE DANS L'EAU

La Directive européenne 98/83/CE a fait entrer la surveillance de la radioactivité des eaux dans le cadre réglementaire existant, mais elle excluait le radon et ses descendants. Une recommandation de la Commission européenne concernant le radon dans les eaux de consommation est parue par la suite en 2001, mettant en évidence la problématique du radon et de ses descendants dans l'eau. Ce chapitre vise à présenter la réglementation concernant la radioactivité dans l'eau depuis les recommandations de l'OMS jusqu'à la réglementation française et ses modalités d'application. Un accent sera mis sur les difficultés d'application de cette réglementation.

III.1. REGLEMENTATION SUR LA RADIOACTIVITE ET LE RADON

III.1.1. AU NIVEAU DE L'OMS

Les exigences de qualité de la directive européenne 98/83/CE sont fondées sur les évaluations menées par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et s'inspirent largement des valeurs guides définies par l'OMS *dans la Directive de qualité pour l'eau de boisson* de 1994 pour plus d'une centaine de substances : une valeur guide étant une estimation de la concentration d'une substance dans l'eau de boisson qui ne présente un risque acceptable pour la santé d'une personne qui consommerait cette eau pendant toute sa vie

L'OMS précise pour chaque valeur guide les modalités d'établissement et les facteurs d'incertitude pris en compte dans leur détermination. Pour ce faire, elle s'appuie sur des travaux déjà effectués à l'échelon international par :

- La CIPR: Commission Internationale de la Protection Radiologique
- L'UNSCEAR: United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

Dans la première édition de la directive de qualité pour l'eau de boisson (Water Safety Plan,1984), les niveaux de références étaient basés sur les données disponibles à l'époque en ce qui concerne les risques d'exposition aux sources de rayonnements et leurs effets sur la santé.

Dans la seconde édition de 1994 de la directive, l'OMS expose sa stratégie d'évaluation de la qualité radiologique des eaux de boisson à partir des recommandations du CIRP. De nouvelles informations ont été publiées sur les conséquences pour la santé de l'exposition aux rayonnements, les risques ont été réévalués et les recommandations du CIRP réactualisées.

Le niveau de référence recommandé pour la dose efficace attribuable à la consommation d'eau de boisson pendant un an est de 0,1 mSv/an. Sachant que l'exposition moyenne de l'homme aux rayonnements de source naturelle est de 2.4 mSv/an, ce niveau représente moins de 5% de la dose efficace moyenne attribuable annuellement au rayonnement naturel (OMS, 1994).
En pratique, cette dose de référence revient à déterminer la concentration des radionucléides présents dans l'eau en passant par la détermination de l'activité volumique globale alpha et bêta. Les valeurs guides recommandées pour les activités alpha et bêta globales sont

- Alpha globale < 0,1 Bq/l
- Bêta globale < 1 Bq/l

Le tableau en annexe 2 indique les doses correspondant à une activité volumique de 0,1 Bq/l (émetteurs alpha) et 1 Bq/l (émetteurs bêta) émis par les radionucléides de l'eau.

En cas de dépassement des valeurs guides, l'activité volumiques de chacun des radionucléides présents dans l'eau doit être déterminée, afin d'estimer leur dose respective puis la somme des doses de radionucléides grâce à la formule suivante :

$$S=\Sigma\ C_i/R\ C_i \leq 1$$

C_i : activité volumique du radionucléide i
RC_i : activité volumique de référence du radionucléide i, correspondant à une dose efficace engagée de 0,1 mSv pour une consommation de 2l/jour.

La directive propose un modèle pour calculer la DTI, dont la formule est présentée page 33 et la méthodologie d'analyse en Annexe 3.

La 3ème édition de la directive de l'OMS relative à la qualité de boisson a été publiée le 21 septembre 2004. Cette révision prend en compte les nouvelles publications du CIRP sur l'exposition prolongée et les coefficients de dose. Elle donne des valeurs guides pour les radionucléides présents dans l'eau de consommation correspondant à une dose de 0,1 mSv/an (OMS, 2004).

III.1.2. REGLEMENTATION EUROPEENNE

Le droit communautaire européen distingue deux régimes spécifiques pour les eaux de consommation humaine :

Le régime des « eaux destinées à la consommation humaine » qui inclut les eaux d'adduction publique délivrée au robinet et les eaux embouteillées du type eaux de « source » et « eaux rendues potables par traitement ». Ce régime est défini par un décret qui transpose en droit national la directive 98/83/CE du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Pour la première fois, la directive 98/83/CE a fixé des critères de qualité radiologique pour les eaux destinées à la consommation humaine.

Le régime des eaux minérales (embouteillées) est défini par la directive n°96-70 du 28 octobre 1996 concernant l'exploitation et la mise dans le commerce des eaux minérales naturelles, transposée par le décret n°98 -819 du 16 septembre 1994. La réglementation sur les eaux minérales ne fixe aucun paramètre de qualité concernant la radioactivité.

Concernant les analyses des radionucléides réalisées dans les eaux de consommation, les textes européens de référence ont évolué chronologiquement de la manière suivante :

- 1984: directive 84/467/CE du 3/09/84, spécifiant une dose population de 5 mSv/an ;
- 1996: directive 96/29/CE EURATOM du 13/05/96, spécifiant une dose population de 1mSv/an ;
- 1998: directive 98/83/CE, spécifiant une dose totale indicative de 0,1 mSv/an (Loyen et al., 2003)

La directive 98/83/CE a introduit la radioactivité au nombre des indicateurs à prendre en compte dans le contrôle sanitaire de l'eau potable : Le tritium et la dose totale indicative (DTI) sont des indicateurs retenus pour la radioactivité (JOCE, 1998). Les références de

qualité pour les deux paramètres sont les suivantes : 100 Bq/l pour le tritium et 0,1 mSv pour la DTI.

- Le Tritium

Le tritium a été retenu comme un traceur permettant de suspecter la présence de radioactivité artificielle. Sa présence à des niveaux faibles, mais significatifs sur le plan de la mesure, traduit une contamination d'origine anthropique de la ressource (Boilon et al, 1996). En cas de dépassement de la référence de qualité, des mesures complémentaires devront être effectuées afin de s'assurer de l'absence de contamination éventuelle par d'autres radioéléments artificiels.

- La Dose totale indicative (DTI)

La Dose Totale Indicative (DTI) couvre à la fois la radioactivité naturelle et la radioactivité due à la présence de radionucléides artificiels. Pour le calcul de la dose, il est convenu d'exclure le tritium, le potassium 40, le radon et ses descendants.

Pour le calcul de la DTI, une stratégie analytique (Annexe 3) inspirée des recommandations de l'OMS est proposée à partir de la mesure des indicateurs globaux alpha et bêta de radioactivité et de la comparaison aux valeurs de criblage α< 0,1 Bq/l et ß<1 Bq/l.

- Si les résultats sont inférieurs aux valeurs guides, La DTI est jugée conforme.
- Si les seuils sont dépassés, la recherche de radionucléides spécifiques serait faite.

Projet de révision de la directive

En 2003, la Commission européenne a entrepris le réexamen de la directive et notamment de ses annexes I et II pour tenir compte des progrès scientifiques et techniques. Suite à un séminaire organisé en 2003, il a été évoqué l'introduction d'une valeur guide pour l'uranium basée sur les effets toxicologiques engendrés par cette substance, selon les recommandations de l'OMS. Compte tenu de l'insuffisance de données disponibles, il s'est avéré impossible de quantifier dès à présent la présence d'uranium dans les eaux distribuées à l'échelon européen et donc de justifier son inclusion dans la directive 98/83/CE (Commission européenne, 2003).

III.1.3. REGLEMENTATION FRANÇAISE

La directive 98/83/CE a été transposée en droit français par le décret n° 2001-1220 du 20 décembre 2001 (JO, 2001). L'annexe de ce décret a retenu les 2 indicateurs de radioactivité : l'activité en tritium et la dose totale indicative (DTI). Ce décret a été codifié, depuis mai 2003, dans le code de la santé publique aux articles R. 1321-1 à R. 1321-66 (JO, 2004)

III.1.3.1. Arrêté du 12 mai 2004

Il fixe les modalités de contrôle de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine et définit les modalités de gestion du risque (JO, 2004). Il définit les radionucléides à prendre en compte pour le calcul de la DTI. Il est ainsi convenu d'exclure le tritium, le potassium 40, le radon et ses descendants à vie courte (Polonium 218, Plomb 214, Astate 218, Bismuth 214, Polonium 214 et Thallium 210) (JO, 2004). Les descendants à vie longue du radon (Plomb-210 et polonium-210) sont pris en compte pour le calcul de la DTI, ce qui rend la réglementation française plus restrictive que la réglementation européenne.

L'arrêté définit aussi la notion « d'analyse de référence » et « d' analyse radiologique périodique ».

- L'analyse radiologique de référence constitue la première analyse radiologique d'une eau et comporte la mesure des activités alpha et bêta globales, la mesure de l'activité du tritium et la mesure du potassium. Elle est jointe au dossier de la demande d'autorisation d'utilisation d'eau prélevée dans le milieu naturel en vue de la consommation humaine mentionnée à l'article R. 1321-6 du code de la santé publique.

- Lorsque l'activité alpha globale ou bêta globale résiduelle dépasse respectivement les valeurs guides de 0,1 Bq/l et 1 Bq/l, il est procédé à l'identification et à la quantification des radionucléides naturels et/ou artificiels (tableau 8).

- Si l'activité en tritium dépasse 100 Bq/l, il est procédé à l'identification et à la quantification des radionucléides artificiels (tableau 8).

Radionucléides naturels	Uranium-234, Uranium-238, Radium-226,Radium-228, Polonium-210 et Plomb-210
Radionucléides artificiels	le carbone 14, le strontium 90 émetteurs de rayonnements gamma : Cobalt-60, Iode-131, Césium-134 et Césium-137 émetteurs de rayonnements alpha : Plutonium-238, Plutonium-239, Plutonium-240, Américium-241

Tableau 8: Liste des radionucléides naturels et artificiels mesurés lors des dépassements de des activités alpha, bêta et tritium.

Cette pratique reprend la stratégie d'analyse de l'OMS basée sur les mesures des activités alpha et bêta, puis le calcul de la DTI (Annexe 3).

Les analyses radiologiques périodiques sont destinées à vérifier périodiquement la qualité des eaux produites et distribuées, selon les fréquences mentionnées en annexe 13-2 du code de la santé publique.

III.1.3.2. L'arrêté du 11 janvier 2007

Il précise le programme de prélèvement et des analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R .1321-10, R .1321-15 et R.1321-16 du code de la santé publique (JO, 2007). Le contenu des analyses types comprend la mesure des activités alpha et bêta globales et la mesure de l'activité tritium au point de mise en distribution (analyse de type P2).

Le préfet peut modifier le contenu des analyses types, ainsi que la fréquence des prélèvements d'échantillons d'eau si une faible variabilité des valeurs est observée sur une période significative. La mesure du tritium peut être exclue pour les unités de distribution de moins de 5000 habitants si il y a absence de toute activité à proximité de l'unité de distribution susceptible de rejeter ce radionucléide.

III.1.3.3. Circulaire du 13 juin 2007

Cette circulaire relative au contrôle et à la gestion du risque sanitaire liés à la présence de radionucléides dans les eaux destinées à la consommation humaine comprend une note de l'ASN sur la gestion du risque sanitaire et la liste des paramètres contenus dans SISE-Eaux.

III.2. RADON DANS L'EAU ET REGLEMENTATION

La Directive européenne 98/83/CE a fait entrer la surveillance de la radioactivité des eaux dans le contrôle sanitaire, mais elle excluait le radon. Depuis 2001, une recommandation de la Commission européenne concernant le radon dans les eaux de consommation a introduit des niveaux de seuil d'intervention.

Auparavant, la directive 96/29/Euratom du Conseil du 13 mai 1996 avait fixé les normes de bases relatives à la protection sanitaire de la population et des travailleurs contre les dangers résultants des rayonnements, spécifiant une dose population de 1 mS/an. Le groupe d'experts du traité EURATOM a émis des recommandations concernant le radon pouvant s'échapper de l'eau dans l'air ambiant, dont le niveau de référence pour la mise en œuvre de mesures correctives dans les bâtiments est de 400 Bq/$m^{3.}$

La directive 98/83/CE impose aux États membres de contrôler les concentrations de radionucléides naturels dans l'eau potable, mais, outre le radon, les produits de désintégration du radon sont exclus du champ d'application de la directive. Pourtant dans certaines conditions, le polonium- 210 et le plomb-210 (produits de désintégration du radon à période longue) dans l'eau potable présentent un risque radiologique comparable ou supérieur à certains radionucléides naturels contrôlés conformément à la directive. Par conséquent, le polonium-210 et le plomb-210 ne devraient pas être ignorés lors du contrôle et dans les mesures de réduction des expositions provoquées par les radionucléides naturels dans l'eau potable. (JOCE, 2001).

Depuis 2001, une recommandation de la Commission du 20 décembre 2001 (JOCE, 2001) concernant la protection de la population contre l'exposition au radon dans l'eau potable a été publiée. Elle a pour objet de fournir aux États membres des orientations en vue de mettre en place des contrôles de l'exposition résultant de la présence de radon et de produits de sa désintégration dans l'eau potable.

Sur la base des travaux menés par les experts EURATOM, la recommandation établit par la commission européenne ajoute des contraintes supplémentaires aux dispositions de la directive CEE n°98/83/CE et de la directive EURATOM 96/29/Euratom, en précisant les actions à entreprendre en cas de présence de radon dans les eaux destinées à la consommation. Deux niveaux de concentrations en radon sont présentés dans la recommandation :

- Lorsque la concentration est inférieure à 100 Becquerels par litre, aucune action corrective n'est envisagée.
- Lorsque la concentration est comprise entre 100 et 1 000 Becquerels par litre, il est souhaitable de mettre en place des actions correctives.
- Lorsque la concentration est supérieure à 1 000 Becquerels par litre, il est nécessaire de mettre en place des actions correctives dont l'urgence est proportionnelle à l'ampleur du dépassement.

Il est aussi demandé de s'assurer que l'activité des principaux produits de désintégration du radon n'excède pas 0,1 Bq/l pour le polonium-210 et 0,2 Bq/l pour le plomb-210. La recommandation indique que si ces valeurs étaient dépassées, il faudrait considérer la nécessité de mettre en place des actions correctives.

III.3. MODALITES D'APPLICATION DE LA REGLEMENTATION

III.3.1. ORGANISATION DU CONTROLE SANITAIRE DE LA QUALITE RADIOLOGIQUE DES EAUX

Le contrôle sanitaire de la qualité radiologique des eaux est organisé par les Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS), qui assurent les prélèvements ou les font faire par les laboratoires d'analyses agréés. L'article R. 1321-19 du code de la santé publique précise les personnes qui peuvent effectuer les prélèvements dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux.

Les prélèvements pour les analyses de radioactivité ne font pas actuellement l'objet d'une norme spécifique. Cependant, le paragraphe II.2.1 de la circulaire DGS/EA4/2007/232 du 13 juin 2007 fournit quelques recommandations. De plus, le fascicule FD T 90-520 « Qualité de l'eau – Guide technique de prélèvement pour le suivi sanitaire des eaux en application du code de la santé publique » (octobre 2005) qui n'est pas d'application obligatoire fournit des recommandations conformes aux préconisations réglementaires et reprend des recommandations des normes de la série ISO 5667 (Qualité de l'eau – Echantillonnage).

Les mesures des activités en tritium, alpha et bêta globales doivent être effectuées au point de mise en distribution, point représentatif de la qualité des eaux distribuées (analyse de type P2). Leur mesure figure dans les programmes de contrôle sanitaire des eaux de consommation définis par les arrêtés du 11 janvier 2007 (JO, 2007).

En application de l'article R*. 1321-21 du code de la santé publique, les analyses des échantillons d'eau sont réalisées par des laboratoires agréés (13 en France) par le ministre en charge de la santé conformément aux conditions fixées par l'arrêté du 24 janvier 2005 modifié.

Lors de ce mémoire, il a été possible de visiter le laboratoire EICHROM (35), accrédité COFRAC, qui s'est spécialisé dans l'analyse de la radioactivité dans l'eau de consommation. En fonction des analyses demandées et des préparations réalisées, les mesures de radioactivité sont réalisées suivant différents protocoles et sur des appareils spécifiques.

- **Mesures des activités alpha et bêta globales (NF M60-801 et NF M60-802)**

La méthode normalisée pour l'analyse des émetteurs alpha dans une eau repose sur l'évaporation d'un échantillon d'eau dont la teneur en sels est inférieure à 2 µg/l, suivi de la mesure de la radioactivité du résidu sec selon les normes AFNOR en vigueur (Cazoulat et al., 2007). Après évaporation, le résidu est collecté sur une coupelle de mesure, ou le type radioactivité est ensuite "compté" à l'aide d'un compteur proportionnel à gaz.

- **Mesure du potassium pour le calcul de l'activité bêta globale résiduelle**

L'activité bêta globale résiduelle est déterminée à partir des résultats de l'activité bêta globale dont la contribution du potassium-40 est enlevée. Cette valeur peut être déterminée directement à partir de la concentration en potassium stable dans l'eau.
L'isotope 40 du potassium est déterminé de façon indirecte, par mesure du potassium total, réalisée grâce à un spectromètre d'absorption atomique.

- **Mesure de l'activité du tritium (NF M60-802-1 et NF M60-802-3)**

La mesure de l'activité du tritium se fait dans un compteur à scintillation liquide.

- **Mesure des radionucléides spécifiques**

Que ce soit pour la détermination du radionucléide, une "purification" et préparation des échantillons se fait par passage sur les colonnes spécifiques EICHROM. En fonction de leur caractéristique et de leur type de rayonnement, chacun de ces éléments peut être mesuré soit à l'aide de compteur gamma, chambre alpha (EIHROM, 2007).

- **Calcul de la dose total indicative (DTI)**

La DTI est calculée en tenant compte de la totalité des radionucléides mis en évidence, à l'exclusion de ceux à vie courte résultant de la désintégration du radon (Polonium 218, Plomb 214, Astate 218, Bismuth 214, Polonium 214 et Thallium 210).

Comme préconisé par le modèle utilisé par l'OMS, elle est calculée à partir de la formule suivante, basée sur une consommation de 730 litres par an pour un adulte :

$DTI = 730 * (\Sigma_i (C_i * h(g)_i)) * 10^3$

Où :

DTI : dose totale indicative par ingestion d'eau pour un adulte (en $mSv \cdot an^{-1}$) ;

Ci : activité volumique exprimée du radionucléide i (en $Bq \cdot L^{-1}$) ;

$h(g)_i$: dose efficace engagée par unité d'incorporation du radionucléide i ingéré par un individu adulte (âge > 17 ans)[1] (en $Sv.Bq^{-1}$).

- L'analyse d'un échantillon représentatif s'effectue en deux étapes (Mariet, 2006)[6] :
  - + La première étape consiste à mesurer la radioactivité alpha et bêta globales et celle du tritium. L'activité bêta globale résiduelle est obtenue après retrait de l'activité du potasium-40.
  - + La deuxième étape commence quand une des 3 mesures précédentes n'est pas conforme impliquant des analyses complémentaires (annexe 3). Ces analyses étant effectuées en différé, elles impliquent la prise d'un nouvel échantillon d'eau.

Ces indicateurs de la radioactivité permettent de connaître le « profil radiologique » des eaux distribuées. Ils servent également à détecter une présence anormale de radionucléides, artificiels ou naturels. La valeur de chacun de ces indicateurs ne constitue pas une valeur limite de potabilité. Le dépassement des valeurs guides ou des références de qualité justifient des expertises complémentaires, conduisant, le cas échéant, à des recommandations ou des restrictions de consommation par les autorités sanitaires.

III.3.2. MODALITE DE GESTION DES DEPASSEMENTS DES REFERENCES DE QUALITE

La comparaison des résultats des analyses pour les quatre indicateurs de radioactivité avec les références de qualité (tritium, DTI) ou des valeurs guides (activité alpha et Bêta résiduelle) permet d'orienter les actions des DDASS, selon les indications sur les mesures de gestion et d'information mentionnées dans la note de l'ASN de la Circulaire N° DGS/EA4/2007/232 du 13 juin 2007.

- **GESTION DES DEPASSEMENTS EN TRITIUM**

En cas de dépassement de la référence de qualité en tritium (100 Bq/l), la présence éventuelle d'autres radionucléides artificiels doit être recherchée, conformément à l'arrêté du 12 mai 2004. Ensuite une enquête environnementale est procédée, en collaboration avec la

DRIRE et les divisions territoriales de l'ASN et éventuellement une action corrective est entreprise.

- **GESTION DES DEPASSEMENTS DE LA DTI**

Lors de dépassements de la référence de qualité de la DTI est dû à des radionucléides artificiels, une enquête environnementale est diligentée en collaboration avec la DRIRE et les divisions régionales de l'ASN pour rechercher et supprimer, si possible, les causes de la contamination. Selon la valeur de la DTI, des actions correctives seront entreprises (tableau 9).

0,1 mSv·an^{-1}<DTI<0,3 mSv an^{-1}	Aucune action corrective
DTI>0,3 mSv an^{-1}	Recherche de solutions de réduction des expositions Par précaution, l'utilisation de ces eaux pour la boisson et la préparation des aliments déconseillées pour les nourrissons, les enfants et les femmes enceintes.
DTI>1 mSv an^{-1}	mises en œuvre de solutions visant à réduire l'exposition eau non consommable

Tableau 9: Actions correctives en cas de dépassements de la DTI (ASN,2007)

Lorsque le dépassement de la DTI est dû à des radionucléides naturels, il existe des solutions techniques comme la dilution de la ressource ou certains traitements d'eau peut conduire à un abattement significatif de la radioactivité naturelle (décantation/filtration). Cependant tout traitement s'accompagne d'une production d'effluents liquides ou de boues qui vont concentrer les radionucléides et dont l'élimination peut devenir problématique.

La nature des informations délivrées aux consommateurs est fonction de la valeur de la DTI (tableau 10).

	Eléments d'information à destination des consommateurs
DTI<0,1 mSv an^{-1}	« La radioactivité naturelle de l'eau est inférieure à la référence de qualité de la DTI ».
0,1 mSv·an^{-1}<DTI<0,3 mSv an^{-1}	« La radioactivité naturelle de l'eau est légèrement supérieure à la référence de qualité ». *Aux vues du faible dépassement, et conformément aux recommandations de l'ASN, des actions correctives ne sont pas nécessairement justifiées.*
0,3 mSv·an^{-1}<DTI<1 mSv an^{-1}	« La radioactivité naturelle de l'eau est supérieure à la référence de qualité et justifie l'étude de solutions correctives ». *Si la qualité de l'eau ne peut être corrigée, par précaution, sa consommation par les nourrissons, les enfants et les femmes enceintes sera déconseillée pour la boisson et la préparation des aliments.*
DTI>1 mSv an^{-1}	« La radioactivité naturelle élevée des eaux justifie impérativement la mise en œuvre d'actions correctives ». *L'eau sera déconseillée pour la boisson et la préparation des aliments pour l'ensemble de la population.*

Tableau 10: Informations communiquées aux consommateurs (ASN, 2007)

III.4. LIMITES ET DIFFICULTES D'APPLICATION DE LA REGLEMENTATION

- Les références de qualité

Le dépassement d'un des indicateurs de qualité radiologique peut conduire à certaines restrictions de consommation et entraîne des mesures correctives. Une différence importante par rapport aux autres paramètres de qualité des eaux tient au fait que l'appréciation finale portée sur une eau est fondée sur un indicateur de dose calculée, la dose totale indicative (DTI) (Loyen et al., 2003).

Si la référence de qualité de la DTI est identique entre les recommandations de l'Europe et de l'OMS, en revanche la valeur de référence pour le tritium (100 Bq/l) est très inférieure à celle de l'OMS (10000 Bq/l), ce qui montre que la réglementation européenne est plus restrictive. Par contre la référence de qualité pour le tritium fixée à 100 Bq/l se situe bien au delà du bruit de fond naturel (0,24 Bq/l), ce qui pourrait ne pas apparaître assez restrictif, comparé à d'autres pays qui ont fixé la référence de qualité à 20 Bq/l.

La directive 98/83/CE impose aux États membres de contrôler les concentrations de radionucléides naturels dans l'eau potable, mais, outre le radon, les produits de désintégration du radon sont exclus du champ d'application de la directive. Or le polonium-210 et le plomb-210 dans l'eau potable présentent un risque radiologique comparable ou supérieur à certains radionucléides naturels contrôlés conformément à la directive et leur contribution à la dose est loin d'être négligeable. Ainsi la réglementation française exclut seulement les descendants à vie courte du radon (JOCE, 2001).

- Gestion des dépassements

Si le traitement s'impose comme méthode corrective, la production d'effluents liquides et de boues faiblement radioactives posera un problème d'élimination et de traitement.

Concernant l'information des consommateurs sur les dépassements, l'information doit être ajoutée dans les documents déjà établis par les DDASS dans le cas des eaux d'adduction. Pour les eaux embouteillées, l'information doit être portée sur l'étiquette et mentionner que l'Eau présente une faible radioactivité naturelle et ne doit pas être utilisée pour la préparation des biberons (DGS, 2001). Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique a réagi en disant qu'il n'est pas justifié de préconiser une restriction de consommation pour les nourrissons, enfants, femmes enceintes. Au contraire, une telle mesure, affichée sur l'étiquette d'une bouteille ou figurant sur la facture d'eau du robinet, pourrait créer un effet de panique totalement injustifié chez les consommateurs (CSHP, 2001).

Par ailleurs, le CSHP recommande que, sur la question spécifique du radon dans l'eau, des études complémentaires soient réalisées en France avant de prendre toute décision. Il recommande aussi que les contrôles radiologiques des « eaux destinées à la consommation humaine » et ceux des « eaux minérales » soient gérés de la même manière (CSHP, 2001)

- Gestion du contrôle sanitaire par les DDASS

Suite à une enquête menée par Isabelle de Guido en 2000 dans le cadre de son mémoire, 60 % des DDASS ne possédaient pas de données relatives au contrôle de la radioactivité dans les eaux de consommation. Il existait une forte hétérogénéité sur le nombre et la nature des données en fonction des départements (De Guido, 2000).

La circulaire relative au contrôle et à la gestion du risque sanitaire liés à la présence de radionucléides dans les eaux destinées à la consommation humaine vient d'être publiée en

juin 2007, ce qui a pu gêner les DDASS lors du contrôle sanitaire de la radioactivité dans l'eau (Circulaire N° DGS/EA4/2007/232).

Des contraintes budgétaires dues à ces analyses supplémentaires ont souvent été évoquées dans les réponses des DDASS au questionnaire, ainsi que le surcoût du à ces analyses pour les collectivités de petite taille. En 2000, les trois-quarts des DDASS ne connaissaient pas de laboratoires susceptibles d'effectuer les analyses de la radioactivité dans les eaux de consommation, ce qui a pu freiner la mise en œuvre du contrôle sanitaire (De Guido, 2000).

Depuis 2006, Il existe 13 laboratoires agrées pour faire les analyses. Selon les laboratoires, les délais de délivrance des résultats d'analyses peuvent être importants (plusieurs mois). La sous-traitance d'une partie des analyses entre laboratoires peut aussi accentuer ces délais.

L'exploitation des données de la base de données SISE-Eaux dans le chapitre suivant devrait permettre de dresser un bilan actuel sur l'état des données sur la radioactivité dans les eaux de consommation en France puis en Bretagne et éventuellement apporter des éléments de réponse sur radon dans l'eau.

IV. EXPLOITATION DES DONNEES SUR LA RADIOACTIVITE A PARTIR DE LA BASE DE DONNEES SISE-EAUX

Le contrôle sanitaire de la radioactivité dans l'eau de consommation est récent et les résultats sont enregistrés dans la base nationale SISE-eaux depuis 2003. Pour dresser un bilan des données actuellement disponibles, une étude a été menée sur les résultats d'analyses des eaux d'adduction publique. L'exploitation des données sur la radioactivité de cette base va permettre, dans un premier temps, à dresser un bilan actuel sur l'état des données sur la radioactivité dans les eaux de consommation en France, puis à connaître plus en détail la situation des eaux en Bretagne.

Cette étude a aussi pour but de rechercher une éventuelle corrélation entre les indicateurs de la radioactivité mesurés lors du contrôle sanitaire de l'eau et le radon.

IV.1. PRESENTATION DE LA BASE SISE-EAUX

Crée en 1994, SISE-Eaux constitue la composante « eau d'alimentation » du système d'Information en Santé environnement mis en place par le ministère de la santé. Il s'agit d'un système d'information de gestion des données administratives, techniques et analytiques de la distribution de l'eau potable en France ; Il permet l'exploitation des données à plusieurs échelons géographiques (départemental, régional, bassin hydrographique et national).

Depuis 1994, le système est alimenté à partir des données recueillies par les DDASS, dans le cadre de leur mission de contrôle sanitaire des eaux d'alimentation. Une procédure hebdomadaire automatique assure la mise à jour de la base nationale permettant un suivi permanent et actualisé de la qualité de l'eau distribuée sur l'ensemble du territoire (DGS, 2005).

La version 2.2, opérationnelle depuis juillet 2007, permet le calcul automatique de la DTI et de l'activité bêta attribuable au potassium 40. La liste des paramètres radiologiques à utiliser dans la base SISE-eaux version 2.2 est présentée en Annexe 4. Le radon étant exclu du contrôle sanitaire, il y a très peu de données sur le radon dans la base SISE-eaux (6 mesures).

ORGANISATION DE L'ALIMENTATION EN EAU POTABLE

Selon la disponibilité des ressources, les eaux brutes destinées à produire des eaux de consommation sont prélevées dans les nappes souterraines ou dans les milieux aquatiques de surface (rivières canaux ; lacs). L'accès aux eaux brutes est parfois naturel (sources, résurgences…), mais généralement des accès artificiels sont aménagés (forages, drains).

Les ouvrages sur lesquels s'effectue le contrôle sanitaire des eaux brutes sont nommés « captages » (CAP dans SISE-eaux). Près de 30 000 captages (dont 2 425 mélanges de captages) sont actuellement utilisés à l'échelon national pour l'alimentation en eau potable. Leur production totale est de 17,9 millions de m^3/jour, ce qui équivaut à un débit moyen par captage de 612 m^3/jour.

95% des ressources utilisées sont d'origine souterraine représentant 66 % des volumes d'eau captés. Elles sont majoritaires dans 73 départements (plus de 50% des débits produits). Les eaux d'origine superficielle sont majoritaires dans 27 départements, dont ceux de la Bretagne et représentent 34% des volumes d'eau produits (DGS, 2005).

La majorité des eaux extraites du milieu naturel subit un traitement avant d'être distribuée à la population. Les traitements appliqués à l'eau brute peuvent aller de la simple désinfection jusqu'aux traitements complets au sein de filières complexes. Les stations de traitement (TTP dans SISE-eaux) désignent les installations qui permettent de caractériser les opérations subies par l'eau depuis son extraction jusqu'au point de mise en distribution dans le réseau. 15 247 stations de traitement sont actuellement en service.

La notion « d'unité de distribution » (UDI) désigne le réseau ou la partie du réseau physique de distribution qui délivre une eau de qualité réputée homogène. Il y aurait 26 845 UDI desservant 60,7 millions de personnes en France (DGS, 2005).

IV.2. ETUDE SUR LA RADIOACTIVITE DES EAUX DE CONSOMMATION EN FRANCE

L'étude se base sur des requêtes effectuées après le passage de SISE-eaux en version 2.2, en juillet 2007.

Les quatre indicateurs suivants pour la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine suivant ont été recherchés au niveau de la base SISE-Eaux :

- L'activité en tritium (en Bq/l), exprimé par ACTITR,
- l'activité alpha globale (en Bq/l) exprimé par RALPHA2,
- l'activité bêta globale (en Bq/l) exprimé par RBETA2,
- la dose totale indicative ou DTI (en mSv/an) exprimé par DTI. La DTI résulte d'un calcul faisant suite à de la mesure des radionucléides complémentaires.

Le nombre total de mesures de paramètres de radioactivité pour toutes installations depuis 2003 s'élève à **198 754** mesures, dont la majorité (**183 345** mesures) concernent les 4 paramètres activité Alpha et Bêta globale, tritium, DTI (70 % des mesures concernaient la mesure des activités alpha et bêta, 20 % l'activité tritium et 10 % la DTI).

La figure 8 ci dessous, met en évidence la montée en puissance du contrôle radiologique des eaux de consommation depuis 2003.

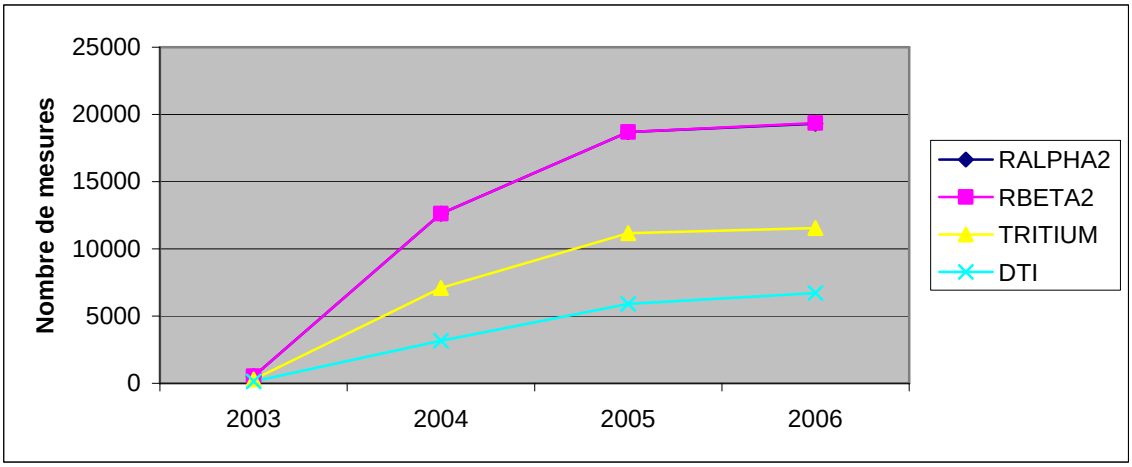


Figure 8 : Nombre total de mesures des 4 paramètres de radioactivité pour toutes installations AEP depuis 2003 (SISE-EAUX,2007)

Certaines régions ont pratiqué plus de mesures de la radioactivité comme l'Alsace (12%), les Antilles et la Guyane (9%), l'Aquitaine (8%), l'Auvergne (8%), la basse Normandie (7%).

La Bretagne arrive en cinquième position avec 5% des mesures effectuées (tableau 1-Annexe 5)

Selon le type d'installation (UDI, CAP, TTP, MCA[2]), 58% des mesures ont été faites à la sortie des stations de traitement et 37% au niveau des captages. Depuis 2004, la majorité des mesures se fait en sortie station de traitement comme l'illustre la figure 9. En effet, depuis l'arrêté du 11 janvier 2007, les mesures de radioactivité doivent être effectuées au point de mise en distribution (analyses de type P2).

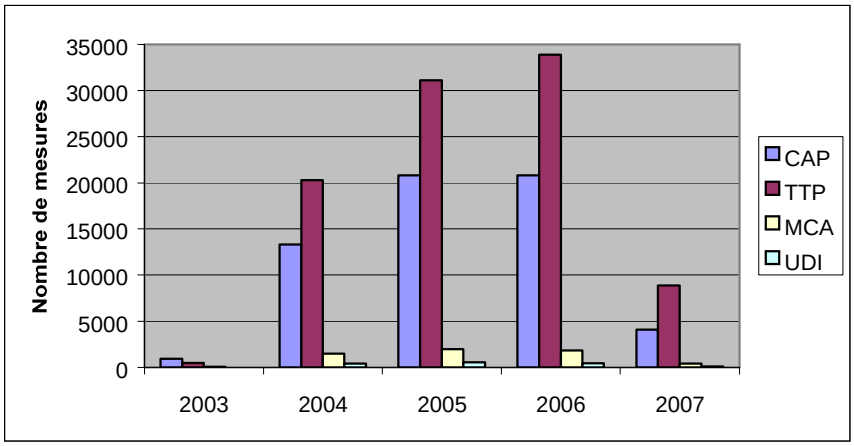


Figure 9 : répartition des mesures en fonction du type d'installation par années (SISE-EAUX,2007)

Au final, il y a eu des contrôles de l'activité alpha dans 61% des captages d'eau souterraine (73% des débits) et dans 58% des stations de traitement (77% des débits). Les deux cartes 1 et 2 en Annexe 5 représentant le pourcentage de départements contrôlés montrent que le taux de couverture est globalement élevé mais n'est pas homogène entre les captages et les stations de traitement.

IV.2.1. DEPASSEMENTS DES ACTIVITES ALPHA, BETA GLOBALES ET TRITIUM

La recherche des dépassements de valeurs guides et des références de qualité dans SISE-eaux est présentée dans le tableau 11

Indicateurs	Nombre total de mesures	Nombre de dépassements des valeurs guide et de références de qualité	Répartition des dépassements en fonction de la nature et du type d'eau
Alpha	**55 683**	2659	CAP : 42% TTP : 48% Eau souterraine : 96 %
Bêta	**55 715**	46	CAP : 76% TTP : 22% Eau souterraine : 76 %
Tritium	**33133**	0	169 mesures dont activité>10 Bq/l
DTI	**17283**	137	CAP : 44% TTP : 43% Eau souterraine : 93 %

Tableau 11 : Nombre de mesures et de dépassements en France depuis 2003 et répartition des dépassements en fonction du type d'installation (CAP, TTP, MCA) et de la nature d'eau (ESU, ESO)

[2] UDI : Unité de distribution ; CAP : captage ; TTP : station de traitement-production; MCA : mélange de captages

- Il n'y a pas eu de dépassements de la référence de qualité pour le tritium d'après la base de donnée SISE-eaux. Le nombre de mesures supérieures à la limite de détection est présenté en annexe (tableau 4-Annexe 4).

- Il y a eu 46 dépassements de la valeur guide pour l'activité bêta globale depuis 2003. Ces dépassements ont eu lieu dans 10 régions seulement, dont la moitié en Aquitaine et 11% en Bretagne (tableau 3-Annexe 4). Il y a eu 2 dépassements de l'activité globale résiduelle dans le département du lot et Garonne (Aquitaine).

- Le plus grand nombre de dépassements concerne l'activité alpha globale (2572), dont la majorité s'est produite en Aquitaine (14%), Poitou Charente (13%) et Limousin (10%). En Bretagne il y a eu 7% de dépassements de l'activité alpha depuis 2003 (tableau 2-annexe 5). La répartition des dépassements en activité alpha globale dans les eaux souterraines peut être représentée sous forme de carte (carte 2)

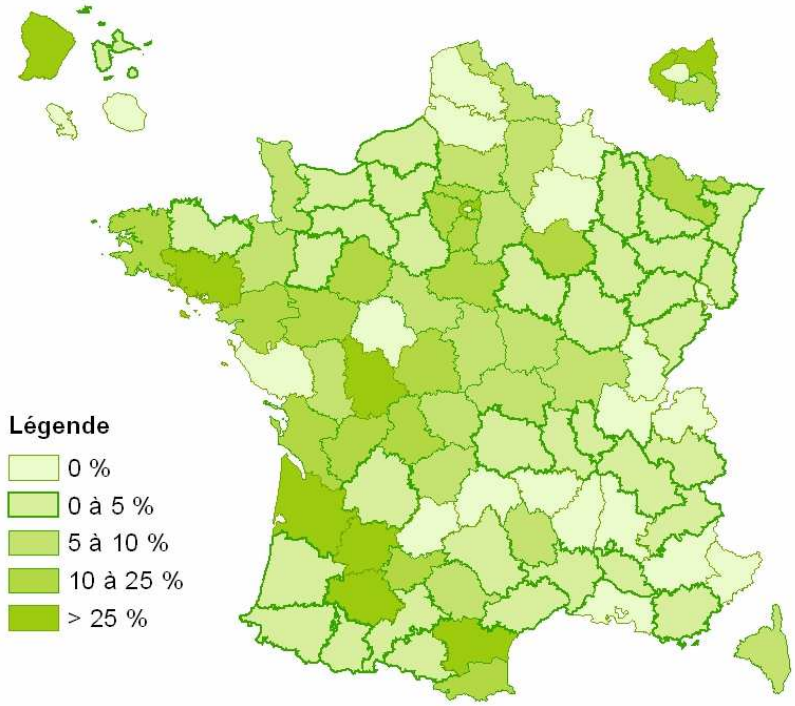
- Les dépassements des paramètres de qualité des eaux ayant essentiellement eu lieu dans les eaux souterraines, nous allons choisi de nous intéresser qu'à ce type d'eau pour la suite de l'étude.

Sachant que le radon provient de la désintégration d'éléments émetteurs de rayonnements alpha et que lui même donne naissance à des descendants émetteur alpha dont certains sont à longue durée de à vie (Pb-210 et Po-210), susceptibles de s'accumuler dans l'eau, nous avons comparé la carte de la radioactivité alpha dans l'eau à celle observée dans les habitations à partir des campagnes de mesures de radon dans les logements qui ont été réalisées depuis 1982 par l'IPSN. La carte 3 présentant les moyennes départementales des concentrations de radon dans les logements français, permet d'avoir un aperçu de la répartition du radon.

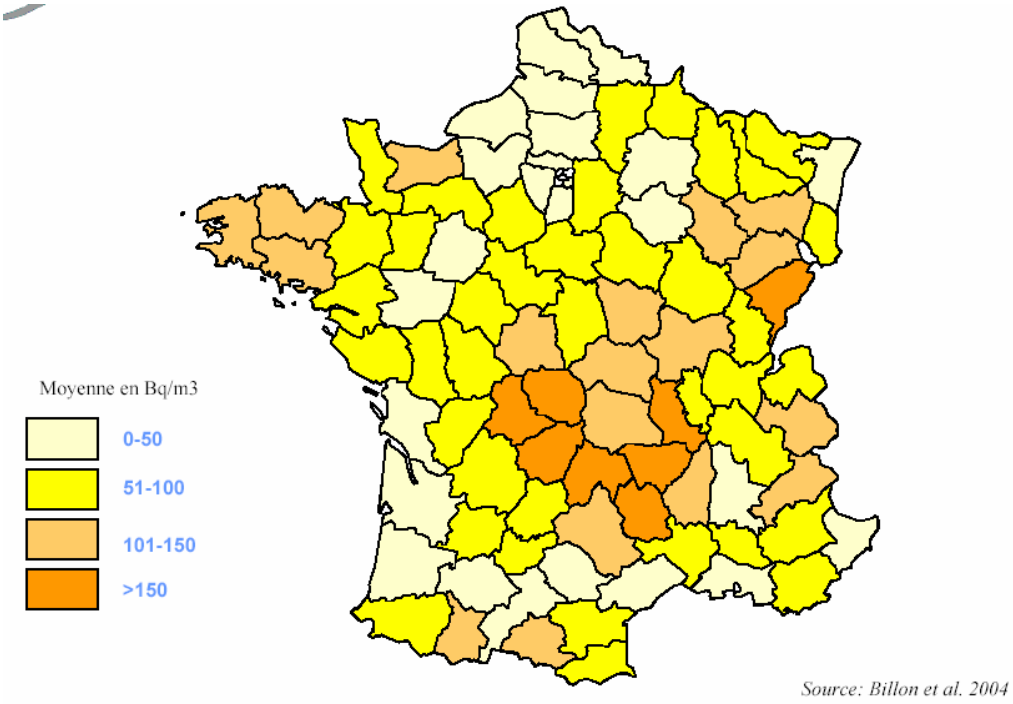
En comparant les deux cartes, il y a peu de correspondance entre les départements ou il y a eu les plus nombreux dépassements de l'activité alpha avec les départements ayant les concentrations moyennes en radon les plus élevées (départements du Limousin, Doubs, Cantal, Haute Loire, Loire et Lozère).

La répartition des valeurs moyennes des activités alpha et bêta globales dans les eaux souterraines représentée sous forme de cartes (cartes 3 et 4 en Annexe 5) confirme le manque de lien entre la répartition du radon et celle des activités alpha et bêta globales.

Carte 2 : Répartition des pourcentages de dépassement de la valeur guide (0,1 Bq/l) de l'activité alpha globale en eau souterraine depuis 2003 (SISE-Eaux, 2007)



Carte 3 : Moyennes départementales des concentrations de radon dans les logements français (IPSN, 1999)



IV.2.2. 4.3.2. MESURE DES RADIONUCLEIDES COMPLEMENTAIRES

Cette recherche se fait lorsque les valeurs guides de l'activité alpha globale ou bêta globale résiduelle sont dépassées ou la référence de qualité pour le tritium conformément à la réglementation.

- Si Alpha globale > 0,1 Bq/l **ou** Bêta g. résiduelle >1 Bq/l, il y a recherche des radionucléides naturels
- Si Activité Tritium > 100 Bq/l, il y a recherche des radionucléides artificiels. Etant donné qu'aucun dépassement de l'activité tritium n'a été relevé en 2006, il n'y a pas eu de recherche de radionucléides artificiels.

Les mesures des radionucléides naturels sont présentées dans le tableau 12.

	Radium 226	Radium 228	Plomb 210	Polonium 210	Uranium 234	Uranium-238
Nombre de mesures	1143	713	690	891	847	880

Tableau 12: Nombre total de mesures des radionucléides naturels

En recherchant dans SISE- eaux, le nombre de mesures de radionucléides naturels, ils sont bien inférieurs au nombre de dépassement de l'activité alpha (2659 dépassements) et bêta globale résiduelle (2 dépassements) recensés depuis 2003. Il y a aussi des disparités entre le nombre de mesures des radionucléides naturels.

Cette différence peut s'expliquer par un défaut dans la mesure des radionucléides (méthode analytique, mesure différée) ou par un défaut d'enregistrement du détail des données sur les analyses complémentaires sur la base SISE-eaux.

IV.2.2.1. Résultats détaillés des dépassements DTI

Le calcul de la DTI, (détaillé p33) est effectué grâce à l'identification et la quantification des radionucléides naturels et/ou artificiels suite au dépassement des valeurs guides pour l'activité alpha globale ou Bêta globale résiduelle. Lorsqu'une activité mesurée est inférieure à la limite de détection correspondante, le radionucléide n'est pas pris en compte dans le calcul de la DTI. Ces limites de détection sont celles mentionnées dans l'arrêté du 17 septembre 2003 en Annexe 2.

17283 calculs de DTI ont été effectués depuis 2003 avec 137 dépassements de la référence de qualité 0,1 mSv/an (tableau 13).

	Nombre de calculs de DTI	DTI>0,1 mSv/an
CORSE	13	4
CENTRE	68	10
LIMOUSIN	1420	73
AQUITAINE	989	19
BRETAGNE	965	19
LORRAINE	101	2
ILE DE FRANCE	2835	2
LANGUEDOC ROUSSILLON	3359	4
MIDI PYRENEES	2118	2
PAYS DE LOIRE	559	2
TOTAL	12427	137

Tableau 13: Nombre de calculs de DTI et de dépassements, toutes installations AEP, depuis 2003

Le limousin a connu le plus grand nombre de dépassements (73) puis vient la Bretagne avec 19 dépassements de la DTI depuis 2003.

CONCLUSION

Les résultats concernant les dépassements des valeurs guides et des références de qualité mettent en évidence l'importance des dépassements de l'activité alpha globale, comparé aux autres paramètres de la radioactivité. Les dépassements concernent presque exclusivement les eaux souterraines.

La région Bretagne fait partie des régions où les dépassements en activité alpha et DTI sont les plus importants.

L'analyse des données disponibles ne permet pas d'établir de lien entre les données obtenues sur la radioactivité dans l'eau et les régions où il y a une forte présence de radon dans l'air des logements.

IV.3. ETUDE LA RADIOACTIVITE DES EAUX POTABLES DE BRETAGNE

En Bretagne, l'eau destinée à la consommation humaine provient à 80% de l'eau de surface. Nous allons donc nous intéresser aux deux types d'eau (eau de surface, eau souterraine) lors de l'analyse des données de SISE-Eaux. Les caractéristiques des eaux de consommation des différents départements bretons sont présentées dans le tableau 14.

Départements	Captage (CAP)	Stations de traitement (TTP)	Mélange de captages (MCA)	Unités de distribution UDI	Débits	Population des UDI
COTES D'ARMOR	226	103	50	262	358 956	536 439
FINISTERE	296	184	28	261	415 946	891 187
ILLE ET VILAINE	108	65	6	96	333 365	866 904
MORBIHAN	125	81	35	123	402 408	659 054

Tableau 14 : Caractéristiques des eaux de Bretagne (SISE-Eaux, 2007)

Pour le contrôle de la qualité radiologique des eaux de consommation, 7662 mesures de radioactivité ont été effectuées sur les eaux en Bretagne depuis 2003, dont 68% concernaient les activités alpha globale et bêta globale (tableau 15)

•	Activité alpha globale	Activité bêta globale	Activité tritium	DTI
COTES D'ARMOR	490	490	341	456
FINISTERE	840	840	647	28
ILLE ET VILAINE	1043	1043	489	13
MORBIHAN	633	633	391	622

Tableau 15 : Nombre total de mesures sur 4 paramètres de radioactivité pour toutes installations AEP sur Bretagne depuis 2003

Il existe certaines disparités entre les départements concernant le nombre de mesures des différents paramètres de la radioactivité. Cette disparité est liée à la fréquence du contrôle sanitaire entre les différents départements. Le Morbihan et les Côtes d'Armor ont procédé à une évaluation systématique de la DTI quelque soit le résultat des mesures des activités alpha et bêta globales.

IV.3.1. DEPASSEMENTS DES ACTIVITES ALPHA, BETA GLOBALES, TRITIUM ET DTI

Dans les 4 départements il n'y a pas eu de dépassements de la référence de qualité pour l'activité en tritium et l'activité bêta globale résiduelle. Il y a eu 5 dépassements pour la valeur guide de l'activité bêta globale.

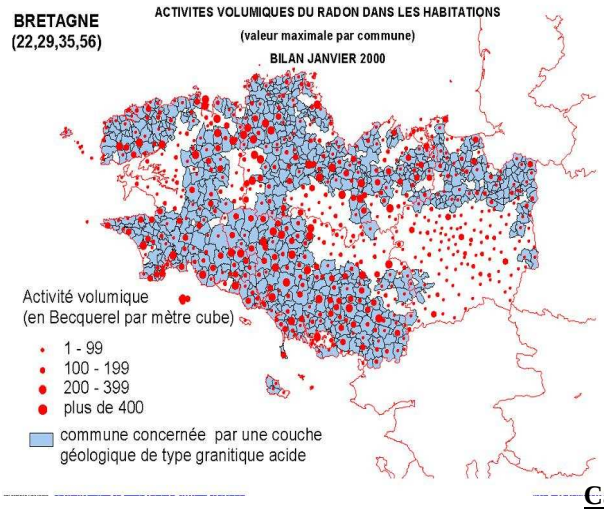
Les dépassements de la valeur guide pour l'activité alpha globale et de référence de qualité de la DTI sont présentés dans le tableau 16

	Activité alpha globale			***DTI***		
	Nombre de mesures	activité >0,1 Bq/l	%	Nombre de calculs	DTI>0,1 mSv/an	%
COTES D'ARMOR	490	3	1%	456	0	0%
FINISTERE	840	71	8%	28	11	39%
ILLE ET VILAINE	1043	33	3%	13	1	8%
MORBIHAN	633	64	10%	622	7	1%

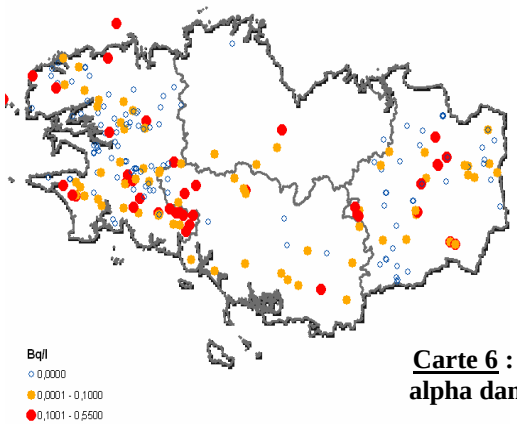
Tableau 16 : Nombre de dépassements pour l'activité alpha et la DTI par départements

Les départements du Morbihan et du Finistère ont eu le plus fort pourcentage de dépassements de l'activité alpha et de dépassements de la DTI.

La répartition des valeurs maximales en activité alpha globale dans les eaux souterraines peut être représentée sous forme de carte (carte 6) et être comparée à celle des activités volumiques du radon dans les habitations (carte 5).



Carte 5 : Activité volumique du radon dans les habitations



Carte 6 : Valeurs maximales de l'activité alpha dans les captages d'eau souterraine

La comparaison des deux cartes est intéressante car les valeurs maximales de l'activité alpha peuvent être superposées aux valeurs maximales de l'activité volumique en radon, mais il manque des données et des comparaisons aux points de mesure pour mettre en évidence tout lien.

IV.3.2. 4.4.2. MESURE DES RADIONUCLEIDES NATURELS

Depuis 2003, 62 mesures globales de radionucléides naturels (tableau 17) ont été effectuées en Bretagne alors que 170 dépassements de la radioactivité alpha ont été mesurés. Il y a donc eu un défaut de mesures des radionucléides naturels.

	Radium 226	Radium 228	Plomb 210	Polonium 210	Uranium 234	Uranium-238
COTES D'ARMOR	11	7	7	11	11	11
FINISTERE	23	23	23	23	23	23
ILLE ET VILAINE	13	13	13	13	13	13
MORBIHAN	15	15	15	15	15	15
TOTAL	62	58	58	62	62	62

Tableau 17: Nombre de mesures de radionucléides naturels

Les résultats détaillés de mesures des radionucléides complémentaires sont présentés en annexe 5. Il est intéressant de voir que suite à la quantification des radionucléides naturels (62 mesures) effectuées depuis 2004, Il y a eu 19 dépassements de la DTI, dont les valeurs étaient comprises entre 0,1 et 0,29 mSv/an (tableau 7 annexe 5). En dessous de 0,3 mSv/an, il n'est entrepris aucune mesure corrective en terme de réduction des expositions à la radioactivité.

CONCLUSION

A l'image des résultats sur la France entière, les dépassements des valeurs guides pour l'activité alpha globale en Bretagne sont les plus importants. Les dépassements des valeurs guides et des références de qualité concernent presque exclusivement les eaux souterraines.

Les départements du Morbihan et du Finistère ont connu le plus fort pourcentage de dépassements de l'activité alpha et le Finistère le plus fort pourcentage de dépassements de la DTI.

A nouveau l'analyse des données disponibles ne permet pas d'établir de lien entre ces dépassements sur la radioactivité dans l'eau et les départements où il y a une forte présence de radon dans l'air.

En regardant en détail les dépassements de la DTI, on peut remarquer qu'ils sont toujours associés à un dépassement de la valeur de concentration de référence de 0,1 Bq/l pour le plomb-210, préconisée dans la recommandation sur le radon de 2001. Selon la recommandation de 2001 sur le radon dans l'eau, au delà d'une concentration de référence de 0,1 Bq/l pour le polonium-210 et de 0,2 Bq/l pour le plomb-210, il conviendrait d'examiner la nécessité éventuelle de mesures correctives en vue de protéger la santé humain car dans certaines conditions, le polonium- 210 et le plomb-210 dans l'eau potable présentent un risque radiologique.

Les concentrations élevées de radon pourraient constituer un indicateur de la présence potentielle dans l'eau d'autres radionucléides produits par la désintégration de l'uranium, bien que la corrélation soit parfois équivoque.

En calculant la part du plomb au niveau de la DTI grâce à la formule de calcul de la DTI, l'expression des résultats en Bretagne peut être représentée sous forme de graphique (figure 10) et pour la France entière au niveau de la figure 11.

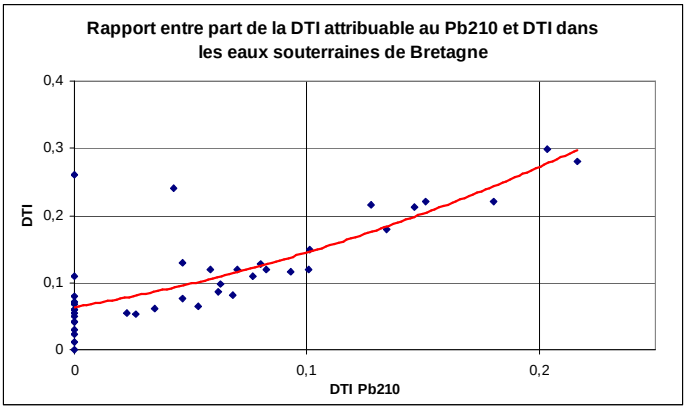


Figure 10 : contribution du plomb 210 à la DTI en Bretagne (SISE-Eaux,2007)

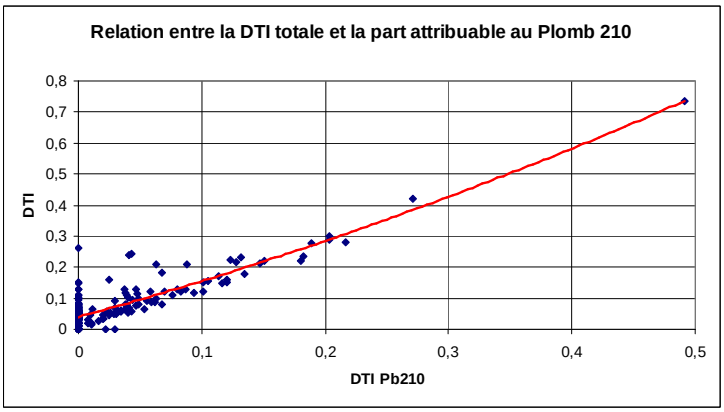


Figure 11 : contribution du plomb 210 à la DTI en France (SISE-Eaux,2007)

D'après la figure 10, ci dessus qui représente les données sur la part du plomb 210 à la DTI pour toute la France, la contribution du plomb 210 à la valeur de la DTI est forte. La représentation des données pour la France entière (figure 11) confirme ce résultat. Mais les données sont insuffisantes en France pour approfondir ce point. On peut cependant émettre l'hypothèse que le plomb pourrait être une piste intéressante d'indicateur de radon.

Cette étude sur la radioactivité des eaux de consommation en France et en Bretagne a permis de mettre en évidence la répartition des dépassements des valeurs guides et de références des indicateurs de la radioactivité, et le nombre important de dépassements pour l'activité alpha globale. Elle soulève aussi l'hypothèse d'une possible relation entre le radon et le plomb-210.

Mais cette étude souligne aussi la difficulté d'exploitation de ces données qui présentent une forte hétérogénéité selon les départements et les points de mesures (CAP,TTP, MCA).

Enfin, elle confirme que les radionucléides à longue vie ne peuvent être négligées dans une étude d'impact sanitaire. En effet, contrairement, à ce qui se passe dans l'atmosphère d'une habitation, ces deux radionucléides peuvent s'accumuler dans l'eau, pouvant atteindre des concentrations élevées et donc une activité élevée.

V. PRESPECTIVE A L'EVALUATION DU RISQUE SANITAIRE LIE AU RADON DANS L'EAU- DISCUSSION

Les dommages provoqués par les rayonnements alpha des descendants du radon peuvent être sources de mutations pouvant conduire au cancer. Les expérimentations animales et les études épidémiologiques ont identifié le cancer du poumon comme danger induit suite à l'inhalation du radon. Le CIRC a classé le radon comme cancérogène pulmonaire certain pour l'homme depuis 1987.

Il serait intéressant de déterminer les risques encourus pour la santé humaine du fait de la consommation d'une eau de consommation contenant du radon. Mais étant donné le manque de données sur le radon dans l'eau de consommation, une évaluation du risque sanitaire du au radon de l'eau n'est pas actuellement réalisable. Dans la perspective de faire cette évaluation des risques, les éléments manquants à cette évaluation, ainsi que les limites ont été identifiées.

La démarche d'évaluation des risques comprend 4 étapes : identification des dangers, définitions des relations dose-réponse, évaluation de l'exposition des populations, caractérisation des risques sanitaires.

Pour la première étape d'identification du danger, le danger lié à l'ingestion d'eau contenant du radon n'a pas été établi et aucune étude sur le sujet n'a pu y répondre.

Le danger lié à l'inhalation de radon provenant de l'eau n'a pas encore été clairement établi bien que des études réalisées dans les établissements thermaux ont montré que l'exposition annuelle des travailleurs thermaux peut atteindre quelques dizaines de millisieverts (Aémon, 2003). La recherche d'informations et d'études sur le danger lié au radon s'avère donc nécessaire pour pouvoir répondre correctement à cette première étape de l'évaluation des risques.

Dans un deuxième temps, la relation dose-réponse, doit établir un lien entre la dose de rayonnement et l'occurrence d'un effet sur la santé. Il s'agit ici d'un effet sans seuil ou stochastique. Cette étape met en évidence les limites atteintes pour la poursuite de l'évaluation des risques concernant plusieurs points :

- Incertitude sur le modèle

Or l'évaluation des risques pour la santé associée à de faibles doses d'exposition reste un sujet de controverse pour la communauté scientifique. La Commission internationale de protection radiologique (CIRP) recommande d'adopter une position prudente excluant un seuil pour les faibles doses et propose une relation linéaire entre la dose reçue et la probabilité de développer un cancer. Pour établir cette relation, le CIRP s'appuie sur des travaux de l'UNSCEAR et en particulier sur les données observées parmi les survivants d'Hiroshima et de Nagasaki, en appliquant un facteur correctif pour tenir compte du fait qu'en situation normale, les doses sont étalées dans le temps et sont plus faibles. Un facteur de réduction du risque de 2 a été retenu par souci de prudence, facteur sous estimé selon des résultas expérimentaux. Finalement le CIRP considère qu'une dose totale de 1 sievert est susceptible d'augmenter de 5% le risque moyen de développer un cancer pour une personne du public.

- Incertitude sur l'effet des faibles doses

Dans son rapport de 1993, le Comité scientifique des Nations unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) a estimé que la dose efficace engagée résultant de l'ingestion de radon dans l'eau s'élevait à 10^{-8} Sv/Bq pour un adulte.

En ce qui concerne les faibles doses qui sont étalées dans le temps et se situant dans la plage de quelques millisievert (mSv) voir millionième de sievert (μSv), les effets s'ils existent sont tellement faibles qu'il est difficile, voire impossible de les mettre en évidence par des études épidémiologiques. En particulier ces études ne permettent pas de conclure quant à l'existence ou non d'un seuil de dose au deçà duquel il n'existerait plus d'effet lié à l'exposition aux rayonnements ionisants. Par prudence et dans une optique de protection, il existe un consensus international pour considérer que toute exposition aux rayonnements ionisants quel que soit le niveau, est susceptible d'induire un effet à l'échelle d'une population. Pour les expositions aux faibles doses, la probabilité de développer un effet stochastique est par convention considérée comme étant proportionnelle à la dose reçue.

- Le manque de données sur la mesure du radon dans l'eau de consommation

Comme nous l'avons vu dans ce mémoire, le radon dans l'eau domestique entraîne une exposition humaine par ingestion et par inhalation, lorsque le radon s'échappe dans l'air ambiant par l'eau de distribution.

Les résultats des campagnes de mesures du radon dans l'eau dans le Finistère ont montré qu'il pouvait y avoir une forte concentration en radon au niveau des captages d'eau souterraine. La moitié des valeurs de radon mesurées dépassaient le seuil de 100 Bq/l, seuil nécessitant la mise en place d'actions correctives selon la recommandation sur le radon de la Commission. La mise en place d'une campagne de mesure du radon au niveau des captages et des points de mise en distribution serait donc intéressante, à l'image des mesures de radioactivité effectuées au niveau des captages pour l'analyse de référence lors du contrôle de la qualité radiologique des eaux de consommation, ceci afin de faire un état des lieux sur la présence de radon dans l'eau.

Dans la recommandation de la commission européenne sur le radon de 2001, il est indiqué que la concentration de radon dans l'eau à l'arrivée d'eau est susceptible de ne pas dépasser celle présente à la source, comme dans le cas d'une usine d'eau. Une mesure à la source suffit normalement pour démontrer la conformité à la concentration de référence et aucune mesure séparée n'est nécessaire aux différents points d'utilisation. Toutefois, il peut s'avérer nécessaire de tenir compte de la désintégration radioactive et de l'éventuelle aération du radon au cours de la fourniture, par exemple pour l'évaluation des doses.

Par ailleurs, l'exposition des travailleurs pouvant inhaler du radon dans les établissements à l'intérieur desquels des quantités relatives de radon peuvent être rejetés à partir de l'eau dans l'air ambiant comme les usines d'eau, les stations thermales devrait faire l'objet de mesures.

Enfin, afin d'apporter des éléments de réponse sue le risque radon lié à l'eau au niveau de l'habitat, des mesures de radon au niveau des douches seraient intéressantes.

- Limites de la métrologie pour la mesure du radon

Le calcul de l'activité volumique du radon dans l'eau de boisson présente des difficultés en raison de la facilité avec laquelle le radon s'échappe de l'eau au cours des manipulations. Il est donc important de tenir compte de la forme sous laquelle se présente

l'eau consommée lors de l'évaluation de la dose absorbée par ingestion. En outre l'utilisation de l'eau pour d'autres usages domestiques augmentera la concentration de radon dans l'air et par conséquent la dose absorbée par inhalation (OMS, 1994).

La mesure du radon ne permet donc pas d'accéder directement au risque sanitaire bien qu'une estimation puisse se faire à l'aide du modèle dosimétrique en tenant compte du facteur d'équilibre. Il est en effet difficile d'appréhender la radioactivité naturelle qui met en jeu des phénomènes complexes. Le métrologue est en effet confronté à une grande variabilité des taux de concentration du radon un fonction du temps, des conditions météorologiques, des caractères intrinsèques du sol. Pour les études portant sur le risque sanitaire, il est préférable de mesurer l'activité volumique des descendants du radon sur des périodes de l'ordre de plusieurs semaines (Robé et Tymen, 1998).

La mesure des descendants du radon s'avère donc nécessaire pour évaluer le risque sanitaire lié au radon dans l'eau. Dans la recommandation sur le radon, la commission européenne indique qu'il est demandé de s'assurer que l'activité des principaux produits de désintégration du radon n'excède pas 0,1 Bq/l pour le polonium-210 et 0,2 Bq/l pour le plomb-210. La recommandation indique que si ces valeurs étaient dépassées, il faudrait considérer la nécessité de mettre en place des actions correctives.

Selon l'OMS, les calculs indiquent que l'eau de boisson entraînerait un faible risque et les quelques études épidémiologiques menées à ce jour n'ont pas permis d'établir un lien entre l'eau de boisson et des cancers du système digestif ou d'autres organes. Il faudrait obtenir davantage d'informations et d'études pour mieux quantifier le risque inhérent à la présence de radon dans l'eau de boisson (OMS, 2007).

VI. CONCLUSION

Le radon est aujourd'hui considéré comme la source principale d'exposition radiologique aux rayonnements naturels pour l'homme. L'exposition par inhalation du radon a été clairement identifiée comme facteur de risque de cancer pulmonaire et le centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a reconnu le radon comme cancérigène pulmonaire pour l'homme depuis 1987.

Dans certains cas, le radon dissous dans l'eau peut contribuer à l'exposition. Des concentrations en radon pouvant atteindre 1000 Bq/l ont pu être mesurées dans des roches cristalline. Les estimations concernant la dose efficace engagée annuelle, absorbée par un adulte à la suite de l'ingestion de l'eau contenant 1000 Bq/l varient entre 0,2 et 1,8 mSv. De plus, l'exposition par ingestion serait étroitement liée à celle par inhalation, ce qui rend difficile l'estimation de l'exposition à partir de la concentration de radon dans l'eau.

L'objectif du mémoire était de donner des éléments de réponses aux interrogations sur le risque radon dans l'eau de consommation en Bretagne, mais face au manque de données sur le radon dans l'eau (mesures, exposition, faibles doses), l'évaluation du risque n'était pas réalisable dans le cadre de ce mémoire.

L'exploitation des données sur la radioactivité issues du contrôle de la qualité radiologique des eaux de consommation de la base nationale SISE-Eaux n'apporte pas non plus d'éléments de réponse, mais suggère de s'intéresser aux descendants à vie longue du radon, en particulier au Plomb-210 et polonium-210, qui auraient une part non négligeable dans la dose efficace. Une surveillance accrue de ces descendants du radon serait nécessaire.

Dans la perspective de faire une évaluation du risque sanitaire lié au radon dans l'eau, le recueil de données sur le radon impliquerait la mise en place d'une campagne de mesure du radon. Compte tenu de la courte période de vie du radionucléide et de la forte variabilité des taux de concentration (fonction du sol, conditions météorologiques), la mesure de l'activité des descendants du radon (Plomb-210 et Polonium-210) serait aussi souhaitable.

Il serait aussi intéressant de mesurer les valeurs du radon exhalé au niveau des réservoirs de stockage des stations de pompage afin de vérifier les valeurs de l'activité radiologique du radon dans l'air des bâtiments, dans une perspective de mettre en place des mesures de protection pour les personnes travaillant dans ce genre de structure. De même, la mise en place de mesures du radon au niveau des l'habitat (douches) pourraient apporter des informations intéressantes sur le contribution de l'eau de distribution sur la concentration de radon dans l'air.

BIBLIOGRAPHIE

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Améon R. Le radon dans les stations thermales, une source d'exposition aux rayonnements ionisants, Radioprotection, 2003, Vol.38, N°2, pp. 201-215.

Autorité de sûreté nucléaire (ASN). Campagne 1999-2001 de mesures du radon dans les établissements recevant du public, 2001.85 p.

Bard D., Timarche M. Le radon, OMS- bureau régional de l'Europe, 1996. 24 p.

Baubron J-C., Boudot S. Origines et voies de transfert du radon observé dans les habitations du bassin ferrifère de Lorraine, Rapport BRGM/RP-50542-FR, 2000. 48 p.

Bureau de recherche Géologique et Minière (BRGM). Couverture géophysique aéroportée du Massif armoricain- Magnétisme et radiométrie spectrale. Rapport du BRGM R40471, 1999, 75 p.

Belot Y., Roy M., Métivier H. Le tritium, de l'environnement à l'homme, IPSN, les éditions de physique, 1996. 187 p.

Billon S., Morin A., Caër S., Baysson H., Gambard, J.P., Rannou A., Tirmarche M., Laurier D. Evaluation de l'exposition de la population française à la radioactivité naturelle. Radioprotection, 2004, Vol.39, n°39, pp. 213 à 232.

Cazoulat A., Lecompte Y.,Bohans S., Gérasimo P. Validation du facteur de correction de l'auto absorption des particules alpha dans une eau : application à la surveillance de sites spécifiques de la défense. Radioprotection, 2007, Vol 42, n°1, pp. 11-27.

Commission Européenne. Scientific Synthesis Report- Drinking Water Seminar, 27 and 28 October 2003.

Crouail P. La gestion du risque de radioprotection d'origine naturelle: recommandations internationales et réglementation française. Colloque « Les irradiations d'origines naturelles en France, 17-18 mars 1998, 7 p.

Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHP), avis du 22 novembre 2001. 10 p. Dispobible sur Internet :
http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/cshpf/a_e_131101_decret_aep.pdf

Delpont G., Tilloloy F. Cartographie du potentiel d'émanation du radon en région Midi-Pyrénées- département des Hautes Pyrénées. Rapport BRGM/RP-51847-FR, 2002, 27 p.

De Guido I. La radioactivité naturelle dans les eaux de consommation. Mémoire de fin d'études, ENSP, 2000, 52 p.

Delacroix D., Guerre, J.P., Leblanc P. Radionucléides et radioprotection- guide pratique, radioprotection vol.39, numéro spécial /CEA, EDP sciences, 2006,

Direction générale de la santé (DGS), 2001- Rapport du groupe de travail mis en place par la DGS, « Qualité radiologique des eaux livrées à la consommation ». *Consulté sur le RESE le 10/05/07. 17p.*

Direction générale de la santé (DGS), 2003. Note du service de surveillance de l'environnement et de l'intervention de l'IRSN, Stratégie analytique des eaux destinées à la consommation humaine. *Consulté sur le RESE le 10/05/07.*

Direction générale de la santé (DGS). L'eau potable en France, 2002-2004. Guide technique, 2005, 48 p.

Division nationale des eaux minérales et thermales (DNEMT), Bureau de recherche Géologique et Minière (BRGM). - Eau minérale te radioactivité- note technique n°15 juillet 2000 ; 22 p.

Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS 35). Enquête sur la teneur naturelle en radon dans les habitations d'Ille et Vilaine, 1996. 26 p.

Gambini D. J., Granier R. Manuel pratique de radioprotection, éditions médicales internationales, 1997. 467 p.

Godet J.L., Linden G. Note « Radioactivité des eaux destinées à la consommation humaine », *novembre 1999. 3 p. Consulté sur le RESE le 10/05/07.*

Grenetier N. Evaluation de l'impact sanitaire consécutif à la pollution des eaux par les activités d'extraction de te traitement de l'uranium en Haute-Vienne ; Mémoire de fin d'études, ENSP, 2002. 64 p.

Ielsch G. Mise au point d'une méthodologie prédictive des zones à fort potentiel d'exhalation du radon. Thèse de Doctorat de l'Université de Bretagne Occidentale, Discipline : géosciences, 2000, 272 p.

Ielsch G., Thiéblemont D., Labed V., Richon, P., Tymen G., Ferry C., Robé M-C, Baubron J-C ., Bechennec F. Radon level variation on a regional scale: influence of the basement trace element (U, Th) geochemistry on exhalation rates. Journal of Environmental Radioactivity 53, 2001, pp. 75-90.

Ielsch G., 2004. Cartographie prédictive du potentiel d'exhalation du radon-222 à la surface des sols : exemple d'application dans le passif armoricain. Environnement, risque et santé – vol.3, janvier février, 2004, pp. 35-43.

Institut de Radioprotection et de sûreté Nucléaire (IRSN). Bilan de l'état radiologique de l'environnement français en 2005, extrait du CD-rom.

Institut de Protection et de sûreté Nucléaire (IPSN)- Direction générale de la santé (DGS), 2000. Campagne nationale de l'exposition domestique au radon. 200 p.

Körner S., Reifenhäuser C. Investigation and reduction of personnel exposure levels in Bavarian Water Supply facilities. 9 th European ALARA Workshop; 18-21 October 2005.Ausbug-Germany. 2005. pp. 144-149.

Le Druillenec T. Caractérisation des mécanismes contrôlant la variabilité des concentrations en Radon-222 dans un aquifère en milieu fracturé de socle : exemple du site de Ploemeur. Journées des thèses IRSN, 19-21 septembre 2005. 8 p.

Loyen L.et al., Stratégie anlytique des eaux destinées à la consommation humaine. IRSN, 2003, p.3.

Mariet C. Mesure de la radioactivité de l'eau potable : un problème complexe. TSM n°5, 2006, pp.12-16.

Métivier H., Roy M. Dose efficace liée à la consommation d'eau minérale naturelle par l'adulte et le nourrisson. Radioprotection, 1997, Vol.32, N°4, pp. 491 à 499.

MIAS. Radon in Rheinland-Pfalzischen Wasserwerke; Teil 1; Ergebnisse der Screening – Messungen und Schwerpunktmessungen. 2004. 154 p.

Murith Ch., Gurtner A. Les expositions d'origine naturelle en Suisse. Radioprotection, 1999, Vol.34, N°1, pp. 37-46.

OMS, 2004. Water Safety Plan, Guidelines for drinking water Quality. First Addendum to Volume 1 of the Third Edition, radiological aspect. pp. 197-209. Disponible sur internet: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/index.html

Pellegrini D., Perès J-M., Robé M-C. Le radon de l'environnement à l'homme, IPSN, EDP sciences, 1998, chapitre 1, Origine, propriété et abondance du radon, pp.11-29.

Picat Ph., Calmet D., Louvat D., Vray F.,Lemaitre N., Linden G., Barbey P., Pigree G., Bourcier T.,Levy, F., Le Bar S., Baron Y., Delacroix D., Panaïva E., De Bruyne T., Hervé J. Y.,Beguinel P., Cabanne N., De Paepe A., Santucci C., Prot T., Matray J.L., Tillie J.L. Radioactivité d'origine naturelle dans l'environnement en France : niveau non perturbé par l'homme. Radioprotection, 2002, Vol.37, N°3, pp. 28 3-327.

Pinault JL., Baubron J-C. Signal processing of diurnal and semidiurnal variations in radon and atmospheric pressure : a tool for accurate in situ measurement of soil gaz velocity, pressure gradient en tortuosity ; Journal of geophysical research, 1997, vol 102, n°B8, pp. 18,101-18,120.

Plan d'actions interministériel 2005-2008 pour la gestion du risque lié au RADON, 31 mars 2006. 6 p.

Pradel J., Zettwoog P., Dellero N., Beutier D., Le polonium 210, un repère naturel important en radioprotection. Radioprotection, 2001, Vol.36, N°4, pp. 401-416.

Plan Régional Santé Environnement (PRSE) Bretagne. Programme régional de prévention des risques pour la santé liés à l'environnement général et au travail, 2005. 118 p.

Plan National Santé Environnement, 2004, Disponible sur le RESE.

Rannou A. Connaissance actuelle des sources d'irradiation naturelle. Radioprotection, 1999, Vol.34, N°4, pp. 505-519.

Reddy D.V., Sukhija B.S., Nagabhushanam P., Reddy G.K., Kumar D., Lachassagne p. Soil gaz radon emanométry : a tool for declination of fracture for grounwater in granitic terrains. Journal of Hydrogy, 2006, n°329, pp. 186-195.

Robé M-C, Tymen G. Le radon de l'environnement à l'homme, IPSN, EDP sciences, 1998, chapitre 3, Métrologie du radon, pp. 55-82.

Sabroux J-C. Le radon de l'environnement à l'homme, IPSN, EDP sciences, 1998, chapitre2, le radon, traceur de phénomènes naturels, pp. 31-53.

Société Géologique de France (SGF), Bureau de recherches géologique et minières (BRGM, 2001). Le radon, Géochronique, 2001,n°78, 27 p.

Tort V., Le faure C., Linden G., Herbelet J., La tritium dans le milieu aquatique et le risque associé . Radioprotection, 1997, Vol.32, N°4 pp. 50 1-519.

Tourlière B., Le Berre P, Pasquet, J-F., Lebret P. Cartographie prédictive des concentrations en radon en Basse Normandie. Rapport BRGM/RP-54772-FR, 2006, 80 p.

Weng P, Laporte P., courtois N., lachassagne P.Baltassat J-M.Prospection hydrogéologique sur le bourg e d Cacao (Guyane). Mesure d'émanométrie radon et sondage électrique. Rapport BRGM/RP-53448-FR, 2004, 49 p.

REFERENCES REGLEMENTAIRES

Circulaire N° DGS/SD7A/2007/57 du 02 février 2007 relative aux modifications apportées aux dispositions réglementaires du code de la santé publique par le décret n°2007-49 du 11 janvier 2007 relatif à la sécurité sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine.

Circulaire N° DGS/EA4/2007/232 du 13 juin 2007 relative au contrôle et à la gestion du risque sanitaire liés à la présence de radionucléides dans les eaux destinées à la consommation humaine, à l'exception des eaux conditionnées et des eaux minérales naturelles.

Code de la santé publique, livre III, titre II (eau et alimentation) et livre III, titre III, chapitre III (Rayonnement ionisants).

Journal Officiel de communautés européennes (JOCE) L.330 du 5 décembre 1998, page 32-54 Directive du Conseil de l'Union européenne n°98/ 83/CE du 3 novembre 1998 modifiée relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

Journal Officiel des communautés européennes (JOCE) L.310 du 28 décembre 2001, page 85-88 Recommandation de la Commission du 20 décembre 2001 concernant la protection de la population contre l'exposition au radon dans l'eau potable C(2001) 4580.

Journal Officiel République Française (JO) du 22 décembre 2001, page 20381, Décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001, relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles ; NOR:MESX0100156D ; version consolidée au 27 mai 2003**.**

Journal Officiel de la république française (JO) n° 140 du 18 juin 2004 page 10911, texte n° 41, Arrêté du 12 mai 2004 fixant les modalités de contrôle de la qualité radiologique des eaux destinées à la consommation humaine, NOR: SANY0421802A.

Journal Officiel de la république française (JO) n° 31 du 6 février 2007 page 2180, texte n° 17, Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique NOR: SANP0720201A.

Journal Officiel de la république française (JO) n° 36 du 11 février 2007 page 2626, texte n° 22, Arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux fournies par un réseau de distribution, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique NOR : SANP0720202A.

Journal Officiel de la république française (JO) n° 41 du 17 février 2007 page 2916, texte n° 18, Arrêté du 11 janvier 2007 relatif au programme de prélèvements et d'analyses du contrôle sanitaire pour les eaux utilisées dans une entreprise alimentaire ne provenant pas d'une distribution publique, pris en application des articles R. 1321-10, R. 1321-15 et R. 1321-16 du code de la santé publique. NOR : SANP0720203A.

SITES INTERNET CONSULTES

ANDRA Site consulté le 02/05/07
www.andra.fr

CSTB site consulté le 31/07/07
http://www.cstb.fr/

EICRHOM site consulté le 06/07
http://www.eichrom.com/waterlab/laboratoires.html

OMS water safety plan 1984, 1994, 2004 site consulté le 21/05/07
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/index.html

ICRP site consulté le 11/06/07
http://www.icrp.org/

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : Représentation des familles de l'uranium-238 et du Thorium 232 II

ANNEXE 2 : Limites de détection, doses effaces engagées par unité d'incorporation et concentrations dérivées de références pour les principaux radionucléides. IV

ANNEXE 3: Méthodologie d'analyse des eaux de consommation humaine V

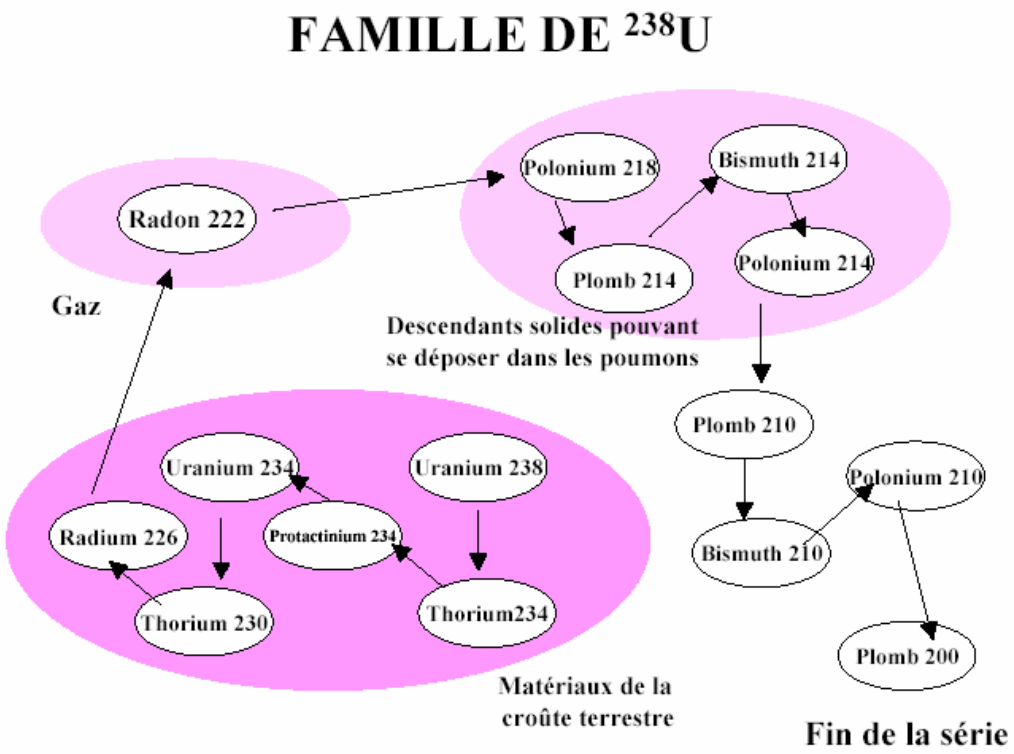
ANNEXE 4 : Code des paramètres de radioactivité dans SISE-Eaux VI

ANNEXE 5 : Résultats de l'exploitation des données de SISE-eaux. VII

ANNEXE 1 : Représentation des familles de l'uranium-238 et du Thorium 232

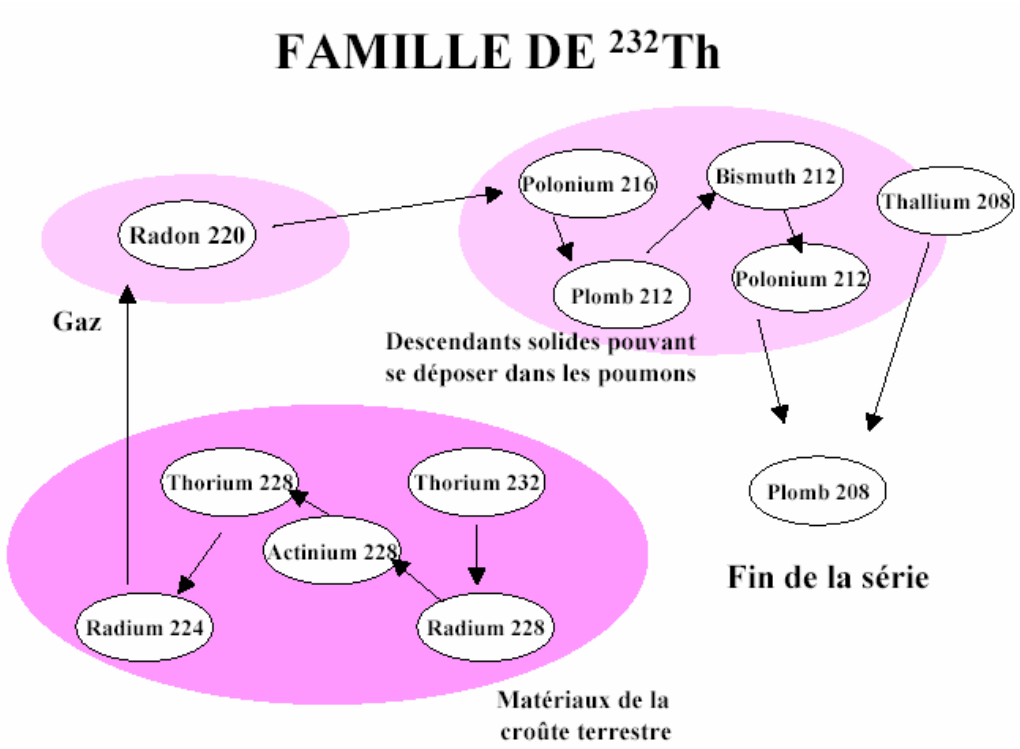
FAMILLE DE L'URANIUM-238			
radionucléides	**Symbole**	**Période**	**Émissions principales**
Uranium 238	^{238}U	$4,5 \times 10^{9}$ a	α
Thorium 234	^{234}Th	24 j	β, γ
Protactinium 234m	^{234m}Pa	1,2 min	β, γ
Uranium 234	^{234}U	$2,5 \times 10^{5}$ a	α, γ
Thorium 230	^{230}Th	$7,7 \times 10^{4}$ a	α, γ
Radium 226	^{226}Ra	$1,6 \times 10^{3}$ a	α, γ
Radon 222	^{222}Rn	3,83 j	α
Polonium 218	^{218}Po	3,1 min	α
Plomb 214	^{214}Pb	27 min	β, γ
Bismuth 214	^{214}Bi	20 min	β, γ
Polonium 214	^{214}Po	$1,6 \times 10^{-4}$ s	α, γ
Plomb 210	^{210}Pb	22,3 a	β, γ
Bismuth 210	^{210}Bi	5,01 j	β
Polonium 210	^{210}Po	138 j	α
Plomb 206	**^{206}Pb**	**stable**	**aucune**

Tableau : Famille de l'Uranium-238



radionucléides	**Symbole**	**Période**	**Émissions principales**
Thorium 232	^{232}Th	$1{,}4 \times 10^{10}$ a	α
Radium 228	^{228}Ra	5,7 a	β
Actinium 228	^{228}Ac	6,1 h	β, γ
Thorium 228	^{228}Th	1,9 a	α, γ
Radium 224	^{224}Ra	3,7 j	α, γ
Radon 220	^{220}Rn	55,6 s	α
Polonium 216	^{216}Po	0,15 s	α
Plomb 212	^{212}Pb	10,6 h	β, γ
Bismuth 212	^{212}Bi	61 min	α, β, γ
Polonium 212 (65 %)	^{212}Po	3×10^{-7} s	α
Thallium 208 (35 %)	^{208}Tl	3,1 min	β, γ
Plomb 208	**^{208}Pb**	**stable**	**aucune**

Tableau 2 : Famille du thorium 232



ANNEXE 2 : Limites de détection, doses effaces engagées par unité d'incorporation et concentrations dérivées de références pour les principaux radionucléides.

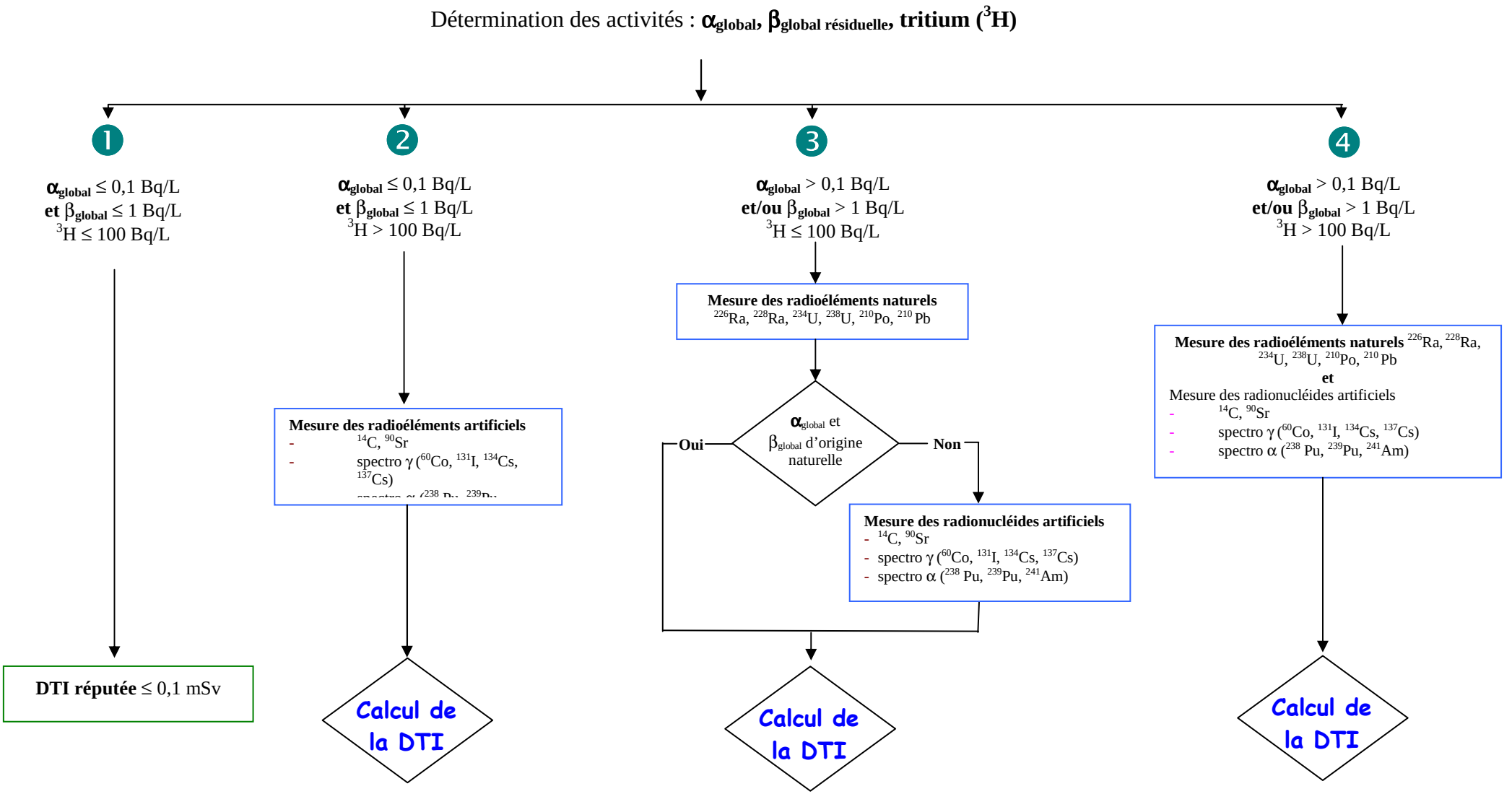
Paramètres	**Limites de détection pour l'analyse des eaux destinées à la consommation humaine**[3] ($Bq \cdot L^{-1}$)	**Doses efficaces engagées par unité d'incorporation**[4] ($Sv \cdot Bq^{-1}$)	**Concentrations dérivées de référence**[5] ($Bq \cdot L^{-1}$)
Activité alpha globale	0,04	-	-
Activité bêta globale	0,4	-	-
Américium (Am) 241	0,06	$2,0.10^{-7}$	0,7
Carbone (C) 14	20	$5,8.10^{-10}$	240
Césium (Cs) 134	0,5	$1,9.10^{-8}$	7,2
Césium (Cs) 137	0,5	$1,3.10^{-8}$	11
Cobalt (Co) 60	0,5	$3,4.10^{-9}$	40
Iode (I) 131	0,5	$2,2.10^{-8}$	6,2
Plomb (Pb) 210	*en cours de définition*	$6,9\ 10^{-7}$	0,2
Plutonium (Pu) 238	0,04	$2,3.10^{-7}$	0,6
Plutonium (Pu) 239	0,04	$2,5.10^{-7}$	0,6
Plutonium (Pu) 240	0,04	$2,5.10^{-7}$	0,6
Polonium (Po) 210	*en cours de définition*	$1,2\ 10^{-6}$	0,11
Radium (Ra) 226	0,04	$2,8.10^{-7}$	0,5
Radium (Ra) 228	0,08	$6,9.10^{-7}$	0,2
Strontium (Sr) 90	0,4	$2,8.10^{-8}$	4,9
Tritium (H) 3	10	$1,8.10^{-11}$	7800
Uranium (U) 234	0,005	$4,9.10^{-8}$	2,8
Uranium (U) 238	0,005	$4,5.10^{-8}$	3,0

[3] Arrêté ministériel du 17 septembre 2003 relatif aux méthodes d'analyse des échantillons d'eau et à leurs caractéristiques de performance.

[4] Arrêté du 1er septembre 2003 définissant les modalités de calcul des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants, tableau 1.1 cas d'un adulte de plus de 17 ans.

[5] Cette activité serait à l'origine d'une dose de 0,1 mSv par an pour un adulte consommant 730 litres dans le cas de la présence exclusive du radionucléide, à l'exclusion de tous les autres.

ANNEXE 3: Méthodologie d'analyse des eaux de consommation humaine

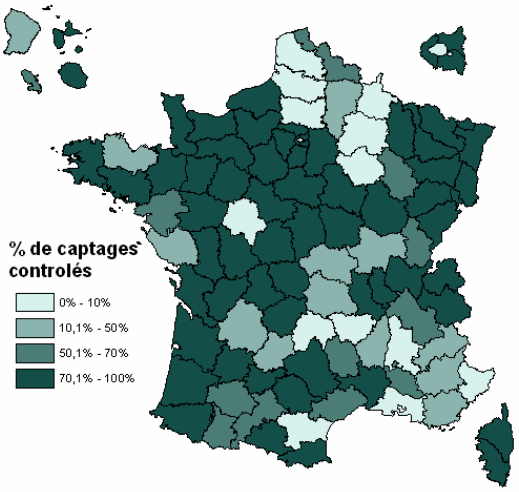


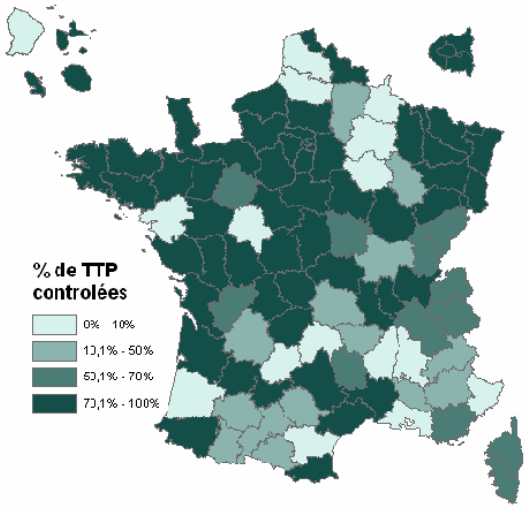
ANNEXE 4 : Code des paramètres de radioactivité dans SISE-Eaux

Code SISE-Eaux du paramètre	Libellé du paramètre	Unité
ACTA201	Activité Thallium 201	Bq/L
ACTA210	Activité Thallium 210	Bq/L
ACTAM41	Activité Américium 241	Bq/L
ACTC14	Activité Carbone 14	Bq/L
ACTCO60	Activité Cobalt 60	Bq/L
ACTCS34	Activité Césium 134	Bq/L
ACTCS37	Activité Césium 137	Bq/L
ACTI123	Activité Iode 123	Bq/L
ACTI125	Activité Iode 125	Bq/L
ACTI131	Activité Iode 131	Bq/L
ACTIK40	Activité bêta attribuable au Potassium 40	Bq/L
ACTITR	Activité Tritium (3H)	Bq/L
ACTP238	Activité Plutonium 238	Bq/L
ACTPB10	Activité Plomb 210	Bq/L
ACTPLU2	Activité Plutonium 239 + 240	Bq/L
ACTPLU3	Activité Plutonium 238 + 239 + 240	Bq/L
ACTPO10	Activité Polonium 210	Bq/L
ACTPU	Activité Plutonium 238 + 239 + 240	Bq/L
ACTRD26	Activité Radium 226	Bq/L
ACTRD28	Activité Radium 228	Bq/L
ACTRN22	Activité Radon 222	Bq/L
ACTS34	Activité Soufre 34	Bq/L
ACTSR90	Activité Strontium 90	Bq/L
ACTTC99	Activité Technetium 99	Bq/L
ACTTH28	Activité Thorium 228	Bq/L
ACTTH30	Activité Thorium 230	Bq/L
ACTTH32	Activité Thorium 232	Bq/L
ACTU234	Activité Uranium 234	Bq/L
ACTU235	Activité Uranium 235	Bq/L
ACTU238	Activité Uranium 238	Bq/L
DTI	Dose totale indicative	mSv/an
RALPHA2	Activité alpha globale	Bq/L
RBETA2	Activité bêta globale	Bq/L
RBETA2R	Activité bêta globale résiduelle	Bq/L

ANNEXE 5 : Résultats de l'exploitation des données de SISE-Eaux.

Etude sur la radioactivité des eaux en France





Carte 1 : Répartition des captages contrôlés (SISE-Eaux, 2007)

Carte 2 : Répartition des TTP contrôlées (SISE-Eaux, 2007)

	Nombre de mesures	%
RHONE ALPES	19560	11%
ILE DE FRANCE	15284	9%
LANGUEDOC ROUSSILLON	12592	7%
LORRAINE	12709	7%
MIDI PYRENEES	11911	7%
AQUITAINE	8334	5%
BOURGOGNE	8493	5%
BRETAGNE	7895	5%
CENTRE	8612	5%
LIMOUSIN	8555	5%
ALSACE	6038	4%
BASSE NORMANDIE	7050	4%
FRANCHE COMTE	6185	4%
HAUTE NORMANDIE	6113	4%
POITOU CHARENTES	6822	4%
PAYS DE LOIRE	5461	3%
AUVERGNE	3871	2%
CORSE	3011	2%
PROVENCE ALPES COTE d'AZUR	3857	2%
ANTILLES GUYANE	1942	1%
CHAMPAGNE ARDENNE	1262	1%
NORD PAS-de-CALAIS	2421	1%
PICARDIE	1979	1%
REUNION	816	0%
TOTAL	170773	100%

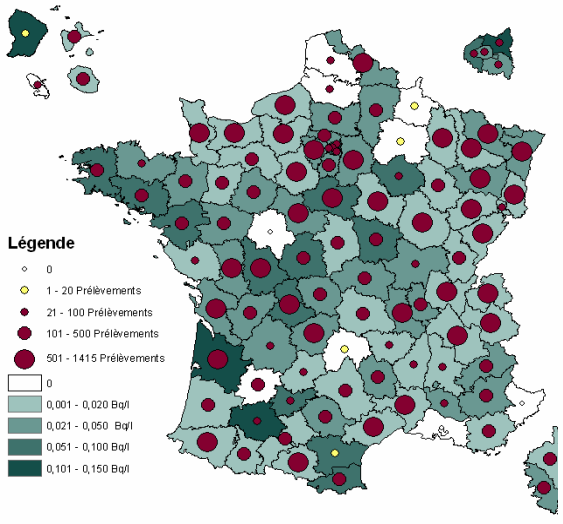
Tableau 1 : Nombre total de mesures sur 4 paramètres de radioactivité pour toutes installations AEP par région depuis 2003

1. Activité alpha globale

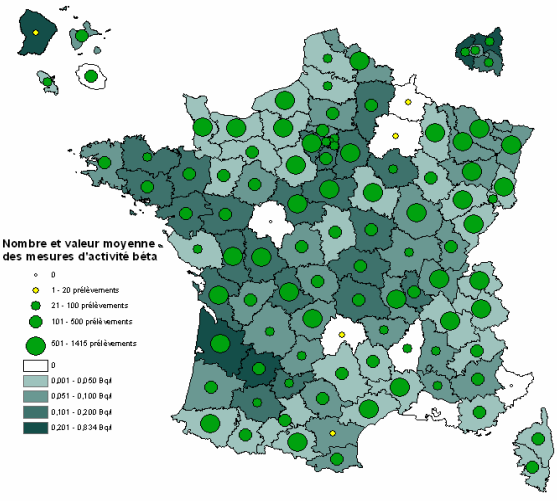
	Nombre de mesures	activité alpha >0,1 Bq/l	%
AQUITAINE	2757	372	13%
POITOU CHARENTES	2550	316	12%
LIMOUSIN	3185	329	10%
CENTRE	3243	286	9%
NORD PAS-de-CALAIS	618	54	9%
BRETAGNE	2666	171	6%
ILE DE FRANCE	4960	312	6%
PAYS DE LOIRE	1841	112	6%
PICARDIE	580	36	6%
BASSE NORMANDIE	2419	90	4%
LANGUEDOC ROUSSILLON	3367	131	4%
LORRAINE	4455	161	4%
CHAMPAGNE ARDENNE	439	8	2%
CORSE	1141	25	2%
MIDI PYRENEES	3806	67	2%
ALSACE	2319	34	1%
ANTILLES GUYANE	826	10	1%
AUVERGNE	1115	12	1%
BOURGOGNE	2984	41	1%
RHONE ALPES	7250	68	1%
PROVENCE ALPES COTE d'AZUR	1205	8	1%
FRANCHE COMTE	2372	4	0%
HAUTE NORMANDIE	2405	12	0%
REUNION	408	0	0%
TOTAL	58911	2659	5%

Tableau 2 : Nombre total de mesures activité alpha et de dépassements, toutes installations AEP, depuis 2003

Carte 3 : MOYENNE en eau souterraine de la valeur pour l'activité alpha globale (SISE-Eaux, 2007)



Carte 4 : MOYENNE en eau souterraine de la valeur pour l'activité Bêta globale (SISE-Eaux, 2007)



2. Activité bêta globale

	Nombre de mesures	Activité Bêta >1 Bq/l
AQUITAINE	2757	24
BRETAGNE	2666	5
MIDI PYRENEES	3805	5
ANTILLES GUYANE	826	3
LORRAINE	4453	2
PAYS DE LOIRE	1842	2
BOURGOGNE	2983	1
LANGUEDOC ROUSSILLON	3367	1
POITOU CHARENTES	2549	1
PROVENCE ALPES COTE d'AZUR	1242	1
RHONE ALPES	7249	1
TOTAL	33739	46

Tableau 3: nombre de meures et de dépassements de l'activité bêta depuis 2003

3. Activité Tritium

	Nombre de mesures	activité Tritium >0 Bq/l	%
ILE DE FRANCE	2529	864	34%
BOURGOGNE	1578	325	21%
PAYS DE LOIRE	1219	228	19%
POITOU CHARENTES	983	130	13%
MIDI PYRENEES	2182	229	10%
CENTRE	2053	185	9%
PICARDIE	1219	82	7%
HAUTE NORMANDIE	1104	69	6%
LORRAINE	3700	225	6%
ALSACE	1390	52	4%
AQUITAINE	1831	76	4%
LANGUEDOC ROUSSILLON	2499	97	4%
FRANCHE COMTE	1402	42	3%
ANTILLES GUYANE	286	7	2%
AUVERGNE	765	16	2%
CORSE	715	12	2%
BASSE NORMANDIE	2194	1	0%
BRETAGNE	1598	4	0%
CHAMPAGNE ARDENNE	326	1	0%
LIMOUSIN	797	2	0%
TOTAL	30370	2647	9%

Tableau 4: nombre de mesures, de valeur supérieur à 0 de l'activité tritium depuis 2003

Etude la radioactivité des eaux potables de Bretagne

	Débit	Code national	Nom du captage	Commune	date prélèvement	Plomb 210	Polonium 210	Radium 226	Radium 228	Uranium 234	Uranium -238	bêta globale en Bq/L	alpha globale en Bq/L	DTI
						Bq/l	Bq/l	Bq/l	Bq/l	Bq/l	Bq/l	Bq/l	Bq/L	mSv/an
22	1600	22001507	CARIBET (FORAGE N°4)	PLOEUC SUR LIE	21/06/2004		0	0,097		0,007	0	0,44	0,18	0
		22001489	GOLLOT BRAS (FORAGE 2003)	LOUARGAT	13/01/2004		0	0,049		0,007	0,009	0,34	0,15	0,011
	2400	22001533	LA VILLE BEZY (FE2 - 2004)	TREFUMEL	15/12/2004		0	0,067		0,036	0	0,5	0,26	0,015
29	2250	29000193	BOIS DANIEL.CAPTAGE.	ELLIANT	24/10/2006	0,052	0	0,13	0	0	0	0,41	0,28	0,053
	18000	29000205	BROMUEL.	PLOUHINEC	08/08/2006	0,123	0	0,13	0	0,007	0	0,384	0,316	0,087
	1350	29000290	CATELOUARN.	QUERRIEN	11/10/2006	0,152	0,016	0,087	0	0,008	0,006	0,254	0,142	0,11
	1440	29000273	COADOU.	SAINT-HERNIN	31/10/2006	0	0	0,092	0,077	0	0	0,262	0,205	0,059
	2250	29000153	COATEREAC.	BANNALEC	22/05/2006	0,116	0,011	0,26	0	0,013	0,009	0,72	0,43	0,12
	810	29002204	FORAGE KERLOSQUET	LANDUDEC	20/04/2006	0,164	0,015	0,12	0	0	0	0,431	0,17	0,12
	6750	29000172	GOULITQUER.	BRIEC	20/04/2006	0	0	0,12	0,166	0	0	0,494	0,237	0,11
	1800	29000291	KERANT SPARL.	QUERRIEN	11/10/2006	0,135	0	0,052	0	0	0	0,212	0,111	0,081
	2250	29001501	KERGAMET FORAGE 1.	LANDUDEC	08/11/2006	0	0	0,06	0	0	0,006	0,271	0,214	0,012
	1143	29000219	KERGREN.	LANDUDAL	23/10/2006	0,069	0,007	0,097	0	0	0	0,242	0,194	0,061
	495	29000200	KEROURGUE.	FOUESNANT	12/04/2006	0,139	0,053	0	0	0,009	0,01	0,46	0,095	0,12
	1800	29000288	LAND GUERRIEN.	QUERRIEN	12/04/2006	0,267	0,016	0,16	0	0	0	0,59	0,355	0,18
	720	29000170	LA VIERGE-FORAGE.	BRENNILIS	29/08/2006	0,2	0,012	0,052	0	0	0	0,291	0,147	0,12
	100	29000020	MOLENE 2_	ILE-MOLENE	14/12/2006	0,3	0,073	0	0	0,045	0,038	1,36	0,208	0,22
	1143	29000206	MURIOU.	GUILLIGOMARC'H	12/04/2006	0,43	0,034	0,17	0	0,009	0	0,632	0,252	0,28
	1800	29000221	PARC YAN.	LANGOLEN	22/08/2006	0,125	0,01	0,12	0	0	0	0,419	0,238	0,098
	1800	29000197	PENALEN.	FOUESNANT	12/04/2006	0	0	0	0	0,018	0	0,229	0,086	0,008
	2000	29000033	PONT-CLEAU 1_	MILIZAC	20/08/2006	0,092	0,023	0,053	0	0	0	0,31	0,115	0,077
	1800	29000319	STANG CROSHUEL CAP.	SAINT-THURIEN	13/04/2006	0,358	0,015	0,13	0	0,008	0,008	0,427	0,202	0,22
	360	29000321	STANG LINGUENNEC CAP.	SAINT-YVI	20/04/2006	0,201	0,008	0,14	0,032	0	0	0,5	0,233	0,15
	2970	29001321	TROUHARN PRINCIPAL.	SAINT-EVARZEC	20/09/2006	0,106	0	0,036	0	0,007	0,006	0,166	0,077	0,065

35	3150	35000505	BEAUREGARD (PUITS)	SAINT AUBIN D'AUBIGNE	09/11/2006	0	0	0	0	0,3	0,375			0,041
	3150	35000502	LA DOUETTEE (FORAGE)	SAINT AUBIN D'AUBIGNE	09/11/2006	0	0	0	0	0,182	0,203			0,03
	5600	35000456	LA MARIONNAIS (FORAGE)	CHARTRES DE BRETAGNE	16/11/2006	0	0,004	0	0	0,046	0,077			0,023
	3500	35000470	LA NOE (FORAGE)	SAINT GREGOIRE	25/04/2006	0	0	0	0	0,1	0,1			0,054
	1400	35000257	LA VILLE DANET	PAIMPONT	27/06/2006	0	0	0,051	0,103	0,002	0,002			0,079
	1050	35000353	LE CHATEL	MARCILLE RAOUL	29/05/2006	0	0	0,073	0	0	0			0,068
	1400	35000254	LES CREUX DU CANNEE	PAIMPONT	27/06/2006	0	0,011	0,072	0,441	0,016	0,011			0,261
	2800	35000974	LE VAU REUZE (FORAGE)	BETTON	12/04/2006	0	0	0,1	0	0	0			0,05
56	2000	56000326	BRAMBAZO	BUBRY	15/06/2006	0,291	0,046	0,089	0	0,007	0,005	0,25	0,16	0,213
	1000	56000406	HOEDIC	HOEDIC	07/11/2005	0	0	0,128	0	0,035	0,031	0,24	0,15	0,06
	1000	56000406	HOEDIC	HOEDIC	20/06/2006	0	0,013	0,152	0	0,027	0,028	0,19	0,28	0,072
	600	56000546	HOUAT (STATION DE TRAITEMENT)	HOUAT	18/05/2006	0	0	0,172	0	0,079	0,051	0,45	0,37	0
	22000	56000330	KERGANTIC	PLOEMEUR	26/06/2006	0,185	0,013	0	0	0,008	0,006	0,22	0,1	0,116
	3500	56000323	KERVREHEN	PRIZIAC	15/11/2005	0,253	0,053	0,16	0	0,015	0,014	0,3	0,24	0,216
	25000	56000077	LESVELLEC	VANNES	26/09/2006	0	0,006	0,049	0	0,009	0,007	0,15	0,13	0,041
	2000	56000322	LINDORUM	LE FAOUET	15/11/2005	0,092	0,092	0,234	0	0,015	0,021	0,37	0,32	0,13
	6000	56000136	LOCMEREN DES PRES	GRANDCHAMP	14/11/2005	0,085	0,285	0,056	0	0,009	0,01	0,26	0,13	0,241
	3500	56000156	LOGO	QUESTEMBERT	15/06/2006	0,404	0,071	0,118	0	0,014	0,012			0,299
	5000	56000158	LOGO	QUESTEMBERT	14/11/2006	0,045	0,002	0,097	0	0,01	0,004	0,37	0,36	0,055
	3520	56000292	MINEZ DU EAU BRUTE	LANGONNET	13/12/2005	0,065	0,076	0,064	0,228	0,002	0,005	0,36	0,14	
	550	56000331	PENNEVEN	LANVENEGEN	13/06/2006	0,159	0,02	0,1	0	0,016	0,017	0,33	0,17	0,128
	1575	56000263	SENCE	MALGUENAC	12/12/2005	0,132	0,031	0,063	0	0	0,004	0,24	0,13	
					moyenne	0,11	0,02	0,09	0,02	0,02	0,02	0,38	0,20	0,10

Tableau 5: Nombre de mesures des radionucléides complémentaires toutes installation AEP en Bretagne (SISE-EAUX, 2007)