

# Rapport GT2

du Groupe d'Expertise  
Pluraliste sur les sites  
miniers d'uranium  
du Limousin

Surveillances environnementale,  
des écosystèmes et sanitaire  
Risque environnemental  
Impacts dosimétrique et sanitaire



# Volume 1

# **Rapport GT2 Volume 1**

Surveillances environnementale,  
des écosystèmes et sanitaire  
Risque environnemental  
Impacts dosimétrique et sanitaire



# Sommaire

<b>Introduction</b>	<b>7</b>
<b>1.1. Mission du GEP</b>	<b>7</b>
<b>1.2. Composition du GEP</b>	<b>7</b>
<b>1.3. Mission, composition et mode d’approche du GT2</b>	<b>8</b>
<b>Chapitre 1 : les surveillances</b>	<b>9</b>
<b>2.1. Surveillance environnementale</b>	<b>9</b>
2.1.1. Objectif	9
2.1.2. Matériel et méthode	9
2.1.3. Résultats	11
<b>2.2. Surveillance et protection des écosystèmes</b>	<b>14</b>
2.2.1. Objectif	14
2.2.2. Matériel et méthode	15
2.2.3. Résultats	15
Les acteurs	15
Les acteurs publics	15
Les acteurs associatifs	16
L’exploitant AREVA NC	16
Les outils disponibles	16
ZNIEFF	17
Sites classés ou inscrits	18
Réserve Naturelle Nationale (RNN)	19
Site Natura 2000	20
Cours d’eau classés ou réservés	24
Présence d’espèces protégées	24
Schéma Directeur d’Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE)	24
Contrat de rivière	25
Protection des zones humides	28
2.2.4. Discussion	29
2.2.5. Recommandations	29
<b>2.3. Surveillance sanitaire</b>	<b>31</b>
2.3.1. Objectif	31
2.3.2. Matériel et méthode	31
2.3.3. Résultats	33
Étape 1 : Identification des dangers sanitaires pouvant être associés aux substances se trouvant dans l’environnement suite à l’exploitation d’une mine d’uranium	33
Étape 2 : Inventaire des données sanitaires disponibles au sein de la zone d’étude	34
Étape 3 : Priorisation des pathologies à prendre en compte	38
Étape 4 : Analyse descriptive des données en étroite collaboration avec leurs détenteurs	39
Étape 5 : Réflexion sur les apports et limites des différents outils de surveillance sanitaire	40
2.3.4. Discussion	42
2.3.5. Recommandations	44

## **Chapitre 2 : les évaluations d'impacts** \_\_\_\_\_ **45**

<b>3.1. Evaluation du risque environnemental</b> _____	<b>45</b>
3.1.1. Objectif _____	45
3.1.2. Matériel et méthode _____	46
Identification des dangers - Formulation du problème _____	48
Échelle de temps _____	48
Définition de la zone d'étude _____	49
Substances à prendre en compte pour l'évaluation du risque _____	50
Modèle conceptuel d'exposition _____	51
Analyse des effets (PNEC) _____	52
Valeur de référence dite sans effet radiotoxique pour les écosystèmes et sa déclinaison pour les isotopes radioactifs de l'uranium et de ses descendants _____	52
Valeur de référence pour le risque chimique lié à l'uranium _____	55
Analyse des expositions (PEC) _____	56
Caractérisation du risque _____	57
3.1.3. Résultats _____	57
Résultats de l'étape 1 de l'approche graduée : screening _____	58
Analyse des expositions (PEC) _____	58
Caractérisation du risque _____	59
Résultats de l'étape 2 de l'approche graduée : évaluation générique _____	61
Résultats de l'étape 3 (dernière étape) de l'approche graduée : évaluation complète _____	62
3.1.4. Discussion et recommandations _____	63
<b>3.2. Evaluation d'impact pour la population</b> _____	<b>65</b>
3.2.1. Evaluation d'impact sanitaire associée au radon _____	65
Identification des voies pertinentes d'exposition au radon d'origine minière _____	66
Identification des populations potentiellement concernées par une exposition radon d'origine minière _____	67
Choix des indicateurs pertinents et estimations de ces indicateurs pour les populations d'intérêt _____	67
Concentrations de radon _____	68
Doses efficaces _____	68
Impact sanitaire _____	69
3.2.2. Evaluation d'impact dosimétrique _____	69
Objectif _____	69
Matériel et méthode _____	70
Méthode actuelle d'évaluation de l'impact radiologique _____	70
Bilan du retour d'expérience des évaluations _____	73
Principe de la méthode proposée par le GT2 _____	74
Résultats _____	84
Identification des sources d'exposition et des voies de transfert _____	84
Identification des voies d'exposition _____	85
Définition des scénarios d'exposition _____	85
Discussion et recommandations _____	89
3.2.3. Veille sanitaire _____	91
Introduction _____	91
Matériel et méthode _____	92
Identification des pathologies et des quorums de cas _____	92
Description et représentation des données sanitaires _____	93
Méthodes de discrétisation _____	94
Identification d'agrégats spatiaux _____	94
Construction d'un indicateur d'influence minière _____	95
Construction des indicateurs d'exposition environnementale _____	96
Mise en perspective des données de santé avec l'exposition minière _____	97
Résultats _____	98
Discussion et recommandations _____	100

## **Chapitre 3 : outils d'aide à l'interprétation des résultats \_\_\_\_\_ 101**

<b>4.1. Environnement / Les normes dans le domaine radiologique et chimique _____</b>	<b>101</b>
4.1.1. Environnement / Les normes dans le domaine Radiologique _____	101
4.1.2. Environnement / Les normes dans le domaine chimique (U) _____	103
<b>4.2. Population / Les normes de base en radioprotection _____</b>	<b>105</b>
4.2.1. Introduction _____	105
4.2.2. L'élaboration des règles en radioprotection _____	106
4.2.3. L'action néfaste des radiations ionisantes _____	107
4.2.4. Notion de dose et évaluation des expositions _____	108
Grandeurs physiques _____	108
Grandeurs en radioprotection _____	109
Grandeurs opérationnelles _____	109
Les modèles biocinétiques _____	110
L'évaluation de l'exposition interne _____	111
4.2.5. Les concepts et les principes de la CIPR _____	113
Concepts et principes introduits par la CIPR-60 _____	113
1. Le principe de justification. _____	114
2. Le principe d'optimisation. _____	114
Nouveaux concepts introduits par la CIPR-103 _____	114
4.2.6. Normes de bases actuelles en radioprotection _____	116
Valeurs-limite d'exposition _____	116
Autres valeurs de référence _____	117
La nouvelle approche globale _____	120
Valeurs de référence issues d'autres instances et soutenues par la CIPR _____	121
Les valeurs de référence de l'OMS pour l'uranium _____	123
Les valeurs d'incorporation journalière admissible _____	123
Les valeurs-directrices pour l'eau _____	124
Niveaux d'action et niveaux de référence pour le radon _____	125

## **Chapitre 4 : Synthèse des recommandations du GT2 \_\_\_\_\_ 127**

<b>5.1. La surveillance et protection des écosystèmes _____</b>	<b>127</b>
<b>5.2. La surveillance sanitaire _____</b>	<b>127</b>
<b>5.3. L'évaluation du risque environnemental _____</b>	<b>128</b>
<b>5.4. L'évaluation d'impact sanitaire associé au radon _____</b>	<b>129</b>
<b>5.5. L'évaluation d'impact dosimétrique _____</b>	<b>130</b>
<b>5.6. La veille sanitaire _____</b>	<b>131</b>

## **Chapitre 5 : Perspectives \_\_\_\_\_ 133**

## **Chapitre 6 : Références \_\_\_\_\_ 135**

## **Chapitre 7 : Liste des participants aux travaux du GT2 \_\_\_\_\_ 143**

**8.1. Composition du GT2 " impacts environnementaux et sanitaires ; surveillance  
environnementale, des écosystèmes et sanitaire" \_\_\_\_\_ 143**

8.1.1. Composition du GT2 restreint "impact dosimétrique" \_\_\_\_\_ 144

8.1.2. Composition du GT2 restreint "veille sanitaire" \_\_\_\_\_ 144

8.1.3. Composition du GT2 restreint "rédaction" \_\_\_\_\_ 145

8.1.4. Experts membres du GEP plénier ayant participé à certaines phases des travaux du GT2 \_\_\_\_ 145

8.1.5. Experts extérieurs au GEP ayant participé à certaines phases des travaux du GT2 \_\_\_\_\_ 145

***Sommaire du volume 2 du rapport GT2 \_\_\_\_\_ 147***

# Introduction

L'exploitation minière de l'uranium a longtemps occupé en Limousin une place de première importance. Le déclin de cette activité à partir des années 1980 a conduit à la fermeture progressive des sites concernés. Ce processus a nécessité d'engager un intense travail technique et administratif afin de s'assurer d'une remise en état des sites conforme aux objectifs de protection des populations et de l'environnement. La problématique actuelle est centrée notamment sur les questions de surveillance et d'impact à court et long terme.

C'est dans ce contexte que fût créé le Groupe d'Expertise Pluraliste (GEP) sur les sites miniers d'uranium du Limousin le 28 juin 2006. Cette création fût officialisée par un communiqué de presse commun des ministres de l'écologie et du développement durable, de l'industrie et de la santé.

## 1.1. MISSION DU GEP

La mission du GEP est définie par deux lettres annexées au présent rapport qui précisent que le GEP est chargé d'éclairer l'administration et l'exploitant sur les options de surveillance et de gestion à long terme des installations.

Pour cela, le GEP doit s'attacher à « formuler des recommandations visant à réduire les impacts des sites miniers sur les populations et l'environnement et à proposer des perspectives de gestion des sites à plus ou moins long terme, notamment par comparaison avec des industries de même nature ou des expériences étrangères ». Ces recommandations s'adressent en premier lieu aux auteurs de la lettre de mission du GEP mais également aux services déconcentrés de l'état en charge du contrôle réglementaire des installations concernées.

Enfin, le GEP est missionné pour présenter régulièrement ses travaux à la commission locale d'information et de surveillance (CLIS).

## 1.2. COMPOSITION DU GEP

Le GEP est organisé selon deux niveaux : le GEP plénier et plusieurs groupes de travail (GT).

Le GEP plénier est composé de plus de vingt experts d'origines diverses : des institutionnels français et étrangers, des associatifs, des experts indépendants, l'industriel.

Quatre groupes de travail ont été créés, traitant respectivement des rejets et des transferts dans l'environnement (GT1), des impacts environnementaux et sanitaires et de la surveillance environnementale, des écosystèmes et sanitaire (GT2), du cadre réglementaire et du long terme (GT3) et des mesures environnementales (GT4).

Les compétences mobilisées par le GEP notamment en sciences de la terre, environnement, santé et radioprotection ont été élargies, en fonction des besoins, par la sollicitation d'autres experts au sein de groupes de travail.

### **1.3. MISSION, COMPOSITION ET MODE D'APPROCHE DU GT2**

Dans le cadre des deux lettres de mission du GEP, il a été confié au GT2 les travaux relatifs à l'impact sur la population et l'environnement ainsi que ceux relatifs à la surveillance environnementale, des écosystèmes et sanitaire.

L'animation de ce groupe a été confiée à une experte de l'IRSN et un expert de l'InVS.

La composition du GT2 a été définie de façon à rassembler des experts de ses thèmes d'étude. La composition du GT2 est détaillée au chapitre 7. Des experts extérieurs au GEP ont également été sollicités, à savoir des représentants d'associations notamment locales (Sources et rivières du Limousin, Sauvegarde de la Gartempe et le CREN), de l'InVS, du registre des cancers, de l'IRSN et de l'université de Limoges (Géolab). La liste de ces experts figure au chapitre 7. Enfin, les animateurs du GT2 souhaitaient intégrer des experts de l'évaluation du risque chimique et le GEP avait statué sur une collaboration avec l'Ineris (excepté pour le risque chimique environnemental lié à l'uranium ; cette étude a été menée par l'IRSN). Malheureusement cette collaboration n'a pu être établie dans le temps imparti ce qui par conséquent restreint le champ de l'analyse du GT2.

Pour mener à bien ces travaux, les animateurs du GT2 ont organisé :

- Des réunions thématiques en groupes restreints, mobilisant ponctuellement les experts extérieurs au GEP précédemment cités. Trois GT2 restreints ont été créés :
  - ↳ Le GT2 "impact dosimétrique" composé de 9 experts ;
  - ↳ Le GT2 "veille sanitaire", composé de 10 experts ;
  - ↳ Le GT2 "rédaction" composé de 9 experts.
- Des réunions plénières durant lesquelles les actions thématiques étaient présentées pour dégager des avis consensuels. Ces avis ont été présentés lors des réunions plénières du GEP pour validation.

Au total, 40 réunions ont eu lieu durant les 3 années d'existence du GT2. Globalement, les travaux du GT2 se sont déroulés en quatre phases.

Durant la première phase, le GT2 a réalisé l'inventaire des outils et des acteurs actuels de la surveillance environnementale, de la surveillance des écosystèmes et de la surveillance sanitaire. Les méthodes disponibles pour étudier l'impact des anciennes exploitations minières du Limousin pour l'environnement et pour l'homme ont également été inventoriées.

Durant la deuxième phase et à partir du précédent inventaire, le GT2 a défini les outils pertinents dans le contexte du GEP en s'attachant à permettre une transposition de leur application à l'ensemble des sites miniers uranifères.

Durant la troisième phase, le GT2 a testé les méthodes d'évaluation d'impact à court terme.

Enfin, durant la dernière phase, le GT2 a formulé des recommandations, tant en termes de surveillance que d'impact, applicables à tous les sites miniers et extrapolables au long terme.

Le présent rapport dresse le bilan de ces quatre phases et constitue le volume 1 du rapport du GT2. Le GT2 a souhaité également publier les documents qui ont été produits dans le cadre de ses travaux et sur lesquels il s'est appuyé pour mener cette étude. Ces documents sont rassemblés dans le second volume du rapport GT2.

Le GT2 a également formulé un avis sur le projet d'arrêté préfectoral diffusé au GEP par la DRIRE au quatrième trimestre 2008.

# Chapitre 1 : les surveillances

Dans le cadre des missions qui lui ont été confiées, le GT2 a distingué trois types de surveillance :

- La surveillance environnementale ;
- La surveillance des écosystèmes ;
- La surveillance sanitaire.

Ces trois types de surveillance ont un objectif commun : la collecte d'informations de terrain (indicateurs) à partir d'une observation fine servant de base pour l'évaluation des impacts. Ces trois types de surveillance permettent la collecte de deux types d'indicateur. Ainsi, la surveillance environnementale permet d'obtenir des indicateurs d'exposition et les surveillances écologique et sanitaire permettent quant à elles d'obtenir des indicateurs d'effet.

## 2.1. SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE

Les représentants d'AREVA et de l'IRSN ont fourni au GT2 les informations utiles à la rédaction de ce chapitre.

### 2.1.1. OBJECTIF

Les mesures réalisées dans le cadre de la surveillance environnementale ont pour objectif d'une part de vérifier le respect des prescriptions réglementaires en matière de rejets, d'autre part d'obtenir des indicateurs d'exposition de l'environnement et des populations aux sites miniers uranifères.

### 2.1.2. MATERIEL ET METHODE

Lorsqu'elle existe, la surveillance d'un site minier et de son environnement relève de la responsabilité de l'exploitant et dans le cadre de l'autocontrôle des ses installations et de leurs impacts, s'effectue pendant toute la durée de son activité puis pendant et après le réaménagement du site. Elle consiste à contrôler sur et aux alentours de ce site toutes les voies de transfert que pourraient emprunter l'uranium et ses descendants (mais aussi diverses substances chimiques liées aux activités annexes de traitement du minerai ou des eaux). Elle porte donc essentiellement sur le contrôle :

- Des eaux (du site, de rejet, du milieu récepteur de surface (rivières) ou souterraines (puits fermiers, piézomètres)) ;
- De l'atmosphère (exposition externe due aux rayonnements gamma, exposition interne par inhalation de radon ou de poussières) ;
- De la chaîne alimentaire (exposition interne par ingestion de lait, légumes, viandes, poissons, eau de consommation).

La surveillance des débits de dose, de l'exposition au radon et de la radioactivité des poussières est effectuée au niveau de stations situées sur l'emprise cadastrale des sites ou dans les zones habitées considérées *a priori* les plus exposées. Les résultats fournis par ces stations de mesure sont représentatifs des expositions moyennes reçues par les populations riveraines. Toutefois, cette surveillance ne permet pas de détecter d'éventuelles zones ponctuelles de contamination, ni d'en évaluer l'impact spécifique.

Elle répond le plus souvent à des exigences réglementaires prescrites par voie d'arrêtés préfectoraux, mais peut être renforcée à l'initiative de l'exploitant ou en réponse à une demande sociétale.

Pour les sites accueillant un stockage de résidus, le suivi est systématique et concerne toutes les voies de transfert : eau, air (débit de dose ambiant, concentration du radon dans l'air et poussières), produits de la chaîne alimentaire. Pour les autres sites, ce suivi dépend de la nature des rejets (existence d'une station de traitement des eaux par exemple) et de la situation particulière des sites (plan d'eau, usage particulier...).

En complément de cette surveillance, un contrôle peut être effectué par l'Administration (DRIRE) notamment lors de campagnes de mesures ou prélèvements inopinés réalisées par un laboratoire agréé de son choix. Les frais occasionnés par ces campagnes sont à charge de l'exploitant.

L'IRSN est également un acteur de cette surveillance. En effet, la surveillance radiologique de l'environnement français est l'une de ses missions permanentes. Pour y répondre, l'IRSN gère un ensemble d'environ 600 stations de prélèvements d'échantillons et de mesures, répartis sur la totalité du territoire. Déployé principalement autour des sites hébergeant des installations nucléaires de base, ce dispositif de surveillance comporte également des stations situées à proximité d'anciens sites miniers.

Sur ces sites miniers, la surveillance de l'IRSN vise à contrôler les voies de transfert de l'uranium et de ses descendants dans le milieu aquatique (collecte et analyse d'échantillons d'eau de rivière, de sédiments, de végétaux, de poissons). Seules les mines les plus importantes disposent de stations surveillées par l'IRSN :

- Au Cellier (Lozère), des prélèvements de sédiments, de végétaux aquatiques et de poissons sont réalisés tous les 2 ans dans le ruisseau La Fouillouse, en aval de l'ancien site minier ;
- Sur la Division Minière de la Crouzille (Haute-Vienne), des prélèvements d'eau sont réalisés mensuellement ou trimestriellement dans des cours d'eau et des étangs (sur le ruisseau des Sagnes à Saint-Sylvestre en amont de l'étang de la Crouzille ; dans l'étang de la Crouzille ; dans le ruisseau Le Vincou à Margnac ; dans l'étang de Gouillet ; dans le ruisseau Le Ritord à Razès, en aval de l'étang de Gouillet ; dans la rivière la Gartempe (point R4 58 GTP), à Châteauponsac).
- Des prélèvements d'eau sont également réalisés et analysés mensuellement par l'IRSN à la sortie de l'usine des eaux de Limoges, alimentée par des réserves d'eau de surface situées sous l'influence des anciennes mines d'uranium ;
- Sur le site des Bois-Noirs Limouzat (Loire), l'IRSN effectue un suivi mensuel de la radioactivité de l'eau de rivière à l'aval du stockage de résidus ;
- Sur le site du Bauzot (Saône-et-Loire), des prélèvements d'eau souterraine sont réalisés semestriellement dans 3 puits de propriétés privées situées sur la commune d'Issy-l'Evêque ;
- Sur le site du Bosc (Hérault), des prélèvements quotidiens d'aérosols atmosphériques sont réalisés ;
- Sur le site de l'Ecarpière (Loire-Atlantique), des prélèvements d'eau de surface sont réalisés mensuellement.

Comme il l'a indiqué dans le rapport qu'il a remis en septembre 2008 au Haut comité pour la transparence et l'information sur la sécurité nucléaire, l'IRSN a engagé des réflexions et des développements techniques afin de moderniser et redéployer ses réseaux de prélèvements et de mesures. Dans ce cadre, l'IRSN envisage de compléter la surveillance régulière effectuée sur des stations fixes par des « audits environnementaux » annuels permettant d'identifier d'éventuelles contaminations environnementales singulières. La réalisation d'études spécifiques, ponctuelles ou répétées sur une période pluriannuelle, est également envisagée afin de compléter et actualiser la connaissance de l'état radiologique de l'environnement. Cette évolution générale envisagée par l'IRSN pourrait conduire à modifier la nature et la localisation du dispositif de surveillance autour des anciens sites miniers d'uranium.

Des campagnes de mesures plus ponctuelles peuvent être menées par d'autres organismes à la demande d'élus ou d'associations ou demandées par l'administration à l'exploitant à l'issue de visites d'inspection de sites. Ainsi, les sites du Limousin ont fait l'objet de campagnes de mesures menées par

des laboratoires associatifs (CRIIRAD, ACRO) et des laboratoires universitaires (université de Limoges, LSCE d'Orsay, Ecole des mines de Paris).

Enfin, deux sites miniers ont fait l'objet de mesures environnementales impliquant plusieurs laboratoires intervenant dans des cadres différents :

- Le site des Bois-Noirs Limouzat (Loire) sur lequel une double expertise radio écologique a été menée à la demande du ministère en charge de l'environnement de 1999 à 2003. Cette expertise a associé les laboratoires de la CRIIRAD et de Subatech. L'IRSN participait au comité de suivi scientifique et technique ;
- Le site de Saint-Pierre (Cantal) sur lequel une expertise, encore en cours, a conduit en 2007 à la réalisation d'une campagne d'investigations assez complète à laquelle la CRIIRAD et l'IRSN ont été associés.

### **2.1.3. RESULTATS**

Les paragraphes suivants détaillent la surveillance actuelle des sites miniers de l'ancienne division minière de la Crouzille et leur environnement.

La surveillance réglementaire et celle renforcée à l'initiative d'AREVA NC s'exercent, sur l'ancienne Division Minière de la Crouzille (24 sites) à 3 niveaux (surfaces d'influence concentriques de la mine vers l'environnement et vers les populations) :

1. Un contrôle intra site destiné à vérifier l'efficacité du réaménagement (notamment sur les stockages de résidus), la pérennité du système de collecte des eaux (ruissellement, percolation, exutoires miniers, ...) et la qualité des eaux à rejeter. Ce contrôle porte sur :
  - ↳ La caractérisation radiologique à fréquence mensuelle ou trimestrielle ( $^{238}\text{U}$  et  $^{226}\text{Ra}$  solubles et insolubles, sulfates, pH) des différentes venues d'eaux identifiées (29 points de prélèvement) pour permettre, dans la mesure du possible, une séparation en entrée de station (eaux à traiter (18 points), eaux à rejet direct (11 points)) ;
  - ↳ Le fonctionnement hydraulique du site au travers de mesures hebdomadaires de débits d'eaux d'exhaure (sur 15 points) et de mesures piézométriques trimestrielles (23 ouvrages) corrélées avec la pluviométrie ;
  - ↳ L'efficacité des travaux de réaménagement, notamment de couverture sur les stockages de résidus de traitement, par des mesures intégrées du débit de dose (trimestrielles) et de l'Energie Alpha Potentielle (EAP) des descendants à vie courte des radons 220 et 222 (mensuelles) par mise en place de dosimètres de site (15 stations) ;
  - ↳ La stabilité des digues de retenue des résidus avec des mesures piézométriques trimestrielles (7 ouvrages) et topographiques annuelles (altimétrie, planimétrie).
2. Un contrôle des rejets essentiellement aqueux et de leur impact sur le milieu naturel. Ce contrôle porte sur :
  - ↳ Les concentrations hebdomadaires en radionucléides rejetés en sortie de site (avec traitement (5 stations) ou en rejet direct (8 points)) avec une attention particulière au respect des valeurs réglementaires (variables selon les sites et fixées par l'administration en fonction de la sensibilité du milieu récepteur), et permettant d'évaluer l'efficacité du traitement (% d'abaissement des concentrations en radioéléments (uranium et radium totaux) contenus dans l'eau après traitement). L'utilisation de produits pour le traitement (aluminium et baryum) et la signature chimique des eaux de mine (fer, manganèse) conduit à des analyses chimiques mensuelles de ces éléments. L'évolution annuelle des rejets est exprimée en termes de concentrations (Bq/L ou mg/L) mais également en termes de flux rejetés (kg d'uranium et MBq de radium rejetés) ;
  - ↳ Les concentrations mesurées ( $^{238}\text{U}$  et  $^{226}\text{Ra}$  solubles et insolubles) dans les milieux récepteurs avec des prélèvements mensuels (25 points sur 4 cours d'eau principaux) réalisés au fil de l'eau pour intégrer les effets de dilution. L'impact est évalué par comparaison avec des mesures faites sur des prélèvements (9 points sur ces mêmes cours d'eau) dits de « référence » situés en amont des rejets ;

- ↳ Les impacts potentiels ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ , sulfates, métaux lourds) sur les eaux souterraines, notamment au niveau des nappes d'arènes captées par les puits fermiers (19 points de contrôle) dans l'environnement des stockages de résidus (fréquence de prélèvements mensuelle à semestrielle selon prescriptions) ;
  - ↳ Les impacts sur le milieu aquatique avec prélèvements annuels de sédiments ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{230}\text{Th}$  et  $^{210}\text{Pb}$ ), avec une attention particulière pour les plans d'eau et retenues, et plus localement prélèvements de végétaux aquatiques. En fonction des résultats, sur décision de l'administration ou à l'initiative d'AREVA des actions de curage des sédiments peuvent être conduites si la valeur de référence est dépassée (3700 Bq d'uranium ( $^{238}\text{U}$ ) par kg de matière sèche<sup>1</sup>).
3. L'acquisition de données propres à évaluer l'impact dosimétrique sur des groupes de populations vivant à proximité des sites, dits groupe de référence soumis potentiellement à leur influence. Ce contrôle porte sur :
- ↳ La qualité de l'air, évaluée à partir de mesures acquises par des dosimètres de sites (mesure de l'EAP radons 220 et 222 exprimée en nJ/m<sup>3</sup>, mesures de l'activité des poussières en suspension dans l'air en Bq/m<sup>3</sup>) et des dosimètres thermoluminescents (mesures de débit de dose exprimée en nGy/h) implantés au cœur des villages des groupes de référence considérés (30 stations) ;
  - ↳ La chaîne alimentaire, à partir des mesures acquises par prélèvements de légumes, viandes, lait, fruit et eaux de consommation ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ) dans les villages et de poissons des principaux cours d'eau.

L'ensemble de ces données conduit à l'évaluation de la dose efficace qui par comparaison avec des stations dites « de référence milieu naturel » (4 stations) permet de s'assurer du respect de la réglementation selon laquelle la dose ajoutée pour les personnes du public du fait de l'activité minière et industrielle doit<sup>2</sup> inférieure à 1 mSv par an.

Les figures suivantes présentent la surveillance de l'environnement du site de Bessines (cf. Figure 1), la surveillance des rejets et des milieux récepteurs en 2008 (cf. Figure 2) et la surveillance de la qualité radiologique de l'air en 2008 (cf. Figure 3).

---

<sup>1</sup> Arrêté préfectoral n°2003-2552

<sup>2</sup> Code de la santé publique, article R1333-8

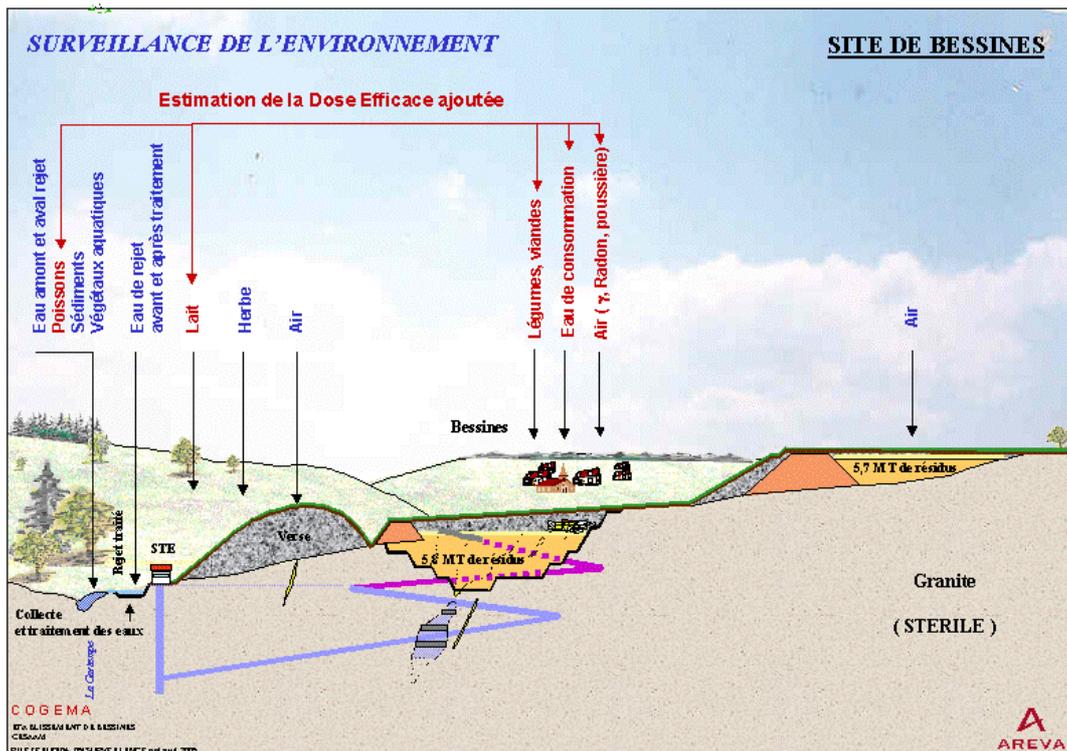


Figure 1 : Surveillance de l'environnement du site de Bessines

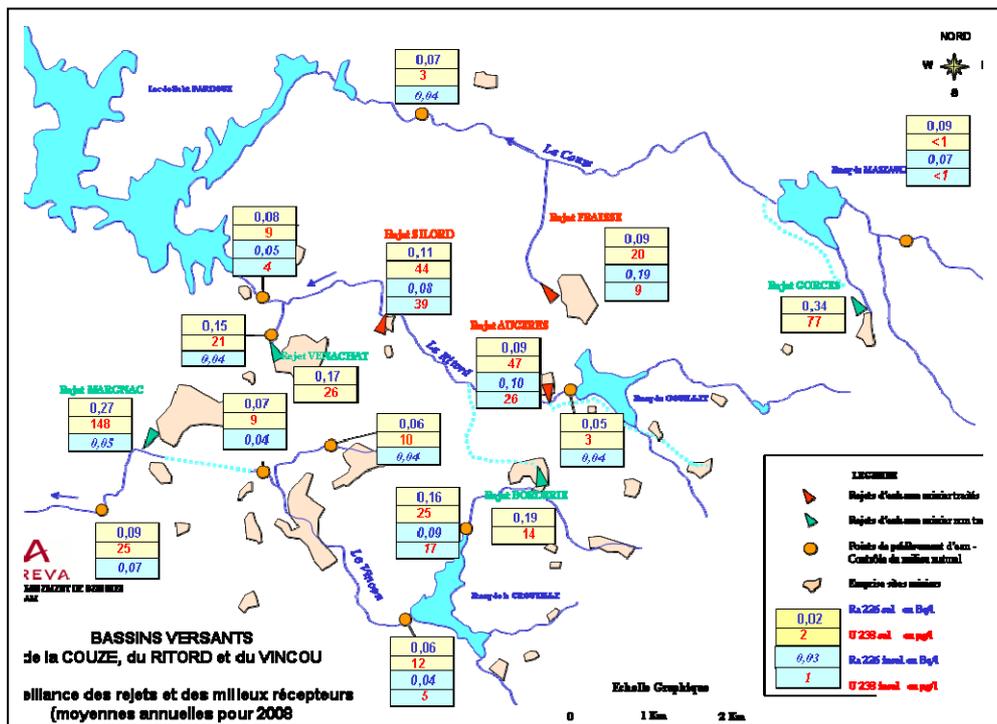


Figure 2 : Surveillance des rejets et des milieux récepteurs en 2008

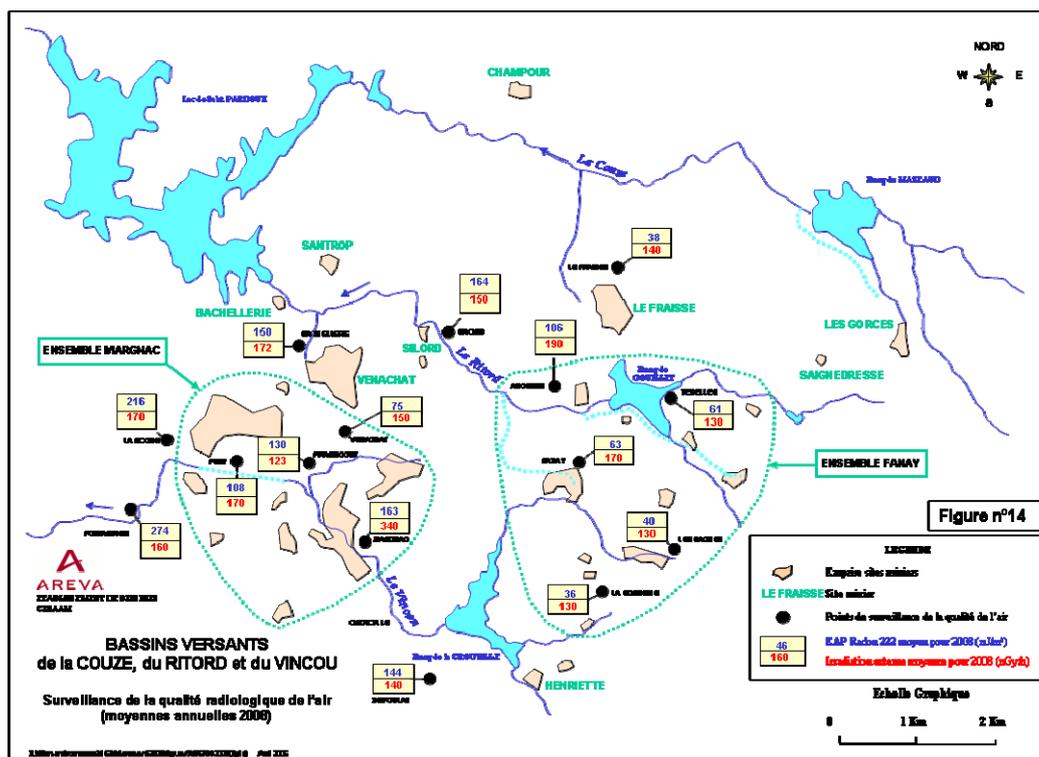


Figure 3 : Surveillance de la qualité radiologique de l'air en 2008

Les résultats de cette surveillance sont transmis régulièrement à l'administration selon un rythme en général fixé par voie d'arrêté préfectoral (mensuel, trimestriel ou annuel). Des bilans peuvent être prescrits à l'issue d'une période de surveillance fixée généralement à trois ou cinq ans. En fonction des résultats, les contrôles peuvent être allégés, supprimés ou renforcés.

Une synthèse des résultats est réalisée par AREVA NC sous forme d'un rapport annuel transmis à la DRIRE et présenté au CoDERST. Il peut être diffusé sous forme d'une plaquette d'information adressée à tous les foyers des communes concernées par un site minier. C'est le cas pour la Division Minière de la Couzille mais une telle diffusion n'est pas généralisée aux autres secteurs miniers.

## 2.2. SURVEILLANCE ET PROTECTION DES ECOSYSTEMES

Depuis juin 2006, le GT2 s'est réuni à plusieurs reprises sur la problématique de la surveillance écologique autour des anciens sites miniers d'uranium et s'est attaché à présenter ses travaux à l'ensemble des parties prenantes, notamment le groupe plénier du GEP. Compte-tenu de ses moyens en termes de temps et de compétences, les travaux du GT2 sur la surveillance écologique se sont essentiellement attachés à réaliser un inventaire des différents outils et acteurs œuvrant dans le champ de la surveillance de la nature (milieux, faunes et flores). Le GT2 n'a ainsi pas été en mesure d'approfondir les outils de surveillance écologique proprement dit.

### 2.2.1. OBJECTIF

Dans le cadre des missions qui lui ont été confiées, le GT2 a mené un travail de fond afin d'identifier les différents acteurs et le(s) outil(s) disponible(s) permettant d'apporter des données de surveillance écologique autour des anciens sites miniers d'uranium du Limousin.

Le GT2 s'est attaché à formuler des recommandations visant à éclairer notamment l'administration sur les outils de surveillance écologique pertinents autour des anciens sites miniers d'uranium dans le cadre de leur gestion.

### **2.2.2. MATERIEL ET METHODE**

Les travaux du GT2 ont consisté à auditionner les principaux acteurs locaux œuvrant dans le champ de la surveillance écologique en s'appuyant sur l'exemple du bassin versant de la Gartempe. Ces auditions ont été la base d'une réflexion pluraliste sur les outils de surveillance écologique visant à proposer une revue critique des outils disponibles en partant des fondements de la protection de la nature, des principes d'action en matière d'environnement et du code de l'environnement. Trois fondements s'inscrivant dans les considérants de la charte de l'environnement (2005) adossée à la Constitution peuvent être ici cités :

- Les ressources et les équilibres naturels ont conditionné l'émergence de l'humanité ;
- L'avenir et l'existence même de l'humanité sont indissociables de son milieu naturel ;
- L'environnement est le patrimoine commun des êtres humains.

Un certain nombre de principes viennent orienter l'ensemble des décisions publiques. Ces principes constituent la colonne vertébrale des décisions publiques dans le domaine de l'environnement et sont rappelés dans la charte de l'environnement ; il s'agit notamment des principes d'information, de précaution ou encore de réparation des dommages causés à l'environnement. Par ailleurs, à l'article L.110-1 du Code de l'environnement (issu notamment de la loi du 2 février 1995) précise que la protection, la mise en valeur, la restauration, la remise en état et la gestion de l'environnement s'inspirent, dans le cadre des lois qui en définissent la portée, des 4 principes suivants - précaution, prévention, pollueur-payeur et participation.

Afin de définir l'environnement et les éléments à prendre en considération pour éclairer l'administration sur la surveillance écologique, le GT2 s'est reposé sur l'article L110-1 du code de l'environnement qui stipule que :

- Les espaces, ressources et milieux naturels, les sites et paysages, la qualité de l'air, les espèces animales et végétales, la diversité et les équilibres biologiques auxquels ils participent font partie du patrimoine commun de la nation ;
- Leur protection, leur mise en valeur, leur restauration, leur remise en état et leur gestion sont d'intérêt général et concourent à l'objectif de développement durable...

### **2.2.3. RESULTATS**

#### **Les acteurs**

Les acteurs de la surveillance et de la protection de la nature sont divers, mais principalement publics et associatifs. L'exploitant AREVA NC a quant à lui intégré les préoccupations de l'environnement dans le cadre du réaménagement des sites.

#### **Les acteurs publics**

Un certain nombre de services déconcentrés de l'Etat et d'établissements publics participent à la gestion de la protection de l'environnement dans des domaines aujourd'hui sectorisés mais qui tendent institutionnellement à être liés (mise en place de la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) en 2010, et projet de fusion des établissements publics nationaux exerçant la police de l'environnement que sont l'Office Nationale de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) et l'Office Nationale de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS)<sup>2</sup>).

Les collectivités territoriales interviennent en second plan dans ce secteur (communes pour la gestion de certains cours d'eau, département pour les espaces naturels sensibles si le département exerce cette compétence optionnelle, et surtout région dans le cadre de financements et d'orientations politiques).

## **Les acteurs associatifs**

Les acteurs associatifs assurent en lien avec le Muséum National d'Histoire Naturelle (établissement public national) les inventaires naturalistes de terrain. Les associations naturalistes assurent la connaissance et la protection d'espèces et d'espaces naturels

Certaines associations sont administrées par des acteurs publics (Conservatoire Régional des Espaces Naturels -CREN-) et assurent une protection d'espace par acquisition, ou une gestion des espaces naturels protégés au titre de législations nationales (exemple du CREN pour les réserves naturelles du Limousin).

Le CREN, association loi 1901, a pour mission de préserver, gérer et mettre en valeur les espaces naturels remarquables du Limousin afin notamment d'enrayer la perte continue de biodiversité constatée au niveau international.

Le CREN est actuellement la seule structure présente dans la région du Limousin qui soit exclusivement spécialisée dans la préservation et la gestion des espaces naturels remarquables, mais certaines associations naturalistes assurent également parmi leurs missions un rôle de gestionnaire d'espaces naturels.

## **L'exploitant AREVA NC**

Dans le cadre du réaménagement des anciens sites miniers, AREVA NC a intégré les préoccupations de l'environnement en recherchant la meilleure intégration paysagère possible considérée alors comme un critère de qualité du réaménagement, en application du code minier.

Plus récemment, AREVA NC s'est engagé dans des actions particulières, notamment le contrat de rivière.

## **Les outils disponibles**

En France, les outils disponibles de protection de la nature disponibles peuvent être regroupés au sein de 7 catégories :

1. Les outils de connaissance – inventaires ;
2. Les outils de protection réglementaire d'espaces ;
3. Les outils de protection/gestion contractuelle d'espaces ;
4. Les outils de protection d'espaces par acquisition ;
5. Les outils de protection des espèces et de leurs milieux ;
6. Les outils de protection par la prévention des usages et activités ;
7. Les outils de planification.

Tous ces outils de surveillance écologique ont notamment pour objectifs :

- La protection des espèces menacées et de la diversité biologique ;
- La protection des espaces naturels, notamment des espaces d'intérêt européen (inventaires nationaux, outils de protection et de gestion nationale, communautaire et internationale) ;
- La protection des zones humides ;
- La gestion et le contrôle des installations, ouvrages, travaux ou activités pouvant avoir un impact négatif sur l'environnement ;
- La reconquête de la qualité écologique des cours d'eau ;
- La protection des paysages.

Pris comme exemple caractéristique de l'environnement limousin, le bassin versant de la Gartempe est un territoire pour lequel l'inventaire des outils de surveillance écologique fait apparaître 9 outils mis en œuvre (cf. figure 4).

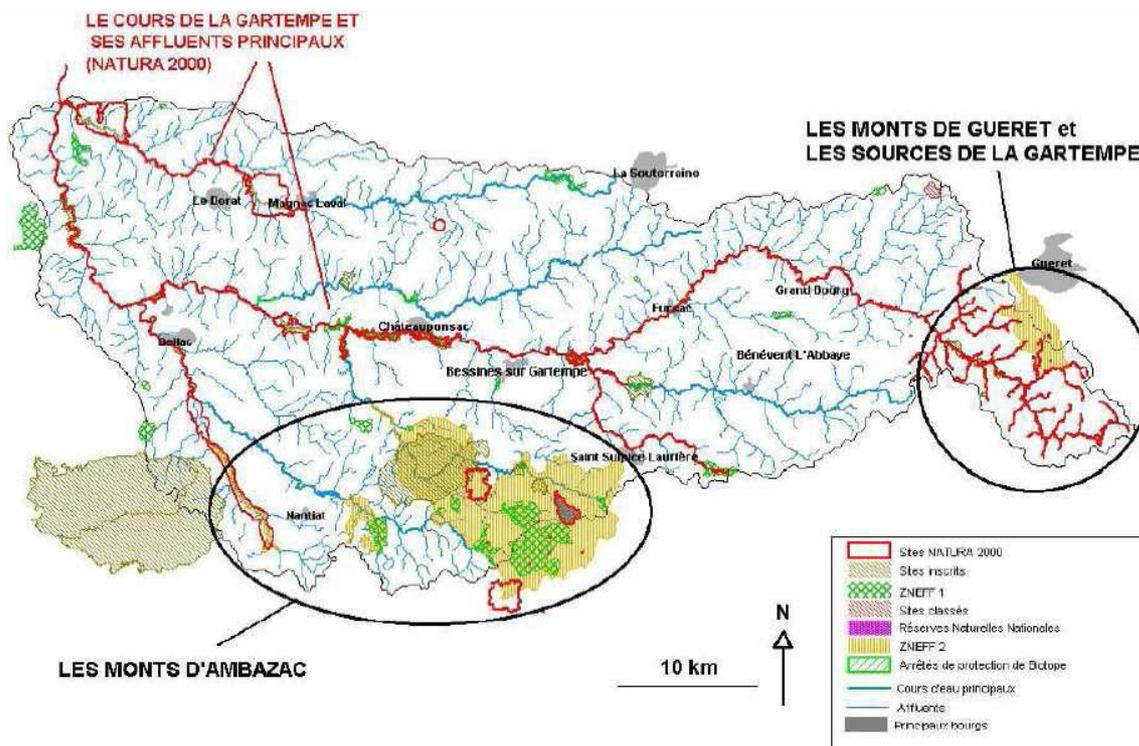


Figure 4 : les zones protégées ou reconnues pour leur potentiel écologique

## ZNIEFF

Les Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF) ont été mises en place en 1982 et sont régulièrement réactualisées. Les objectifs d'une ZNIEFF sont triples :

1. Mieux connaître le patrimoine naturel en contribuant à l'inventaire des richesses écologiques, faunistiques et floristiques du territoire national ;
2. Établir un inventaire cartographié constituant une des bases scientifiques majeures de la politique nationale de protection de la nature ;
3. Avoir une base de connaissances associée à un zonage accessible à tous dans l'optique d'améliorer la prise en compte des espaces naturels avant tout projet, de permettre une meilleure détermination de l'incidence des aménagements sur ces milieux et d'identifier les nécessités de protection de certains espaces fragiles.

Les ZNIEFF peuvent constituer une preuve de la richesse écologique des espaces naturels et de l'opportunité de les protéger. L'inventaire lancé en 1982 n'a pas, en lui-même, de valeur juridique directe et ne constitue pas un instrument de protection réglementaire des espaces naturels. Cet inventaire est destiné à éclairer des décisions émanant de personnalités juridiques diverses et tout particulièrement la politique du ministère chargé de l'environnement.

On distingue deux types de ZNIEFF :

- Les zones de type I, secteurs d'une superficie en général limitée, caractérisés par la présence d'espèces, d'associations d'espèces ou de milieux rares, remarquables, ou caractéristiques du patrimoine naturel national ou régional. Ces zones sont particulièrement sensibles à des équipements ou à des transformations même limitées ;
- Les zones de type II, grands ensembles naturels (massif forestier, vallée, plateau, estuaire, etc.) riches et peu modifiés, ou qui offrent des potentialités biologiques importantes. Dans ces zones, il importe de respecter les grands équilibres écologiques, en tenant compte, notamment, du domaine vital de la faune sédentaire ou migratrice.

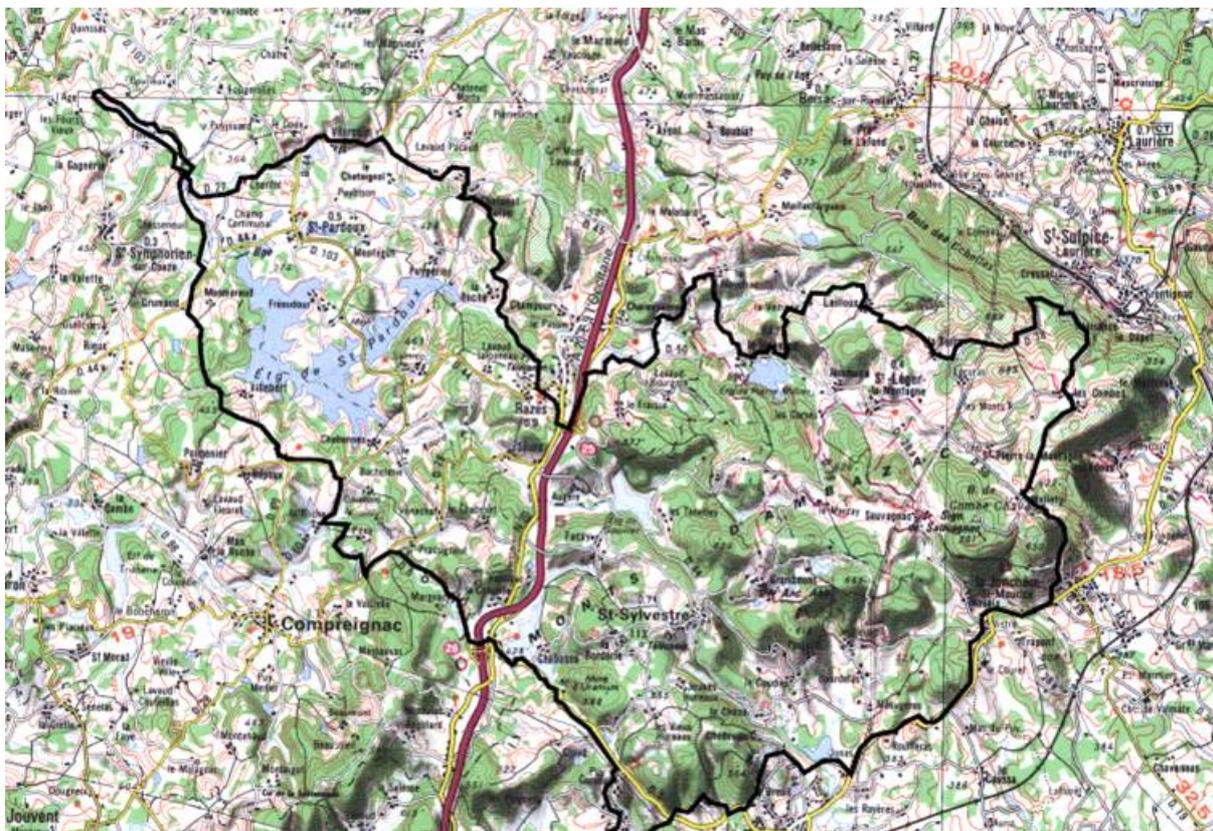


Figure 5 : Exemple ZNIEFF Monts d'Ambazac et vallée de la Couze

### Sites classés ou inscrits

La loi du 2 mai 1930, désormais codifiée (Articles L.341-1 à 342-22 du code de l'environnement), prévoit que les monuments naturels ou les sites de caractère artistique, historique, scientifique, légendaire ou pittoresque présentant un intérêt général peuvent être protégés selon deux niveaux de protection :

- L'inscription : elle permet la reconnaissance de l'intérêt d'un site dont l'évolution demande une vigilance toute particulière. C'est un premier niveau de protection pouvant conduire à un classement.
- Le classement : il permet une protection très forte destinée à conserver les sites d'une valeur patrimoniale exceptionnelle ou remarquable.

Les objectifs des sites classés sont de conserver ou de préserver des espaces naturels ou bâtis présentant un intérêt certain au regard des critères prévus par la loi (artistique, historique, scientifique, légendaire ou pittoresque). Le classement offre une protection juridique renforcée en comparaison de l'inscription, en interdisant, sauf autorisation spéciale, la réalisation de tous travaux tendant à modifier l'aspect du site.

Les sites inscrits concernent soit des sites méritant d'être protégés mais ne présentant pas un intérêt suffisant pour justifier leur classement, soit des sites pour lesquels une mesure conservatoire apparaît nécessaire avant un classement. En outre, cette mesure peut constituer un outil de gestion souple des parties bâties d'un site classé en l'attente souvent d'une ZPPAUP (Zone de Protection du Patrimoine Architectural, Urbain et Paysager). Enfin, elle peut également constituer un outil adapté à la préservation du petit patrimoine rural dans des secteurs peu soumis à une pression foncière (permis de démolir obligatoire).

Plusieurs conséquences juridiques pour ces sites (inscrits ou classés) peuvent être citées ici en exemple. Les monuments naturels et les sites classés ne peuvent être ni détruits ni modifiés dans leur état ou leur aspect, sauf autorisation spéciale. La modification du site ne doit pas avoir pour effet de

rendre le classement sans objet et aboutir à un véritable déclassement ne pouvant être prononcé que par décret en Conseil d'Etat. Le classement s'accompagne de plus en plus fréquemment de l'élaboration concertée d'un cahier d'orientation de gestion qui sert de document de référence aux acteurs locaux.

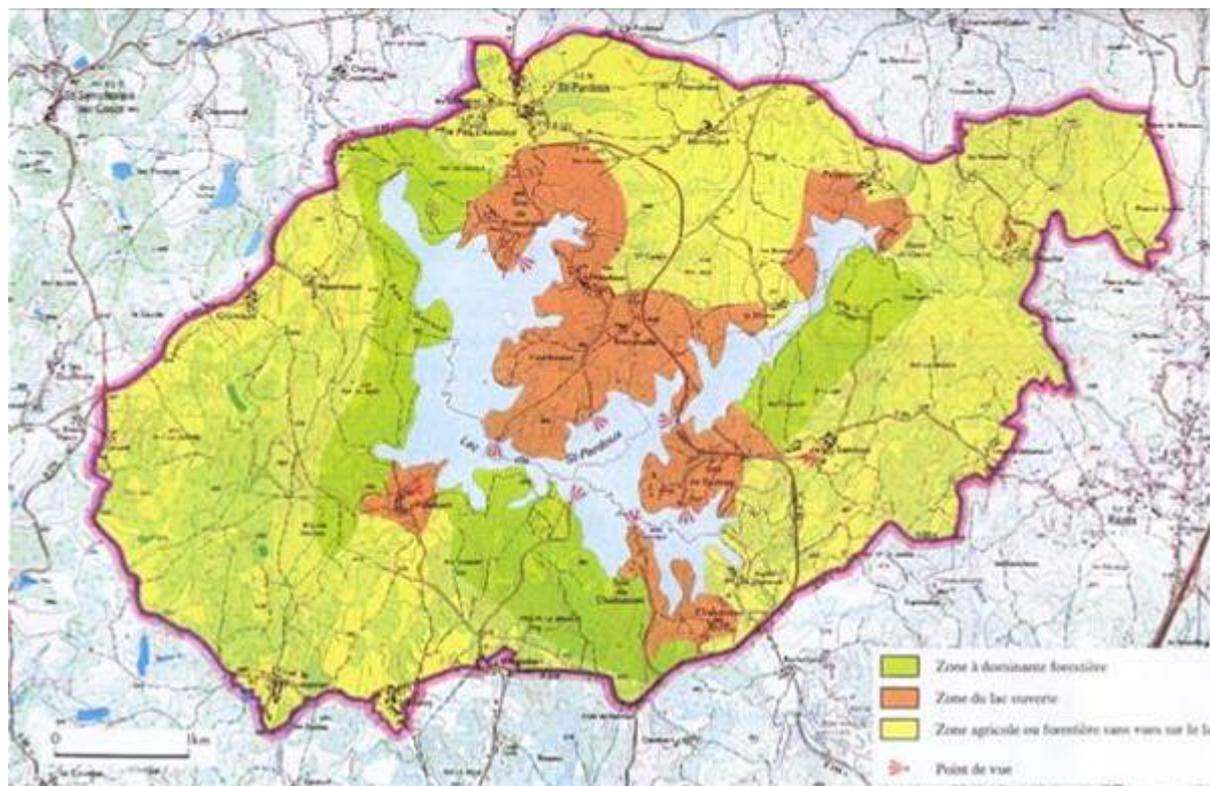


Figure 6 : Exemple site inscrit du lac de St Pardoux par arrêté du 15 décembre 1980 en raison d'un intérêt paysager et naturaliste

### Réserve Naturelle Nationale (RNN)

Une RNN (anciennement réserve naturelle) est une zone délimitée et protégée juridiquement pour assurer la conservation d'éléments du milieu naturel d'intérêt national (faune, flore, gisement de minéraux ou de fossiles...) ou la mise en œuvre d'une réglementation communautaire ou d'une obligation résultant d'une convention internationale.

La décision de constituer une réserve naturelle nationale fait l'objet d'une décision par décret sauf accord des propriétaires où dans cette hypothèse précise, le décret est prononcé en Conseil d'Etat ou par décret ministériel. Le préfet nomme ensuite un gestionnaire de la réserve qui élabore un plan de gestion validé par le Conseil National de Protection de la Nature (CNPN).

Il existe trois réserves naturelles nationales en Limousin : la Tourbière des Dauges située en Haute-Vienne, l'Étang des Landes (situé en Creuse) et la trace de la météorite (astroblème de Rochechouart-Chassenon en Haute-vienne et Charente). Les enjeux définis pour la programmation à cinq ans des projets sont les suivants :

- La protection d'espèces protégées insuffisamment représentées dans le réseau écologique ;
- La conservation d'habitats prioritaires insuffisamment pris en compte afin d'accroître leur diversité dans le réseau actuel ;
- La préservation des ZNIEFF dans les zones à faible diversité paysagère et faible connectivité écologique, afin de renforcer les dynamiques de population ;
- La mise en œuvre de la stratégie nationale de la biodiversité ;
- La volonté d'assurer la conservation d'éléments du milieu naturel d'intérêt national, ou de celle d'assurer la mise en œuvre d'une réglementation communautaire ou d'une obligation résultant d'une convention internationale.

Pour une RNN, les conséquences juridiques sont multiples :

- Mise en place d'un plan de gestion ;
- Restrictions d'usages / réglementation des activités ;
- Indemnisation des propriétaires ;
- Interdiction de destruction ou de modification, sauf autorisation spéciale du préfet, ou dans certains cas, du ministre chargé de l'environnement.

Exemple de la RNN de la Tourbière des Dauges :

- L'origine du classement remonte à 1977, pour protéger la zone d'un projet d'exploitation COGEMA à ciel ouvert ;
- Arrêté de protection de biotope en 1982 ;
- Entre 1981 et 1991, 483 244 tonnes de minerais ont été extraites des 9 230 mètres de galeries sous la tourbière ;
- Suite à la réhabilitation du site entre 1991 et 1993, les eaux des travaux miniers souterrains (TMS) se déversent aujourd'hui dans le ruisseau du Marzet, en amont du plan d'eau du Mazeaud ;
- Site classé réserve en 1998 ;
- Site aujourd'hui très fréquenté (maison de la réserve) ;
- Inscription du site au titre de Natura 2000 ;
- Révision en 2008 du plan de gestion.

### **Site Natura 2000**

Avec la constitution du réseau Natura 2000, l'Union Européenne (UE) s'est lancée dans la réalisation d'un ambitieux réseau de sites écologiques dont les deux objectifs sont :

1. Préserver la diversité biologique ;
2. Valoriser le patrimoine naturel de nos territoires.

Le maillage de sites s'étend sur toute l'UE de façon à rendre cohérente cette initiative de préservation des espèces et des habitats naturels. Le vol des oiseaux migrateurs nous rappelle avec poésie que la nature et sa préservation n'ont pas de frontières.

En la matière, les deux textes de l'UE les plus importants sont les directives « Oiseaux » (1979) et « Habitats faune flore » (1992). Elles établissent la base réglementaire du grand réseau écologique européen. Les sites désignés au titre de ces deux directives forment le réseau Natura 2000.

La directive « Oiseaux » propose la conservation à long terme des espèces d'oiseaux sauvages de l'UE en ciblant 181 espèces et sous-espèces menacées qui nécessitent une attention particulière. Plus de 3 000 sites ont été classés par les Etats de l'Union en tant que Zones de Protection spéciale (ZSP). La directive « Habitats faune flore » établit un cadre pour les actions communautaires de conservation d'espèces de faune et de flore sauvages ainsi que de leur habitat. Cette directive répertorie plus de 200 types d'habitats naturels, 200 espèces animales et 500 espèces végétales présentant un intérêt communautaire et nécessitant une protection. Les Zones Spéciales de Conservation (ZSC), actuellement plus de 20 000 pour 12 % du territoire européen, permettent une protection de ces habitats et espèces menacées.

Le cadre général de la désignation et de la gestion des sites Natura 2000 en France est précisé par une section particulière aux sites Natura 2000 dans le Code de l'environnement précise (art L. 414.1 à L. 414.7 du Code de l'Environnement).

L'UE laisse aux Etats membres le choix de la démarche à adopter pour atteindre les objectifs fixés dans le cadre des directives communautaires. Cette liberté s'apprécie au regard des traditions, us et coutumes de chaque membre de l'Union.

La France a opté pour une démarche basée sur un nouveau mode de gouvernance et sur l'intégration de la politique de préservation de la biodiversité à l'ensemble des activités économiques et sociales.

Cette démarche offre une autonomie certaine aux acteurs locaux, les incite à l'action, leur délivre une grande responsabilité, sans néanmoins se départir du pouvoir de contrôle et de suivi dans l'atteinte des objectifs.

Le nouveau mode de gouvernance se traduit par l'organisation des rôles respectifs, le partage des responsabilités entre l'Etat, les élus locaux et les contractants, par l'attention portée à la concertation et aux partenariats à toutes les échelles et à toutes les étapes du projet et par l'articulation de Natura 2000 avec les autres politiques et dispositifs de gestion de l'espace et de valorisation des territoires.

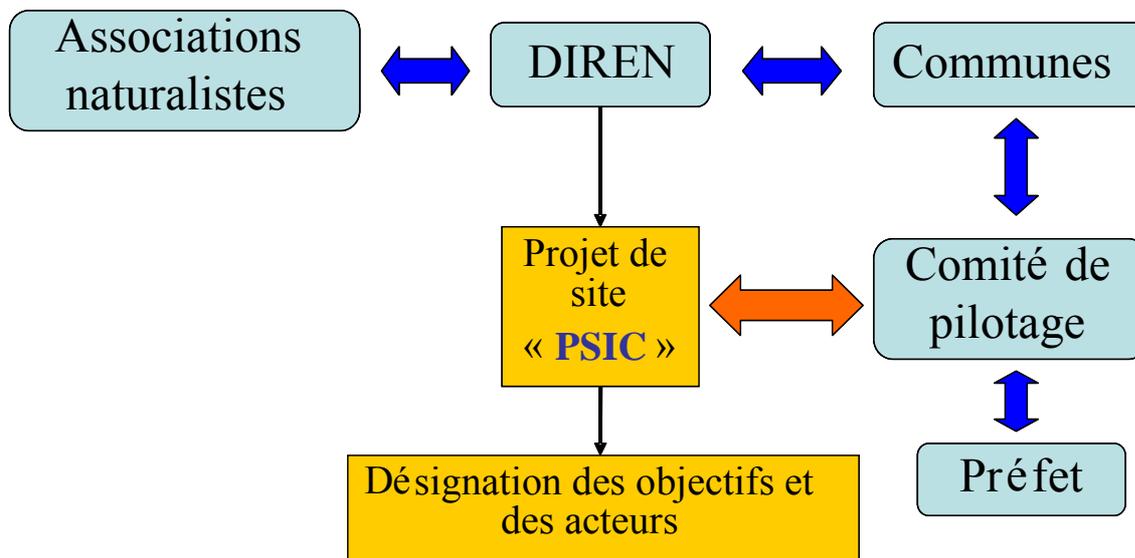


Figure 7 : Organisation de la gestion des sites Natura 200

Avec comme objectif majeur de Natura 2000 de maintenir les espèces et les habitats d'intérêt communautaire dans un bon état de conservation, la démarche française privilégie la concertation, la prise en compte des spécificités locales et des intérêts de l'ensemble des acteurs (habitants et usagers d'un site), l'incitation et l'évaluation.

Chaque étape du projet d'un site Natura 2000 (la désignation du périmètre, la définition des objectifs propres au site, la gestion contractuelle et l'évaluation du projet comme de l'état de conservation des espèces et habitats) donne lieu à des échanges et réflexions dans le cadre de réglementations précises et d'un suivi par les services de l'Etat.

Natura 2000 dispose d'une charte constituée d'une liste d'engagements, non rémunérés et contrôlables par l'État, qui contribuent à atteindre les objectifs de conservation et/ou de restauration des habitats et espèces présents sur le site.

Ces engagements correspondent à des pratiques de gestion courante et durable des terrains inclus dans le site par le propriétaire ou ayant droit, ainsi qu'à des pratiques sportives et de loisirs respectueuses des habitats naturels et des espèces. L'adhésion à la charte permet :

- L'exonération de la taxe foncière sur les propriétés non bâties,
- L'accès à certaines aides publiques forestières qui lui sont désormais soumises (Plan Simple de Gestion, Code des Bonnes Pratiques Sylvicoles, Règlement Type de Gestion), la charte étant considérée comme une garantie de gestion durable des forêts ;
- L'exonération des  $\frac{3}{4}$  des droits de mutation, la charte constituant également une garantie de gestion durable admise par le régime Monichon prévu par la Loi d'Orientation Forestière ;
- Une réduction de l'Impôts de Solidarité sur la Fortune.

Il existe 44 sites classés Natura 2000 en Limousin. Le Conservatoire Régional des Espaces Naturels du Limousin (CREN) gère 3 de ces sites : les gorges de la grande Creuse, la vallée de la Gartempe et les landes et zones humide de la Haute-Vézère. Afin de comprendre le fonctionnement d'un site Natura 2000, le GT2 s'est basé sur le site de la vallée de la Gartempe et de ses affluents (identifiant Natura 2000 : FR7401147). Le périmètre du site et les principaux enjeux sont représentés sur la carte ci-dessous.

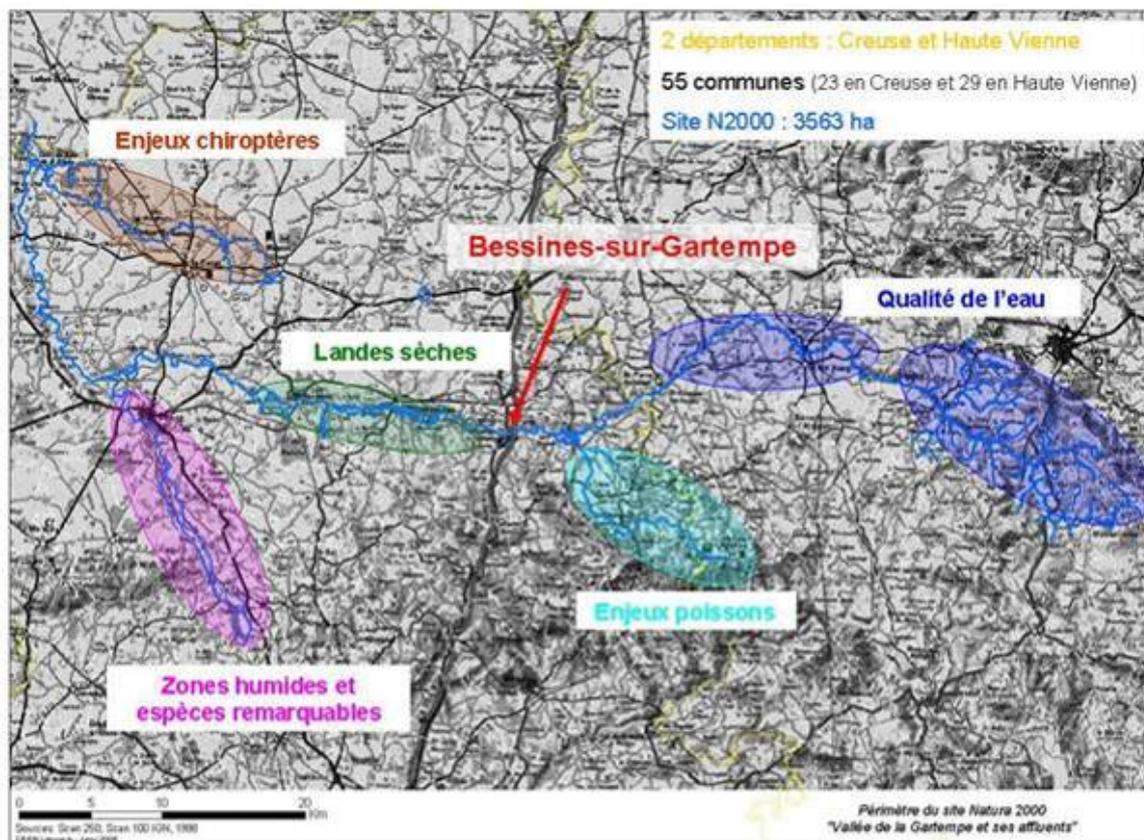


Figure 8 : Site Natura 2000 de la vallée de la Gartempe et de ses affluents

Dix habitats naturels d'intérêt communautaire sont considérés :

Habitats d'intérêt communautaire :

1. Les cours d'eau de tête de bassin : rivières oligotrophes acides ;
2. Les formations dominées par les hautes herbes : mégaphorbiaies eutrophes ;
3. Les prairies para-tourbeuses à jonc ;
4. Les boisements linéaires de bord de cours d'eau : forêts alluviales à aulnes et frênes ;
5. Les hêtraies atlantiques à houx ;
6. Les landes sèches ;
7. Les formations à genêt purgatif ;
8. Les végétations de dalles rocheuses ;
9. Les végétations de falaises et rochers ;
10. Les forêts de ravins.



Ces habitats abritent 20 espèces animales et végétales d'intérêt communautaire :

- Les mammifères : la Loutre d'Europe, 5 espèces de chauves-souris ;
- Les amphibiens : le Sonneur à ventre jaune ;
- Les mollusques et crustacés : la Moule perlière, l'Ecrevisse à pied blanc ;
- Les poissons et agnathes : le Saumon atlantique, le Chabot, la Lamproie marine, la Lamproie de Planer ;
- Les insectes : 2 papillons, le Pique-prune, le Lucane cerf-volant, 2 libellules ;
- Une mousse : l'Hypne brillant.



Aujourd'hui, dans le cadre du programme Natura 2000, divers aménagements liés à la présence de chiroptères (chauves souris) ont été réalisés, des landes sèches bénéficient de travaux de rajeunissement et d'entretien, de nombreuses évaluations des incidences liées à divers projets d'aménagement sont en cours.

### **Cours d'eau classés ou réservés**

Les cours d'eau classés ou réservés sont régis par l'article L.432-6 du Code de l'environnement. Cette réglementation est en cours de révision dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau de 2000.

L'objectif de ces outils est un classement des cours d'eau en fonction de critères piscicoles ou de sensibilité du milieu. Ce classement comporte certaines restrictions d'usage (pêche) ou d'équipement (hydroélectricité).

### **Présence d'espèces protégées**

Des listes internationales, communautaires, nationales ou régionales classent certaines espèces en fonction de leur sensibilité.

Le classement d'une espèce entraîne la protection de son milieu et l'interdiction d'un certain nombre d'actions sur ces espèces, comme l'enlèvement des œufs ou la capture. La dérogation à ces atteintes est très strictement encadrée.

### **Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE)**

Institué par la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 (codifiée aux articles L.212-1. du Code de l'environnement), et largement réformé en 2006 dans le cadre de la transposition en France de la

Directive Cadre sur l'Eau (directive européenne du 24/10/2000), le SDAGE établit les orientations de la gestion de l'eau dans le bassin. Il reprend l'ensemble des obligations fixées par la loi et les directives européennes. Il tient compte des programmes publics en cours. Il a une portée juridique : les décisions publiques dans le domaine de l'eau et des milieux aquatiques ainsi que les aides financières doivent être compatibles avec le SDAGE.

Le SDAGE institue des objectifs et un programme d'action pour 5 ans à l'échelle des 6 grands bassins hydrographiques nationaux (bassin Loire Bretagne pour la Haute Vienne).

En cours de révision dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau de 2000, les nouveaux SDAGE s'imposent aux autorités administratives (Etat et collectivités territoriales), et sont administrés par les Agences de l'Eau.

Le SDAGE Loire Bretagne comprend notamment des dispositions en termes de qualité et quantité d'eau, protection des zones humides, têtes de bassin, et espèces piscicoles.

Les nouveaux SDAGE prévus pour 2010 viendront mettre en œuvre sur les bassins versants ce nouvel objectif européen qu'est l'atteinte du bon état des cours d'eau pour 2015.

### **Contrat de rivière**

Les contrats de rivière font appel, non à la voie réglementaire, mais à la voie contractuelle. Ils sont néanmoins encadrés par la circulaire relative aux contrats de rivière et de baie du 30 janvier 2004. Ces contrats visent à une amélioration rapide de la qualité des eaux et à une mise en valeur intégrée de la rivière. Ils arrêtent, au niveau d'un sous-bassin versant, les programmes de travaux et d'actions à réaliser pour une gestion équilibrée de la ressource et leurs modalités de financement. Les objectifs des Contrats de rivière ne peuvent être réalisés que dans le respect des réglementations applicables aux actions au travers desquelles ils se déclinent. Les objectifs des contrats de rivière sont doubles :

- Promouvoir dans un souci de développement durable, des travaux de préservation, restauration et entretien d'une rivière et de son écosystème, dans le cadre d'une gestion concertée, globale et équilibrée de la ressource en eau, tant au plan qualitatif qu'au plan quantitatif, permettant de satisfaire l'ensemble des objectifs énumérés à l'article L. 211-1 du Code de l'environnement.
- Contribuer à l'installation d'une structure de gestion assurant le suivi et l'entretien de la rivière et, au-delà de la durée du contrat, préciser les mesures garantissant la pérennité du fonctionnement de cette structure.

Pour obtenir le label "contrat de rivière", le programme doit avoir un caractère exemplaire. Il doit traiter :

- De l'assainissement des eaux résiduaires urbaines ;
- De la dépollution des effluents des industries ;
- De l'élevage et l'agriculture ;
- Du fonctionnement hydraulique, morpho dynamique et hydro biologique de la rivière ;
- Des problèmes de paysage.

Le GT2 a pris connaissance du contrat de rivière de la Gartempe auprès de l'association Sauvegarde de la Gartempe.

Le contrat de rivière de la Gartempe consiste en une approche globale et intégrée du fonctionnement de l'écosystème aquatique, dans l'esprit des articles L. 210-1 et L. 211-1 du Code de l'environnement, concertée avec les usagers (industriels, agriculteurs, pêcheurs...) et d'une façon générale avec tous les partenaires, y compris les associations, en vue de définir en commun les objectifs du contrat, et programmer les actions et travaux nécessaires à leur réalisation. La carte suivante représente la superficie du bassin de la Gartempe.

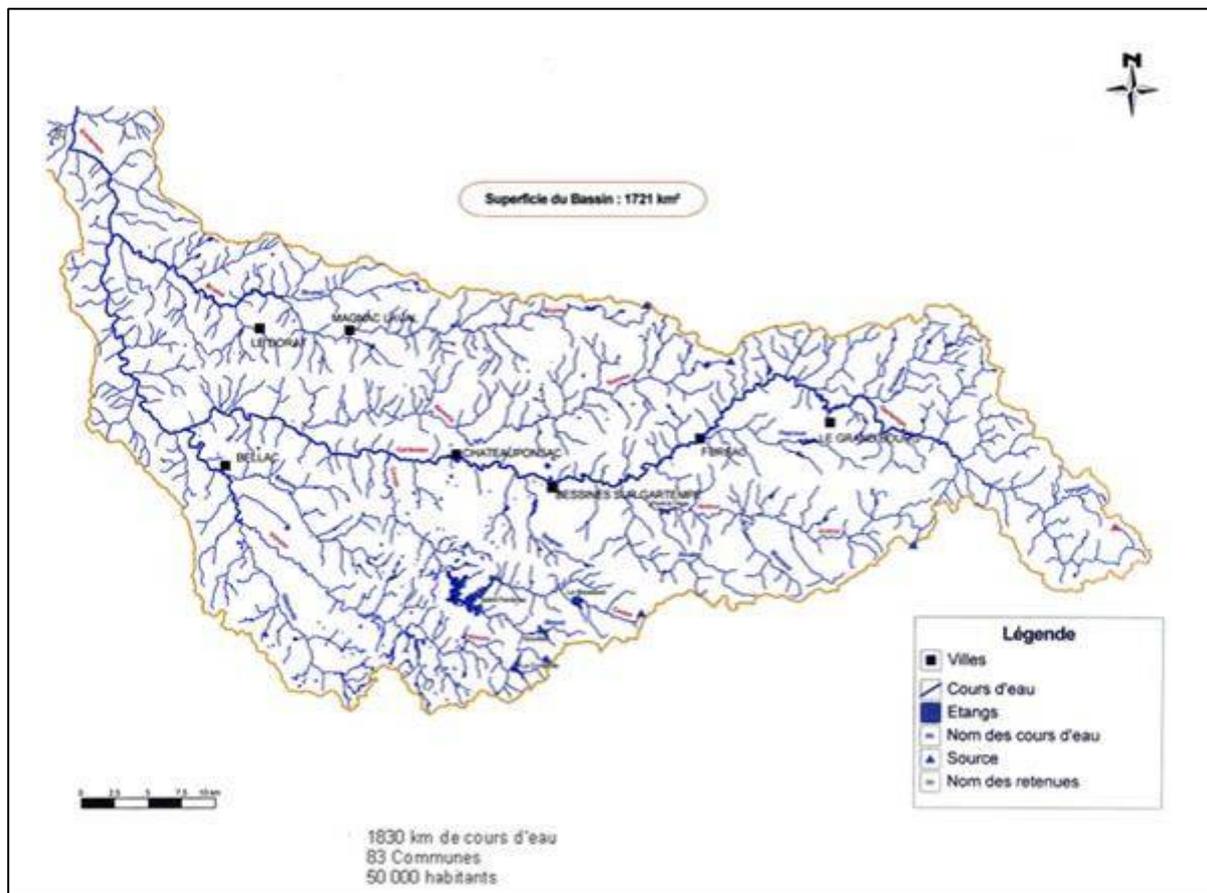


Figure 9 : Bassin de la Gartempe

Le contenu du dossier définitif est en cours de finalisation.

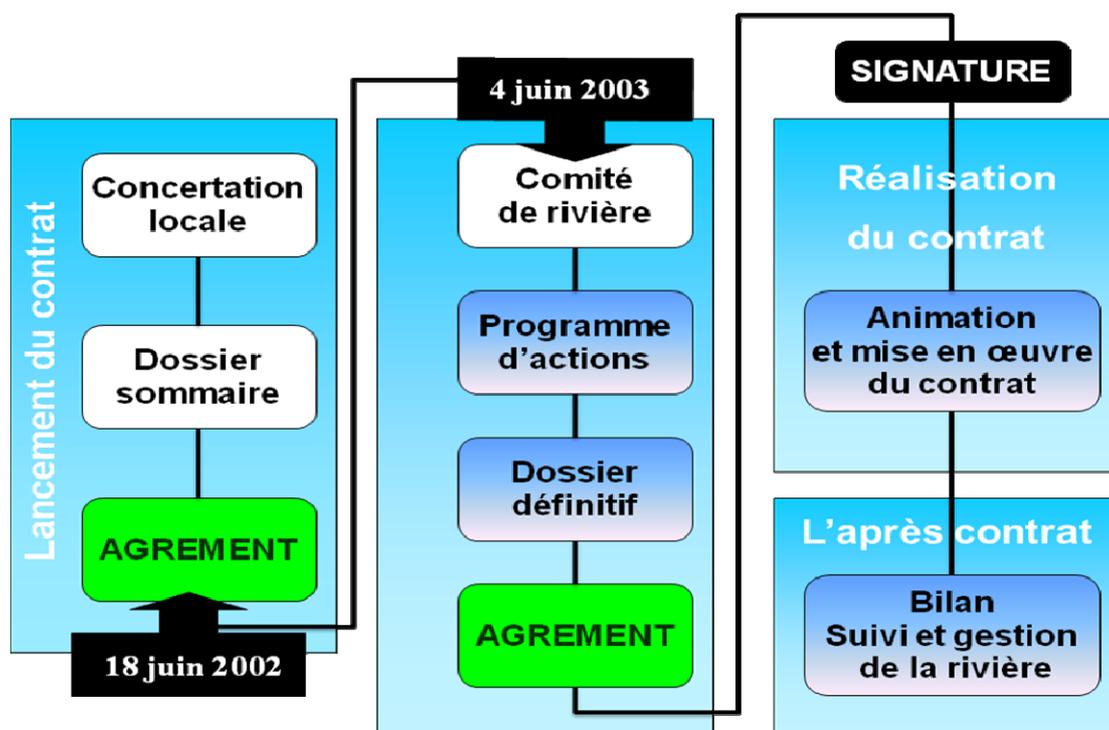


Figure 10 : Organisation du contrat de rivière

Le dossier doit présenter le constat de la situation actuelle, les objectifs auxquels devra répondre la gestion de l'écosystème aquatique de l'ensemble du bassin versant de la Gartempe ainsi que le programme d'actions devant permettre de les atteindre. Ces actions sont regroupées sous trois volets :

**Volet A :** les travaux de lutte contre la pollution en vue de la restauration de la qualité des eaux (superficielles, souterraines) avec les programmes d'assainissement des eaux résiduaires et des eaux pluviales urbaines, les programmes de dépollution des industries, de maîtrise des pollutions diffuses d'origine agricole

**Volet B1 :** les travaux de restauration, de renaturation, d'entretien et de gestion des berges, du lit, et des zones inondables, de mise en valeur des milieux aquatiques et des paysages, de protection des espèces piscicoles, nécessaires pour la restauration du bon état écologique des cours d'eau,

**Volet B2 :** les actions de prévention des inondations et de protection contre les risques concernant les zones urbanisées (travaux et mesures réglementaires),

**Volet B3 :** les travaux d'amélioration de la gestion quantitative de la ressource (optimisation de la gestion des prélèvements, soutien des étiages, débits réservés) ainsi que la protection des ressources en eau potable,

**Volet C :** la coordination, l'animation, le suivi et la réalisation du bilan du contrat.

Le Comité de Rivière du Contrat de rivière Gartempe, puis le Syndicat Mixte Contrat de Rivière Gartempe ont validé les cahiers des charges des études nécessaires à la finalisation de l'état des lieux du bassin versant couvert par le Contrat de rivière Gartempe, qui ont été élaborées par les cinq commissions du Comité de Rivière :

- Une étude « Assainissement » visant à répertorier l'ensemble des stations d'épurations du territoire à les diagnostiquer et à proposer un programme de réhabilitation et d'aménagement (réalisée en régie) ;
- Une étude « Développement Touristique de la Vallée de la Gartempe » réalisée par le biais d'un projet tutoré en partenariat avec l'Université Blaise Pascal de Clermont Ferrand ;
- Une étude « Qualité des Eaux et Milieux Naturels » qui vise à compléter le diagnostic des cours d'eau et de leurs bassins versants afin d'évaluer les perturbations et potentialités, et de valider et/ou compléter les propositions d'actions.

L'étude « qualité des eaux et milieux naturels » a permis de :

- Définir les composantes des milieux aquatiques (les habitats, les peuplements et le bilan des potentiels écologiques et des perturbations) ;
- Définir l'état de la qualité des eaux et des usages de la ressource ;
- Définir les enjeux et les objectifs de gestion ;
- Définir les grands axes d'action.

En plus des stations de suivi de la qualité des eaux du réseau existant (mesures physicochimiques, pêches électriques et Indice Biologique Global Normalisé<sup>3</sup> (IBGN)), l'étude a déterminé un réseau complémentaire de mesure de la qualité des eaux incluant des stations de référence et des stations « activités minières », (afin de permettre la détermination de l'impact des rejets des anciennes exploitations minières du groupe d'AREVA sur la qualité physico-chimique et biologique des eaux), des stations « activités agricoles », « impacts des rejets des stations d'épurations », « impact des étangs et retenues d'eau », « sylviculture des résineux », « impacts des activités industrielles » .

L'étude de la qualité des eaux et de milieux aquatiques du bassin de la Gartempe a ainsi permis de déterminer un état des lieux et d'établir un diagnostic, portant sur :

- L'état morphologique des cours d'eau et les problématiques en cause ;
- La qualité physico-chimique de l'eau ;
- La qualité hydro-biologique des cours d'eau aux stations du réseau existant ainsi qu'aux stations complémentaires de l'étude et du suivi des actions à mettre en œuvre ;
- La qualité piscicole ;
- Les autres compartiments de la faune aquacole au travers des espèces remarquables et espèces invasives.

Les fiches des actions à mettre en œuvre dans le cadre du Contrat de rivière Gartempe sont en cours de finalisation.

### **Protection des zones humides**

Dans le cadre du droit de l'eau, les zones humides sont des espaces naturels qui, compte tenu de leur disparition alarmante, ainsi que de leurs caractéristiques et intérêts, sont aujourd'hui largement protégées.

La zone humide est définie à l'article L. 211-1 du Code de l'environnement : « on entend par zone humide les terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année. »

L'article L211-1-1 du code de l'environnement est très précis sur la nécessité de leur protection et la responsabilité de l'ensemble des acteurs :

« La préservation et la gestion durable des zones humides définies à l'article L. 211-1 sont d'intérêt général. Les politiques nationales, régionales et locales d'aménagement des territoires ruraux et l'attribution des aides publiques tiennent compte des difficultés particulières de conservation, d'exploitation et de gestion durable des zones humides et de leur contribution aux politiques de préservation de la diversité biologique, du paysage, de gestion des ressources en eau et de prévention des inondations notamment par une agriculture, un pastoralisme, une sylviculture, une chasse, une pêche et un tourisme adaptés. A cet effet, l'Etat et ses établissements publics, les régions, les

---

<sup>3</sup> L'indice Biologique Global Normalisé (IBGN) permet l'évaluation de la qualité de l'eau (matières organiques essentiellement) et des habitats des petits cours d'eau peu profonds (Norme NF T90-350).

départements, les communes et leurs groupements veillent, chacun dans son domaine de compétence, à la cohérence des diverses politiques publiques sur ces territoires. Pour l'application du X de l'article L. 212-1, l'Etat veille à la prise en compte de cette cohérence dans les schémas d'aménagement et de gestion des eaux. »

Toute action de destruction ou modification des caractéristiques d'une zone humide est aujourd'hui soumise à autorisations préalables, et largement interdites sur les têtes de bassin par le SDAGE ou la politique régionale des zones humides.

Une action de recensement des zones humides restantes est en cours. Aujourd'hui, le GT2 note que les textes réglementant les zones humides peuvent être interprétés de différentes manières. Dans certains cas ces interprétations peuvent conduire à éviter que des parcelles agricoles soient reconnues comme zones humides.

#### **2.2.4. DISCUSSION**

La méthode de travail suivie par le GT2 a permis de mener une réflexion sur les outils de surveillance et de protection des écosystèmes existants autour des anciennes mines d'uranium en Limousin et de formuler cinq recommandations opérationnelles. Cette réflexion s'est appuyée sur un travail concerté avec l'ensemble des parties prenantes du niveau local et national participant aux travaux du GEP. Le GT2 regrette de ne pas avoir été en mesure de finaliser ces réflexions sur la problématique de la surveillance écologique en raison du peu de temps imparti.

La prise en compte des intérêts écologiques doit se faire en concertation entre les acteurs du domaine à l'échelon local et national pour coordonner les travaux à mettre en œuvre. La revue critique des outils disponibles fait apparaître un nombre relativement important d'acteurs publics et associatifs et le manque d'intégration de ces outils dans le cadre d'une démarche commune. Chacun des outils présentés correspond ainsi à autant d'acteurs de territoire concernés (associations, services de l'état, établissements publics locaux, etc.), qui doivent être associés en amont des enquêtes publiques, lorsqu'elles sont requises réglementairement. Un certain nombre d'acteurs publics ou associatifs assurent un travail d'inventaire et de suivi de la qualité de l'environnement. Ces données sont accessibles et peuvent être prises en compte dans le cadre de la prise de décision publique concernant la politique de réhabilitation et de suivi des anciens sites miniers (au-delà des seuls moments des travaux de réhabilitation).

La gestion des anciens sites miniers doit prendre en compte les intérêts écologiques (principes d'intégration, de prévention, de précaution, et pollueur payeur). La problématique écologique est multi-facettes. En effet, les intérêts écologiques ne se limitent pas à la protection de la qualité physico-chimique des cours d'eau et à l'analyse des effets directs sur les espèces protégées. Quel que soit le cadre dans lequel les actions de gestion sont entreprises, il convient d'analyser l'ensemble des conséquences directes et indirectes, temporaires ou permanentes sur les écosystèmes notamment. Par exemple, les travaux nécessaires à la maîtrise des pollutions du bassin versant doivent prendre en compte les objectifs de la loi sur l'eau, notamment des travaux de détournement de cours d'eau, de création d'étangs ou de destruction de zones humides.

#### **2.2.5. RECOMMANDATIONS**

Les experts du GT2 s'accordent et insistent sur le fait que ces recommandations ne peuvent en aucun cas s'adresser exclusivement à l'exploitant. Certaines de ces recommandations sont à visée opérationnelle, les autres pourraient être inscrites dans des programmes de recherche. Les travaux du GT2 permettent de formuler les cinq recommandations suivantes :

1. Intégrer dans la définition d'une politique de gestion des anciens sites miniers, les dispositions de protection de la nature incluant la protection des espèces vivantes, mais aussi des habitats qui les abritent.

2. Intégrer plus largement les acteurs de l'environnement dans les instances de concertation (CLIS en particulier). Une association plus directe des services de l'Etat assurant la mission de protection de la nature (DIREN et ONEMA en particulier) serait nécessaire. Une meilleure concertation entre services de l'Etat en charge de l'industrie, et services de l'Etat en charge de la protection de la nature (DRIRE et DIREN (DREAL) en particulier).
3. Intégrer des éléments propres à une surveillance des écosystèmes en tant que tels dans la surveillance à long terme et améliorer les connaissances des outils disponibles par l'exploitant et les services de l'Etat (DRIRE).
4. Donner les moyens pour que des études scientifiques soient conduites pour comprendre et quantifier les effets d'une exposition chronique à des substances radioactives et/ou chimiques (notamment l'uranium) applicables à la protection des espèces patrimoniales.
5. Prévoir l'intégration de la surveillance et de la protection des écosystèmes dans un dispositif beaucoup plus global d'études couvrant l'évaluation des risques sanitaires et environnementaux.

## **2.3. SURVEILLANCE SANITAIRE**

Depuis juin 2006, le GT2 s'est attaché à présenter ses travaux sur la surveillance sanitaire autour des anciens sites miniers d'uranium à l'ensemble des parties prenantes, notamment le groupe plénier du GEP.

### **2.3.1. OBJECTIF**

Dans le cadre des missions qui lui ont été confiées, le GT2 a mené un travail de fond sur les outils disponibles permettant d'apporter des données indispensables à une surveillance sanitaire autour des anciens sites miniers d'uranium du Limousin.

Dans les années 1980, les Centers for Disease Control and Prevention (CDC, USA) ont défini la surveillance de santé publique comme étant « un processus continu et systématique de collecte, d'analyse et d'interprétation de données pertinentes, diffusées en temps opportun à ceux qui en ont besoin, en vue d'une action de santé publique. La notion de données englobe les pathologies, mais aussi les déterminants de santé et les facteurs de risque. Aujourd'hui, en France, la surveillance de santé publique a un champ relativement large et englobe notamment :

- Les pathologies dont les indicateurs (la mortalité, l'incidence, la qualité de vie...) sont fournis par plusieurs structures et outils dont les registres de pathologies, la Caisse nationale d'assurance maladie, les données médico-administratives des établissements de soins dont le PMSI...);
- Les bio-indicateurs d'exposition humaine et d'effet sanitaire ;
- Les déterminants de santé dont les expositions environnementales ;
- Les caractéristiques sociodémographiques...

Malgré l'utilité de l'ensemble de ces données, nous nous limiterons ici aux sources de données sur les pathologies.

Actuellement en France, la surveillance sanitaire peut s'appuyer sur les réseaux et bases de données existantes relatives aux soins (systèmes d'information de l'assurance maladie, des hôpitaux, données des laboratoires d'anatomopathologie, registres de mortalité, registre d'incidence, activité des acteurs de santé...) ainsi que sur des systèmes mis en place afin de surveiller des pathologies spécifiques (grippe, intoxication au monoxyde de carbone (CO)...). Cette surveillance peut être réalisée en continu ou non dans le temps. Les registres de pathologies permettent une surveillance continue et pérenne alors que les études transversales répétées permettent une surveillance discontinue dans le temps (InVS, 2009).

Le GT2 s'est attaché à formuler des recommandations visant à éclairer notamment l'administration sur les outils de surveillance sanitaire pertinents autour des anciens sites miniers d'uranium.

### **2.3.2. MATERIEL ET METHODE**

Les travaux du GT2 ont consisté à mener une réflexion sur les outils de surveillance sanitaire autour d'anciennes mines d'uranium en France. Ces travaux se sont articulés en cinq étapes :

1. Identification des dangers sanitaires pouvant être associés aux substances se trouvant dans l'environnement suite à l'exploitation d'une mine d'uranium ;
2. Inventaire des données sanitaires disponibles au sein de la zone d'étude ;
3. Priorisation des pathologies à prendre en compte ;
4. Analyse descriptive des données en étroite collaboration avec leurs détenteurs ;
5. Réflexion sur les apports et limites des différents outils de surveillance sanitaire ;

La liste des principales substances a été établie dans le cadre des travaux du GT4 du GEP sur la base des activités industrielles menées sur les sites. Pour chaque substance, une revue de la littérature a permis d'identifier les dangers sanitaires connus associés à cette substance. Le GT2 s'est attaché à considérer les dangers liés à la toxicité chimique et radiologique de chaque substance.

Pour les substances chimiques, les dangers sanitaires associés sont rassemblés au sein de différentes bases de données toxicologiques qui rapportent les consensus d'experts et l'état des connaissances acquises via les différents types d'étude. Certaines bases de données rapportent également des éléments permettant d'apprécier la plausibilité des dangers sanitaires rapportés pour une même substance. Plusieurs bases de données toxicologiques existent et sont disponibles sur internet :

- <http://www.furetox.fr/>
- <http://www.epa.gov/iris/>
- <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/index.html>
- <http://monographs.iarc.fr/>
- <http://www.cdc.gov/niosh/ipcs/french.html>

Pour les rejets radioactifs, l'identification des dangers radio-induits peut être réalisée à partir des synthèses des connaissances scientifiques du Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR, 2000) mais également des synthèses réalisées par le Comité BEIR (Biological Effects of Ionizing Radiation) de l'Académie US des Sciences. En raison du dynamisme de la recherche dans ce domaine, une recherche active dans la littérature scientifique doit être également réalisée lors de cette étape.

Les travaux se sont ensuite poursuivis par une identification des sources de données sanitaires au sein de la région, en s'appuyant notamment sur l'InVS et le Registre général des cancers du Limousin (RGCL). Le GT2 a ainsi pris connaissance du fonctionnement de ce registre et des données qu'il rassemble.

Le travail de priorisation des pathologies à prendre en compte s'est ensuite basé sur :

- La fréquence des pathologies ;
- Le niveau de preuve scientifique sur le lien entre les expositions environnementales induites par les anciennes exploitations minières et l'augmentation du risque de développer ces pathologies ;
- La faisabilité de leur surveillance sanitaire.

Cette surveillance doit être pérenne et permettre d'identifier les pathologies d'intérêts, les cas incidents annuels et leur localisation géographique à la commune de résidence *a minima* au moment du diagnostic et les pathologies. Cette surveillance doit également permettre une identification du cas afin de compléter et de mettre à jour les informations utiles notamment pour la réalisation d'une étude épidémiologique à visée analytique.

Par l'intermédiaire de l'InVS, un partenariat avec le Registre général des cancers du Limousin a été créé afin de réaliser, à partir des données du registre, une analyse descriptive de l'incidence des cancers pour la population domiciliée dans le Limousin. Les différents indicateurs sanitaires retenus ont été les suivants :

- Nombre de cas incidents de cancers ;
- Taux d'incidence bruts pour 100 000 personnes-années par sexe pour tous les cancers et par localisation cancéreuse ;
- Taux d'incidence spécifiques par tranche d'âge quinquennale, par sexe, pour tous les cancers et par localisation cancéreuse ;
- Taux d'incidence standardisés sur la population européenne et sur la population mondiale pour 100 000 personnes-années et intervalles de confiance à 95 % (IC95 %) par sexe, pour tous les cancers et par localisation cancéreuse.

L'incidence d'un cancer est le nombre de nouveaux cas de cette pathologie, identifiés par unité de temps dans une population définie, composée initialement de non-malades. On exprime généralement

l'incidence annuelle des cancers pour 100 000 habitants. Le taux d'incidence brut est le nombre de nouveaux cas survenant par unité de temps divisé par la taille de la population composée initialement de non-malades au début de la période. Ce taux d'incidence brut ne considère aucune spécificité de la population comme la structure d'âge et la présence ou non de facteurs de risque particuliers de la maladie au sein de la population d'intérêt ; il ne peut donc pas être comparé à d'autres taux calculés pour des populations présentant des caractéristiques démographiques différentes. Le taux d'incidence standardisé permet de tenir compte des caractéristiques intrinsèques à la population considérée, comme l'âge et le sexe qui sont connus pour être liés au risque de développer un cancer, et permet ainsi une mise en perspective avec d'autres taux d'incidence standardisés estimés pour d'autres populations. Il s'agit alors de représenter sur une carte à l'échelle de la commune les rapports d'incidence standardisée<sup>4</sup> (standardisation sur la population de la région du Limousin). Un rapport d'incidence standardisée supérieur à 1 indique une incidence plus élevée que la moyenne régionale. Notons qu'il s'agit ici d'une analyse descriptive qui ne permet aucune interprétation sur la causalité des observations et qui ne constitue qu'une approche incomplète de l'éventuelle mise en évidence d'agrégat spatio-temporel.

Une réflexion sur les apports et limites des différentes sources de données disponibles à des fins de surveillance sanitaire a été menée au travers d'une comparaison du nombre de cas incidents de cancers enregistrés dans la base du registre avec le nombre de cas incidents de cancers reconstitué à partir des bases de données dont on peut disposer plus ou moins facilement sur l'ensemble du territoire métropolitain. Ce travail a été réalisé pour l'année 2004. Trois sources de données ont été considérées : la base du Registre général des cancers du Limousin, la base nationale du Programme de Médicalisation des Systèmes d'Information (PMSI), regroupant les données des séjours hospitaliers et la base du Système National d'Informations Inter-Régimes de l'Assurance Maladie (SNIIR-AM).

### **2.3.3. RESULTATS**

#### **Étape 1 : Identification des dangers sanitaires pouvant être associés aux substances se trouvant dans l'environnement suite à l'exploitation d'une mine d'uranium**

La liste des substances associées aux sites miniers uranifères a été établie par le GEP (cf. paragraphe 3.1.2).

A partir de situations très différentes (survivants des bombardements à Hiroshima et Nagasaki, travailleurs de l'industrie chimique...), les données de la littérature nous indiquent que les principales pathologies à évoquer, du fait d'une exposition chronique à ces substances, sont les cancers. Néanmoins, en raison de la présence de plusieurs substances chimiques (uranium, aluminium...), des pathologies non cancéreuses ne peuvent pas être exclues des dangers sanitaires pouvant être potentiellement associés aux anciennes exploitations minières. On peut par exemple citer les pathologies rénales, les pathologies cardio-vasculaires et les maladies neuro-dégénératives.

---

<sup>4</sup> Un rapport standardisé d'incidence est le rapport entre le nombre observé et le nombre prévu de nouveaux cas d'une maladie, dans une région donnée et sur une période déterminée.

## Étape 2 : Inventaire des données sanitaires disponibles au sein de la zone d'étude

L'inventaire des données sanitaires en Limousin permet de distinguer différents types d'outils de surveillance sanitaire : les registres sanitaires (registre de décès, registres de cancer) et les bases médico-administratives (bases de l'Agence technique de l'information sur l'hospitalisation (ATIH) et du SNII-RAM). Les principales caractéristiques de ces sources de données sont détaillées dans le tableau suivant (cf. Tableau 1).

Tableau 1 : Principales caractéristiques des registres des cancers, de la base de l'ATIH et de la base CENTI.

Base de données	Registre des cancers	PMSI (Base ATIH)	SNIRAM (Base CENTI)
<b>Données enregistrées</b>	Données d'incidence et de mortalité des cancers	Séjours hospitaliers et motif d'hospitalisation	Consommation de biens médicaux
<b>Identification des cancers</b>	Par recoupement avec plusieurs sources d'informations locales (examens anatomopathologiques, données PMSI, dossiers médicaux...)	Hospitalisation avec un code diagnostic correspondant à une pathologie cancéreuse	Demandes d'exonération du ticket modérateur au titre des affections Longue Durée (ALD30) pour pathologie cancéreuse
<b>Codage utilisé</b>	CIMO 3 Classification internationale des Maladies Oncologiques 3 <sup>ème</sup> édition Locale	CIM 10 Classification internationale des Maladies 10 <sup>ème</sup> édition	CIM 10 Classification internationale des Maladies 10 <sup>ème</sup> édition
<b>Couverture</b>	(départementale ou régionale)	Nationale	Nationale
<b>Identification des patients</b>	OUI Données nominatives	NON Anonymisation FOIN (Fonction d'occultation d'identifiants nominatifs)	NON Anonymisation FOIN
<b>Identification des individus</b> (Nom, prénom)	OUI	OUI si recoupement plusieurs années	OUI si recoupement plusieurs années
<b>Base pour une enquête épidémiologique</b>	OUI Communes	NON	NON Communes
<b>Géo-localisation</b>	(Codes INSEE et IRIS)	Département	(Codes postaux ou regroupements de codes postaux)
<b>Début de la pathologie</b>	Date de diagnostic	Date d'hospitalisation	Date de mise en ALD30
<b>Temps de latence</b>	OUI (entre et 4 et 2 ans)	NON	NON
<b>Pérennité</b>	OUI	Archivage annuel	Archivage tri-annuel (destruction au bout de 3 ans)

Un registre est un recueil continu, pérenne et exhaustif de données nominatives, intéressant un ou plusieurs événements de santé dans une population géographiquement définie, à des fins de recherche et de santé publique, réalisé par une équipe ayant des compétences appropriées. En France, il existe par exemple des registres de cancer, des registres de malformations congénitales ou encore un registre national des causes médicales de décès. Un registre n'est en aucun cas une étude épidémiologique. En revanche, il permet de rassembler des données souvent indispensables pour la réalisation d'une étude épidémiologique à visée descriptive ou analytique.

L'ensemble du territoire français est couvert par un registre des causes médicales de décès (registre de mortalité) géré par le Centre d'épidémiologie sur les causes médicales de décès (CépiDc), l'un des nombreux laboratoires de l'Inserm. Depuis 1968, le CépiDc est chargé d'élaborer annuellement la statistique nationale des causes médicales de décès en collaboration avec l'INSEE. Cette statistique est établie à partir des informations présentes dans deux documents : le certificat et le bulletin de décès. Le CépiDc gère une base de données comportant actuellement près de 18 millions d'enregistrements (décès depuis 1968).

La surveillance de l'incidence des cancers en Limousin est une préoccupation ancienne. Dès 1986, un organisme autonome de prévention agissant dans le domaine de la santé publique, le Copas (Comité d'organisation, de prévention et d'actions sanitaires) a souhaité développer un enregistrement continu des cas de cancers en région Limousin. C'est en 1998 que le registre général des cancers du Limousin est devenu opérationnel. Qualifié par le comité national des registres depuis janvier 2008, le registre est soutenu par l'InVS depuis 2004. L'ensemble des registres qualifiés est rassemblé au sein du réseau FRANCIM qui est une association de loi 1901. Le réseau a été créé en 1997. Il a pour objectifs :

- De réaliser, de coordonner et de publier des travaux utilisant les données collectées par les registres de cancer français ;
- De contribuer à développer les recherches coopératives en santé publique et en épidémiologie descriptive, analytique et évaluative dans le domaine du cancer.

Les données sanitaires relatives aux cancers dans la région du Limousin sont donc issues du Registre général des cancers du Limousin, du Registre national des hémopathies malignes de l'enfant ainsi que du Registre national des tumeurs solides de l'enfant. Dans le cadre de la surveillance des cancers, il apparaît préférable de travailler sur l'incidence. En effet, en raison notamment des progrès dans le traitement des cancers au cours du temps et de l'amélioration sensible de la survie pour certaines localisations, la morbidité apparaît comme un indicateur sanitaire plus exhaustif et plus précis que la mortalité. Surveiller la mortalité par cancer complique considérablement l'étude des fluctuations au cours du temps.

Le Registre général des cancers du Limousin est une structure associative implantée au Centre Hospitalo-universitaire de Limoges. Son objectif est l'enregistrement de manière continue et exhaustive de tous les nouveaux cas de cancers survenant chez les patients domiciliés dans sa zone de compétence, quel que soit le lieu de diagnostic (intra ou extra zone de compétence). La zone de compétence du Registre général des cancers du Limousin couvre les trois départements de la région Limousin : Creuse, Corrèze et Haute-Vienne et représente une population de 735 000 habitants en 2008 (source INSEE). Toutes les pathologies cancéreuses sont enregistrées pour toutes les catégories d'âge (enfants et adultes). Comme tous les registres de cancer en France, il s'agit d'une recherche active des nouveaux cas de cancer au sein de la population domiciliée dans la zone géographique d'intérêt. Cette recherche implique la mise en place de nombreuses collaborations avec les différents acteurs, impliqués directement ou non, dans la prise en charge de patients cancéreux (figure 11). Toutes les données identifiées comme provenant de malades cancéreux sont collectées.

Les informations de même nature collectées auprès des différents interlocuteurs sont regroupées et constituent une source d'information (ex : toutes les données relatives aux parcours hospitaliers des malades provenant du programme de médicalisation des systèmes d'information, quel que soit l'établissement les ayant produites constituent une seule source d'information ; la source PMSI).

Les informations des différentes sources sont collectées et recoupées de manière à éliminer les doublons et à acquérir l'information complémentaire de chacune des sources. Les atteintes tumorales sont codées selon la Classification Internationale des Maladies Oncologiques 3<sup>ème</sup> édition (codification standardisée CIMO 3) utilisée par le réseau Francim et les exigences formulées par le Comité national des registres. Ainsi, les données recueillies par un registre de cancer comprennent des renseignements à la fois sur le malade (notamment le sexe, l'âge et le statut vital) et la (les) pathologie(s) cancéreuse(s).

Les données d'un registre ne permettent pas à elles seules de faire un lien entre une incidence et un facteur explicatif, notamment environnemental ou professionnel.

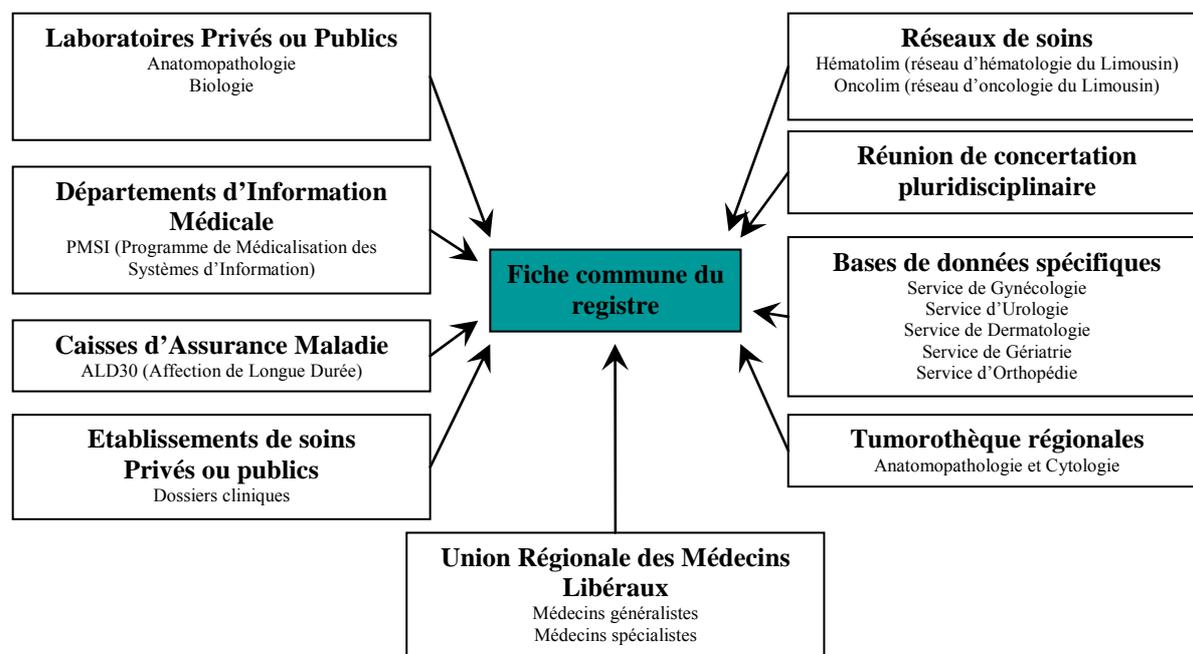


Figure 11 : Sources de données du registre du Limousin.

L'enregistrement des cancers de l'enfant en France métropolitaine a connu deux étapes. Entre 1983 et 1990, des registres de cancers pédiatriques ont été mis en place sur des bases régionales, d'abord en Lorraine, puis en Provence-Alpes-Côte d'Azur, en Auvergne, en Rhône-Alpes, en Bretagne et dans le Limousin en 1994. Une deuxième étape a conduit à un enregistrement national des cancers de l'enfant, depuis 1990 pour les hémopathies malignes, depuis 2000 pour les autres tumeurs, tout en maintenant actifs les registres régionaux qui se prêtent mieux à certains travaux sur le suivi et la prise en charge des cancers chez l'enfant. Le Registre national des hémopathies malignes de l'enfant enregistre spécifiquement les enfants âgés de moins de 15 ans atteints d'hémopathie maligne primitive ou secondaire (leucémie, lymphome non Hodgkinien, maladie de Hodgkin, syndrome myélodysplasique). Il est situé à Villejuif à l'unité 754 de l'Inserm, sous la responsabilité administrative et scientifique du Dr J. Clavel.

Le Registre national des tumeurs solides de l'enfant enregistre spécifiquement les enfants âgés de moins de 15 ans atteints de tumeur solide autre qu'un lymphome. Il est situé au Centre hospitalier universitaire CHU de Nancy, sous la responsabilité administrative et scientifique du Dr B. Lacour.

La base nationale du Programme de médicalisation des systèmes d'information (PMSI) est disponible auprès de l'Agence technique de l'information sur l'hospitalisation (ATIH). L'ATIH assure la maîtrise d'œuvre du système d'information relatif à l'activité et aux moyens des établissements de santé publics et privés. Les informations du PMSI disponibles au niveau national sont principalement utilisées pour l'élaboration et la révision de la carte sanitaire et du schéma d'organisation sanitaire, pour la détermination des ressources et pour l'évaluation de la qualité des soins. Ces données se présentent

sous la forme de résumés de séjours hospitaliers anonymes comportant le numéro identifiant l'établissement de soins, l'âge, le sexe, le département de résidence, le(les) motifs du (des) séjour(s) hospitalier (diagnostic principal, relié et associé) ainsi que la durée et la modalité de sortie de chaque séjour. Les motifs du séjour sont codés d'après la Classification Internationale des Maladies 10<sup>ème</sup> édition (CIM 10). Ces données au niveau national représentent l'ensemble des séjours hospitaliers réalisés dans les établissements de soins.

Les séjours hospitaliers pouvant être reliés à la prise en charge d'un patient cancéreux sont identifiés par la valeur du code CIM 10 attribuée au diagnostic principal (DP), aux diagnostics associés (DA) ou reliés (DR) (cf. Tableau 2 et Tableau 3 ; Codes CIM 10 identifiant un séjour pour traitement anti cancéreux).

Depuis 2002, un numéro identifiant chaque patient est généré selon une procédure dénommée FOIN (Fonction d'occultation d'information nominative). Cette procédure génère un identifiant anonyme à partir du numéro de sécurité sociale de l'assuré, du sexe et de la date de naissance du bénéficiaire des soins. Cet identifiant anonyme permet de chaîner les différents séjours hospitaliers d'un même patient dans plusieurs établissements de soin et de différentes années. Une première anonymisation est effectuée au niveau du Département d'information médicale. Une deuxième anonymisation se fait au niveau de l'ATIH. Cette double anonymisation rend irréversible le numéro d'anonymat.

**Tableau 2 : Codes CIM 10 permettant d'identifier la prise en charge d'un patient cancéreux au sein du PMSI.**

<b>Codes CIM 10</b>	<b>Libellés</b>
C00 à C97	Tumeurs malignes invasives
D00 à D09	Tumeurs in situ
D32 et D33	Tumeurs intracrâniennes ou rachidiennes bénignes
D37 à D48	Tumeurs à évolutions imprévisibles ou inconnues
Z5100 et Z5101	Séances de radiothérapies
Z511	Séances de chimiothérapie pour tumeurs invasives

Tableau 3 : Pathologies cancéreuses d'intérêt étiologiques, codes CIM 10.

Pathologies cancéreuses d'intérêt étiologique	Codes CIM 10
Esophage	C15
Estomac	C16
Colon - rectum - anus	C18 à C21
Foie	C22
Pancréas	C25
Appareil respiratoire	C33 à C39
Os et cartilages	C40 à C41
Mélanome	C43
Peau (tumeurs épidermoïdes)	C44
Sein	C56
Ovaires	C61
Prostate	C62
Testicule	C64
Rein	C67
Vessie	C70 à C72
Système nerveux central	C73
Thyroïde	C82 à C85
Lymphome malin non Hodgkinien	C910
Leucémie Lymphoïde Aiguë	C920, C922, C924, C925
Leucémie Myéloïde Aiguë	C00 à C96
Tous cancers	

La base SNIIR-AM, rassemble les informations issues de la gestion du système de remboursement du Régime général d'assurance maladie (représentant 83 % de la population française) ainsi que de 14 autres Caisses d'assurance maladie. Cette base est accessible auprès du Centre national de traitement informatique (CENTI) situé à Evreux. Elle a pour objectif de collecter des données sur la consommation de biens et services médicaux et de les rapporter à un bénéficiaire des soins. L'ensemble des informations sont cryptées à 2 niveaux, au niveau des centres de traitement de chacune des caisses utilisant la même fonction FOIN que la base ATIH et au niveau du CENTI, de manière à être totalement anonymes. Cette information est stockée pour l'année en cours et les deux années précédentes. Outre les données relatives à la consommation de soins, les informations comprennent également le code CIM 10 de la pathologie, et les données relatives au ticket modérateur au titre d'affections de longue durée (ALD 30) pour pathologies cancéreuses. Ces dernières données devraient être conservées au-delà des durées prévues pour l'ensemble des données de consommation.

### **Étape 3 : Priorisation des pathologies à prendre en compte**

Compte-tenu des dangers sanitaires potentiels identifiés précédemment et des données de surveillances disponibles, la surveillance des pathologies cancéreuses apparaît comme une priorité de santé publique autour des anciens sites miniers uranifères. Au stade des connaissances scientifiques actuelles, les pathologies cardio-vasculaires ne sont pas considérées comme prioritaires. Néanmoins, le GT2 recommande de suivre l'évolution des connaissances scientifiques et d'éventuellement reconsidérer la surveillance de ces pathologies cardio-vasculaires dans la surveillance sanitaire autour des anciens sites miniers d'uranium. De plus, certaines des substances identifiées peuvent engendrer d'autres effets sanitaires que le cancer. C'est notamment le cas de l'uranium qui présente une toxicité rénale liée à ses propriétés chimiques. En raison des missions confiées au GT2 et du temps imparti pour la réalisation

de ses travaux, seuls les cancers ont été considérés. Néanmoins, la plupart des réflexions méthodologiques menées sur la surveillance sanitaire pourront le cas échéant être appliquées à d'autres pathologies.

Se concentrant sur les cancers, c'est en collaboration avec le registre des cancers du Limousin que l'identification des sources et des données sanitaires disponibles a pu être menée. Cette collaboration a joué un rôle important pour la qualification et la pérennisation du registre.

#### **Étape 4 : Analyse descriptive des données en étroite collaboration avec leurs détenteurs**

Sur les sept années d'enregistrement (1998-2004), le nombre de cas notifiés dans le Limousin est de 25 828 (15 332 chez les hommes et 10 496 chez les femmes). Parmi ces cas, 13 406 (51,9 %) sont domiciliés en Haute-Vienne, 8 198 (31,7 %) en Corrèze et 4 224 (16,4 %) dans la Creuse. Sur l'ensemble de la région, les cancers du sein sont les cancers les plus fréquents chez les femmes alors que les cancers de la prostate sont les plus fréquents chez les hommes. La méthode de recueil des données sanitaires utilisée par le registre permet d'avoir les informations individuelles nécessaires pour décrire la répartition des cas de cancers à petite échelle géographique.

Le taux d'incidence des cancers dans le Limousin est plus élevé chez les hommes, quel que soit le département : le taux annuel moyen d'incidence des cancers standardisé sur la population mondiale est de 294,55 cas pour 100 000 hommes (IC95 % : 288,25 – 300,85) et de 187,53 cas pour 100 000 femmes (IC95 % : 182,24 – 192,83) dans la région du Limousin. Sur l'ensemble de la région, c'est en Haute-Vienne que le taux d'incidence semble le plus élevé. Les taux d'incidence observés dans la région du Limousin sont comparables aux estimations nationales, pour l'année 2000, produites par le réseau Francim (cf. Tableau 4).

Tableau 4 : Localisations cancéreuses les plus fréquentes chez l'homme et la femme, au sein du Registre général des cancers en Limousin 1998-2004 et comparaison avec les données du réseau Francim.

Sexe	Rang	Localisation	Nombre	TISM RGCL	TISM FRANCIM
H	1	Prostate	4923	84,72	88,29
H	2	Colon-rectum-anus	1822	32,19	38,44
H	3	Trachée, poumon	1508	32,6	51,51
H	4	Peau (spinocellulaire)	1367	19,65	
H	5	Vessie	866	15,75	16,16
H	6	Estomac	431	7,24	9,03
H	7	LMNH	384	8,73	12,16
H	8	Rein	366	8,06	11,3
H	9	Œsophage	345	7,43	9,47
H	10	Larynx	337	8,14	8,7
H	11	Mélanome	287	6,69	7,33
F	1	Sein	3456	75,62	93,49
F	2	Colon-rectum-anus	1449	20,05	24,37
F	3	Peau (spinocellulaire)	1017	8,96	
F	4	Corps utérus	519	9,3	9,99
F	5	Col utérus	461	5,16	7,7
F	6	Lymphome malin non hodgkinien	347	6,43	8,06
F	7	Mélanome	321	6,38	8,64
F	8	Trachée, poumon	310	6,15	10,1
F	9	Ovaire	295	5,7	8,43
F	10	Estomac	276	3,07	3,4
F	11	Thyroïde	274	8,36	10,11

TISM : Taux d'Incidence pour 100 000 Standardisé sur la population Mondiale.

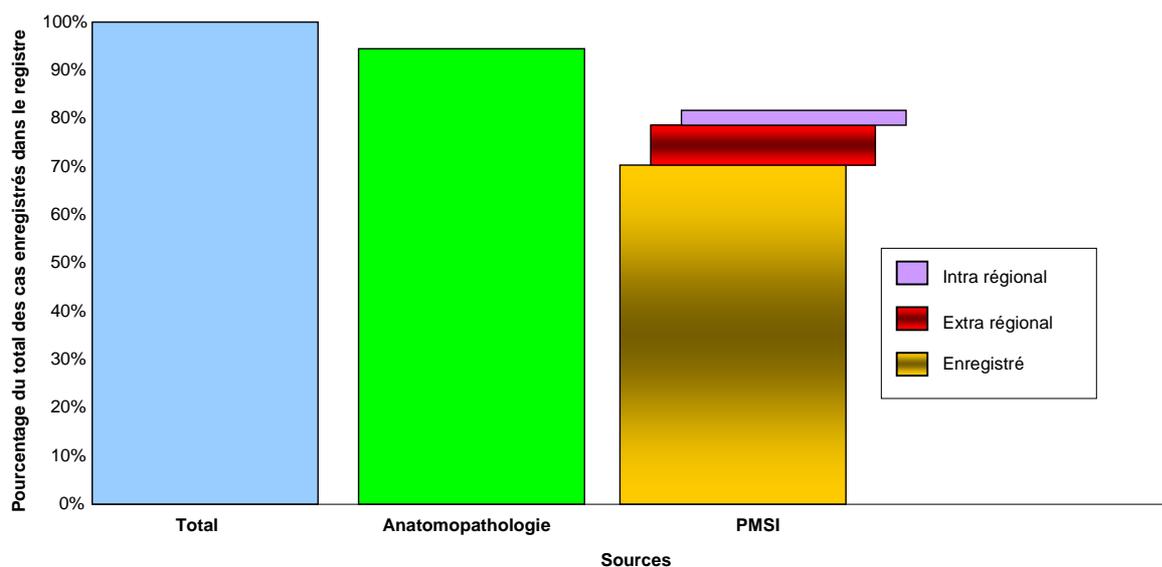
FRANCIM : Taux estimés au niveau National par le réseau FRANCIM

### **Étape 5 : Réflexion sur les apports et limites des différents outils de surveillance sanitaire**

A la suite de l'analyse descriptive des données du registre de cancer du Limousin, les apports et limites des différents types de surveillance sanitaire ont été étudiés. Le GT2 a ainsi comparé les quorums de cas de cancer obtenus à partir d'une surveillance sanitaire continue, pérenne et exhaustive (le Registre général de cancer du Limousin) aux quorums obtenus à partir de bases médico-administratives disponibles en absence d'un registre. Cette comparaison permet de juger de la qualité des données issues de la surveillance sanitaire dans les situations avec et sans structure de type registre. Les critères de qualité retenus ont notamment été l'exhaustivité, la disponibilité, la validité et l'existence d'un historique (pérennité du recueil).

La mise en place et la mise en œuvre d'un registre nécessite une bonne connaissance des différents circuits de soins des patients atteints d'un cancer et domiciliés dans le Limousin. Ces circuits de soins imposent au registre d'établir des contacts avec toutes les sources de notifications départementales, régionales et extra régionales susceptibles d'identifier de nouveaux cas de cancers domiciliés dans les trois départements de la région du Limousin. Afin de compléter l'exhaustivité du registre, une recherche active des cas est effectuée, notamment dans les départements limitrophes de la région où des patients sont susceptibles d'être diagnostiqués ou pris en charge. Il s'agit en particulier des départements de la Vienne, de l'Allier et du Puy de Dôme. De plus, des demandes régulières sont également réalisées auprès de tous les centres anticancéreux d'Ile de France, de Toulouse, de Clermont-Ferrand et de Bordeaux. Ce registre rassemble actuellement les données traitées relatives aux cas de cancers incidents entre 1998 et 2004.

La multiplicité des sources d'information du registre général des cancers du Limousin, permet le recoupement et l'enrichissement des informations collectées. Ainsi, le quorum obtenu auprès du registre général de cancer du Limousin pour l'année 2004 est de 4 169 cas incidents de cancer, chaque cas étant en moyenne, identifié en moyenne par 3,14 sources (c'est-à-dire par 3,14 « réseaux d'information différents ») (cf. Figure 12). Parmi ces 4 169 cas, la « source des anatomopathologistes » identifiait 3 940 cas. Autrement dit, 94,5 % des cas enregistrés en 2004 comportaient un compte rendu anatomopathologique (preuve histologique), les autres cancers étant jugés éligibles sur d'autres arguments conformément aux recommandations Francim.



**Figure 12 : Pourcentage de cancers incident, au sein du registre général des cancers du Limousin, identifiés par les sources Anatomopathologistes et PMSI, au cours de l'année 2004.**

Pour la même année 2004, les données du PMSI collectées par le Registre général des cancers, en interrogeant les départements d'information médicale de 29 établissements de soins (18 en région Limousin et 11 hors région) identifiés comme pouvant prendre en charge un patient domicilié en région Limousin et atteint d'un cancer, ont identifié 45 871 séjours soit 12 035 patients. Ces données, non anonymes, ont été transmises de manière cryptée au Registre général des cancers du Limousin. L'identification de chaque patient par son état civil a permis le recoupement et le traitement de l'information. Ce traitement représente pour les cancers confirmés, l'élimination des doublons (regroupement selon le nom, le prénom, la date de naissance...), l'identification des séjours multi-établissement, l'identification des atteintes cancéreuses multiples, l'élimination des cas prévalents (cas déjà enregistrés les années passées). Ce traitement nous a permis à partir des 12 035 patients potentiels d'identifier 2 933 nouveaux cas de cancers. D'autre part, l'information PMSI n'était retrouvée que chez 70,4 % des cas incidents collectés en 2004.

La même démarche a été réalisée à partir de la base nationale du PMSI en interrogeant la base de données de l'ATIH sur la base des codes PMSI d'intérêt, pour la seule année 2004. Les informations suivantes étaient disponibles : l'âge, le sexe, le code géographique de résidence du malade et le numéro d'établissement de soins. Au total, en sélectionnant les patients résidant en Limousin et présentant un motif de séjour hospitalier associé à des tumeurs malignes invasives, la base de l'ATIH identifiait 48 781 séjours effectués dans 193 établissements : 22 en région Limousin et 161 hors région, représentant un total de 13 459 patients. Hormis l'identification des doublons et des séjours multi-établissement et compte-tenu de l'anonymat des renseignements disponibles dans cette base, le même traitement que celui réalisé au niveau du registre n'a pas été réalisable. Cependant, en extrapolant que la même proportion de cancers incidents (24,4 %) pouvait être attendue du nombre de

patients potentiel identifiés par la base PMSI nationale (13 459), nous obtenons le chiffre de 3 280 cancers incidents, ce qui aurait porté à 78,7 %, le pourcentage de cancers incidents identifiés par la source PMSI, au sein du registre général des cancers.

D'autre part, pour l'année 2004, le Registre général des cancers a sollicité six Caisses d'assurance maladie pour connaître l'identité des bénéficiaires du ticket modérateur au titre des ALD30 pour pathologie cancéreuse. Ces six Caisses comprennent le Régime général d'assurance maladie (CPAM), la Mutualité sociale agricole (MSA), le Régime social des indépendants (RSI), la Caisse des régimes spéciaux (UNRS), la Caisse d'assurance retraite des mineurs (CARMI), la Caisse d'assurance vieillesse invalidité et maladie des cultes. Le traitement des données nominatives, analogue à celui réalisé pour les données du PMSI ont permis d'identifier 2 454 cancers incidents. Ainsi la source ALD30, identifiait 58,9 % de l'ensemble des cas de cancer incidents enregistrés au sein du Registre général des cancers du limousin.

L'identification des nouveaux cas de cancer chaque année est possible au sein de la base ATIH, par recoupement de l'année en cours avec les enregistrements des années passées. Ainsi les patients dont l'identifiant FOIN a déjà été associé par le passé à une prise en charge pour cancer seraient considérés comme des cas prévalents. Les patients restants seraient alors considérés comme de nouveaux cas ou cas incidents. Cette identification de cas peut cependant être biaisée par la fonction d'anonymisation elle-même. En effet l'identifiant FOIN dépend du numéro de sécurité sociale de l'assuré et non pas de celui du bénéficiaire des soins, toute modification d'affiliation au régime de sécurité sociale (émancipation des étudiants, divorce,...) conduit à la production d'un identifiant différent. Ce nouveau numéro pouvant être considéré à tort comme un nouveau cas de cancer conduira à surestimer l'incidence.

D'autre part, la localisation géographique au sein de la base ATIH est réalisée par un code géographique correspondant pour les communes de plus de 1 000 habitants au code postal et pour les communes de moins de 1 000 habitants à un regroupement de communes. Plusieurs communes pouvant posséder le même code postal, la base ATIH seule ne permet pas d'identifier la commune de résidence des patients cancéreux. Les enregistrements contenus dans la base SNIIRAM par contre comprennent le code INSEE de résidence permettant la localisation de chaque cas à la commune. Ainsi les deux bases ATIH et SNIIRAM seraient nécessaires à la fois, pour identifier chaque année les cas incidents et pouvoir les localiser géographiquement. Il ne serait cependant pas possible de collecter d'autres informations supplémentaires que celles contenues dans ces deux bases, du fait de la conservation de l'anonymat, ce qui pourrait être préjudiciable pour la réalisation d'enquêtes épidémiologiques à haute résolution. Ces dernières peuvent nécessiter une caractérisation précise des pathologies cancéreuses ainsi que d'autres renseignements utiles, comme par exemple un calendrier de l'exposition résidentielle représenté par les différents lieux de vie au cours du temps.

### **2.3.4. DISCUSSION**

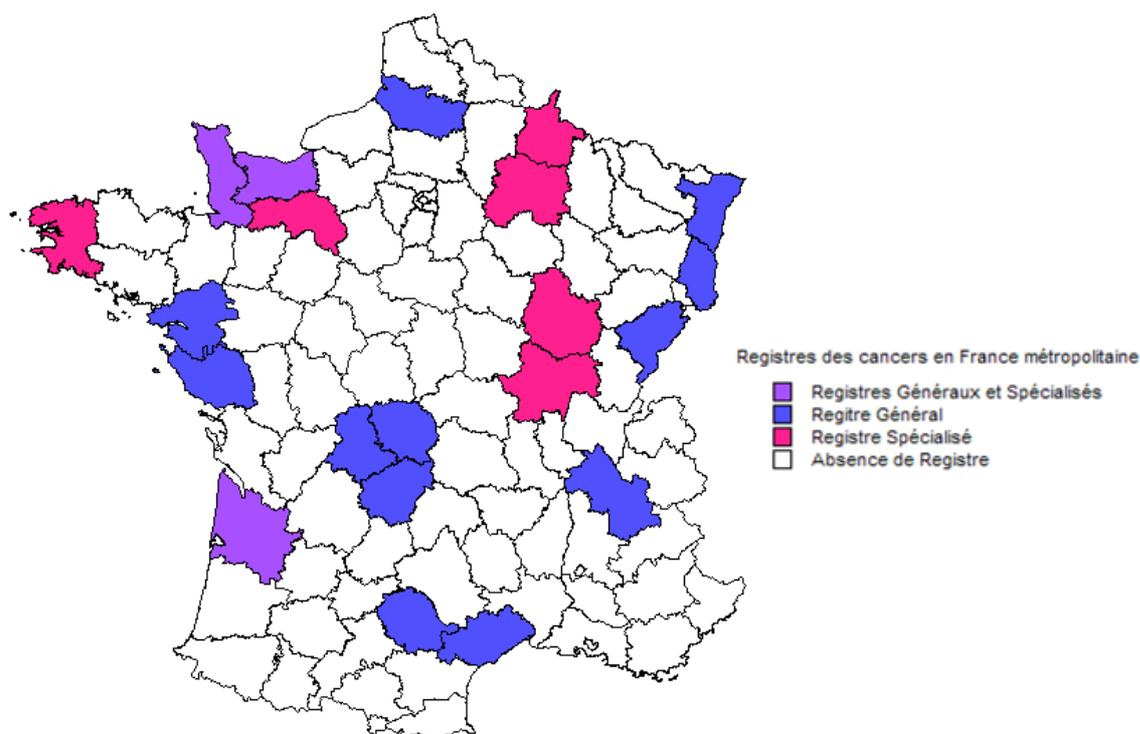
La méthode de travail en six étapes suivies par le GT2 a permis de mener une réflexion approfondie sur les outils de surveillance sanitaires autour des anciennes mines d'uranium en Limousin et de formuler trois recommandations opérationnelles. Ces recommandations reposent sur une priorisation des pathologies à surveiller qui tient compte à la fois des données sanitaires disponibles au sein de la zone à couvrir, des outils disponibles, des substances présentes dans l'environnement et des connaissances scientifiques permettant une identification des dangers potentiellement associés. Cette réflexion s'est appuyée sur un travail concerté avec l'ensemble des parties prenantes au niveau local et national afin de permettre notamment une bonne coordination au niveau national des différentes actions de surveillance sanitaire locale tout en tenant compte des spécificités régionales.

L'analyse des données sanitaires disponibles au sein du Limousin montre la nécessité de disposer de bases de données développées dans un but de surveillance sanitaire à une échelle géographique appropriée (départementale ou régionale). La comparaison des quorums obtenus via le registre de cancer à ceux obtenus via les bases médico-administratives montre d'importants décalages. Ainsi, les

besoins épidémiologiques doivent être pris en compte dès la conception de systèmes coûteux de recueil de données de santé.

Le Registre général des cancers du Limousin permet d'obtenir des données historiques validées et mobilisables. En outre, en raison notamment des exigences du comité national des registres pour l'obtention d'un agrément, les méthodes d'enregistrement d'un registre doivent permettre l'évaluation de l'exhaustivité. C'est l'une des raisons conduisant les registres de cancer à réaliser un recueil actif des données, à regrouper plusieurs sources de données afin d'éliminer les doublons, à mettre en place un contrôle de qualité et de cohérence, à suivre les nomenclatures internationale de classification des maladies et à suivre de façon individuelle les patients notamment en termes de survie. Au sein du Limousin, le registre apparait comme une source d'information indispensable à une surveillance sanitaire autour des anciens sites miniers d'uranium. Les travaux du GT2 montrent qu'actuellement un registre est le seul outil de surveillance sanitaire permettant de fournir les données indispensables à la réalisation d'une étude épidémiologique à visée analytique.

Néanmoins, les structures nécessaires à la mise en place et la conduite d'un registre général des cancers sont onéreuses et ne permettent pas d'avoir des données de façon réactive en raison d'un temps de la latence actuel d'environ 4 ans pour avoir des données d'incidence validées. Des efforts importants sont actuellement réalisés afin de réduire ce temps de latence et diminuer la lourdeur du recueil en permettant notamment d'améliorer les circuits de données entre les différents acteurs et le registre. De plus, moins de 20 % de la population française est couverte par un registre des cancers. Cette faible couverture ne permet pas de transposer la méthode de surveillance sanitaire via un registre à l'ensemble des 23 zones minières (dont 17 dans le Limousin) identifiées dans l'inventaire national des sites miniers d'uranium (Mimausa). Cette transposition imposerait la mise en place d'un registre des cancers dans les régions non couvertes.



**Figure 13 : Registres des cancers en France métropolitaine à l'exception des registres à vocation nationale (registre des mésothéliomes pleuraux, des tumeurs solides et des hémopathies malignes de l'enfant).**

Les mises en place dans les prochaines années en France du dossier médical personnel (DMP) et du dossier communiquant de cancérologie apparaissent clairement ici comme une opportunité à saisir. Il est donc indispensable d'associer l'ensemble des organismes ayant un rôle à jouer dans l'observation

de l'état de santé de la population française en amont de la mise en place de ce dossier médical personnel afin de bien définir les variables essentielles dans le cadre d'une surveillance sanitaire. De plus, ce nouvel outil permettra de surveiller différentes pathologies telles que les pathologies neurologiques dégénératives, les troubles immunologiques et immunotoxiques, les troubles de la fertilité, etc. Le DMP et le dossier communiquant de cancérologie marqueraient un tournant dans l'histoire de la santé publique en France et permettraient au côté des registres de pathologie existant (cancers et autres) d'assurer une surveillance sanitaire uniforme sur l'ensemble du territoire et de réduire les inégalités de santé en France. En effet, rappelons ici qu'une surveillance sanitaire permet d'améliorer la santé publique et d'engendrer des bénéfices individuels et collectifs.

L'analyse descriptive des données issues d'une surveillance sanitaire permet de comparer globalement les taux d'incidence observés au sein du Limousin à ceux observés dans d'autres zones géographiques telles que la France, l'Europe ou le monde. Cette analyse descriptive ne permet cependant pas d'expliquer les observations : une sur-incidence ou une sous-incidence peut avoir différentes explications dont des caractéristiques populationnelles particulières (pourcentage de fumeurs différent, catégories socioprofessionnelles différentes...). Pour interpréter les résultats, d'autres données et analyses sont nécessaires et des études épidémiologiques devront être menées.

### **2.3.5. RECOMMANDATIONS**

Les travaux du GT2 permettent de formuler les trois recommandations suivantes :

1. Pour faire une surveillance sanitaire, il faut un outil dédié.
2. Dans le cadre de la surveillance des cancers, il apparaît préférable de travailler sur l'incidence.
3. Après examen de l'ensemble des outils disponibles (les registres et les bases médico-administratives), les travaux du GT2 montrent qu'actuellement seuls les registres de cancer permettent d'identifier de manière exhaustive les quorums de cas incidents de cancer dans une zone d'intérêt.

## Chapitre 2 : les évaluations d'impacts

Conformément aux missions qui lui ont été confiées, le GEP s'est fixé pour objectif de proposer des outils permettant d'évaluer l'impact des anciennes mines d'uranium sur l'environnement et l'homme.

Dans un premier temps, le GT2 a dressé un bilan des outils actuellement disponibles et a pu constater que le domaine chimique est doté d'une méthode d'évaluation de risque relativement robuste que ce soit pour l'environnement ou pour l'homme. En revanche, pour le domaine radiologique, l'impact pour l'environnement n'a longtemps été évalué qu'au travers des études de radioprotection de l'homme, en vertu du postulat « protéger l'homme protège l'environnement » (ICRP, 1977). Des interrogations récentes et de plus en plus pressantes sur ce postulat sont à l'origine d'initiatives prises par des autorités nationales et internationales. C'est dans ce contexte qu'émerge en 2007 une méthode d'évaluation de risque radiologique propre à l'environnement, issue du programme européen ERICA (ERICA, 2007).

La quantification des impacts sanitaires associés aux anciennes exploitations minières d'uranium nécessite la mise en place d'étude épidémiologique à visée analytique ou une évaluation quantitative des risques sanitaires. La réalisation de ces études peut s'avérer très longue et il est apparu nécessaire d'en tester la pertinence et la faisabilité au préalable. Pour cela, compte-tenu du temps et des moyens impartis aux travaux du GEP, les travaux ont visé la proposition d'une démarche intégrée et pragmatique de veille sanitaire autour des sites miniers uranifères. Le début du chapitre portant sur la surveillance sanitaire décrit les outils pertinents (registres de pathologies) permettant de recueillir et traiter les données sanitaires dans le but de réaliser une surveillance sanitaire. Dans le prolongement de cette surveillance sanitaire, la veille sanitaire permet d'analyser les données afin de renseigner en première approche l'influence de la présence des anciennes mines d'uranium sur la santé des populations vivant à proximité. Elle permet ainsi d'orienter les décisions des pouvoirs publics en matière de surveillance (environnementale et sanitaire), d'outils de quantification des impacts sanitaires et de recherches épidémiologiques.

Pour répondre à son objectif de travail, le GT2 a structuré son travail selon les problématiques suivantes :

- Évaluation du risque environnemental ;
  - ↳ Évaluation du risque chimique pour l'environnement ;
  - ↳ Évaluation du risque radiologique pour l'environnement ;
- Évaluation de l'impact pour la population ;
  - ↳ Évaluation d'impact sanitaire associé au radon ;
  - ↳ Évaluation d'impact dosimétrique ;
  - ↳ Veille sanitaire et proposition de critères de pertinence et de priorisation d'actions et d'études de santé publique.

### 3.1. EVALUATION DU RISQUE ENVIRONNEMENTAL

Depuis juin 2006, le GT2 s'est réuni à plusieurs reprises sur la problématique de l'évaluation de risque environnemental lié aux anciens sites miniers d'uranium. Deux expertes de l'IRSN, membres du GT2, ont été particulièrement impliquées dans ces travaux.

#### 3.1.1. OBJECTIF

A l'issue de l'étape d'identification des outils disponibles, le GT2 a sélectionné et adapté une méthode d'évaluation des risques pour l'environnement (ERE) au contexte des sites miniers uranifères. Dans le

contexte des sites miniers d'uranium, cette évaluation de risque doit porter à la fois sur les aspects chimiotoxiques et radiotoxiques.

L'objectif était *in fine* de disposer d'une méthode applicable à tout site minier.

Le GT2 s'est enfin attaché à formuler des recommandations en termes d'application de cette méthode et d'acquisition de données nécessaires à sa mise en œuvre.

### **3.1.2. MATERIEL ET METHODE**

Pour les substances chimiques, la méthode d'évaluation de risque couramment utilisée en Europe est basée sur les quatre phases suivantes, décrites dans un guide européen (Technical Guidance Document ou TGD ; EC, 2003) :

- **l'identification des dangers** (ou formulation du problème) par un inventaire quantitatif des substances à retenir dans l'évaluation du risque, une identification des organismes à prendre en compte dans les écosystèmes récepteurs et des relations entre ces organismes et les substances retenues,
- **l'analyse des effets** de chaque substance sur l'écosystème considéré et la détermination du niveau d'exposition maximal de cet écosystème pour lequel il est considéré que la substance considérée n'aura pas d'effet néfaste (PNEC<sup>5</sup>),
- **l'analyse des expositions** qui vise à estimer le niveau d'exposition des organismes à chacune de ces substances (PEC<sup>6</sup>),
- **la caractérisation du risque** par la confrontation des résultats des deux phases d'analyse (PEC vs PNEC), la méthode la plus simple étant celle du ratio. Si le niveau d'exposition est inférieur à la valeur de référence (PEC/PNEC <1), il n'y a pas de risque pour l'écosystème. Dans la situation inverse (PEC/PNEC >1), le risque est potentiel.

Cette méthode est couramment utilisée et les études écotoxicologiques menées pour diverses substances, améliorent continuellement la connaissance de leurs effets sur l'environnement. L'application de cette méthode au contexte des sites miniers est décrite au paragraphe 3.1.3.

Mais si le domaine chimique est doté d'une méthode d'évaluation de risque relativement robuste, l'impact radiologique environnemental n'a longtemps été évalué qu'au travers des études de radioprotection de l'homme, en vertu du postulat « protéger l'homme protège l'environnement » (ICRP, 1977) (cf. chapitre 3 et volume 2 du rapport GT2). Des interrogations récentes et de plus en plus pressantes sur ce postulat ont conduit à l'émergence en 2007 d'une méthode d'évaluation de risque radiologique propre à l'environnement, issue du programme européen ERICA<sup>7</sup> (ERICA, 2007). Cette méthode a été développée avec un souci de cohérence vis-à-vis du domaine chimique et s'appuie

---

<sup>5</sup> PNEC (Predicted No Effect Concentration) : concentration d'une substance sans effet sur l'écosystème où elle est présente

<sup>6</sup> PEC (Predicted Environmental concentration) : concentration dans les milieux constitutifs des écosystèmes

<sup>7</sup> ERICA (Environmental Risk for Ionising Contaminants : Assessment and Management)

notamment sur les quatre grandes phases citées précédemment. Le GT2 a souhaité tester la mise en œuvre de cette méthode innovante. Son application au contexte des sites miniers est décrite au paragraphe 3.1.3.

Considérant que la gestion passée et actuelle des sites miniers uranifères génère principalement des rejets liquides d'effluents radioactifs et chimiques, le GT2 a donc mené en parallèle une réflexion sur l'évaluation de leur impact radiologique et chimique en s'appuyant sur un cas test lié à un écosystème aquatique continental. Ce travail repose sur une suite de trois études complémentaires menées par l'IRSN à la demande du GEP (Beaugelin-Seiller et Garnier-Laplace, 2007 ; Beaugelin-Seiller *et al.*, 2008 ; Beaugelin-Seiller *et al.*, 2009). Le GT2 a souhaité suivre le principe reconnu de l'approche dite graduée pour aborder la problématique de l'ERE, notamment en vue d'une éventuelle transposition de ces méthodes à d'autres sites miniers uranifères. L'idée générale, qui sera développée plus en détails dans les chapitres suivants, est d'adapter le niveau de raffinement de l'évaluation aux enjeux en termes de risque (cf. Figure 14).

Ainsi, quatre étapes sont proposées. La première étape, dite préliminaire a pour objet de statuer sur la pertinence et la faisabilité d'une évaluation de risque. La deuxième étape, intitulée screening, est une approche déterministe, enveloppe, peu coûteuse en données d'entrée. L'objet de protection visé lors de l'étape de screening est la structure et le fonctionnement des écosystèmes récepteurs. Si un risque potentiel peut être écarté à ce stade, il n'est pas utile de poursuivre l'évaluation. En revanche, si ce risque ne peut être écarté, il convient de passer à l'étape 2 voire si nécessaire à l'étape 3 afin de raffiner l'évaluation en recherchant des données spécifiques de l'environnement étudié et en s'orientant vers des approches probabilistes du risque.

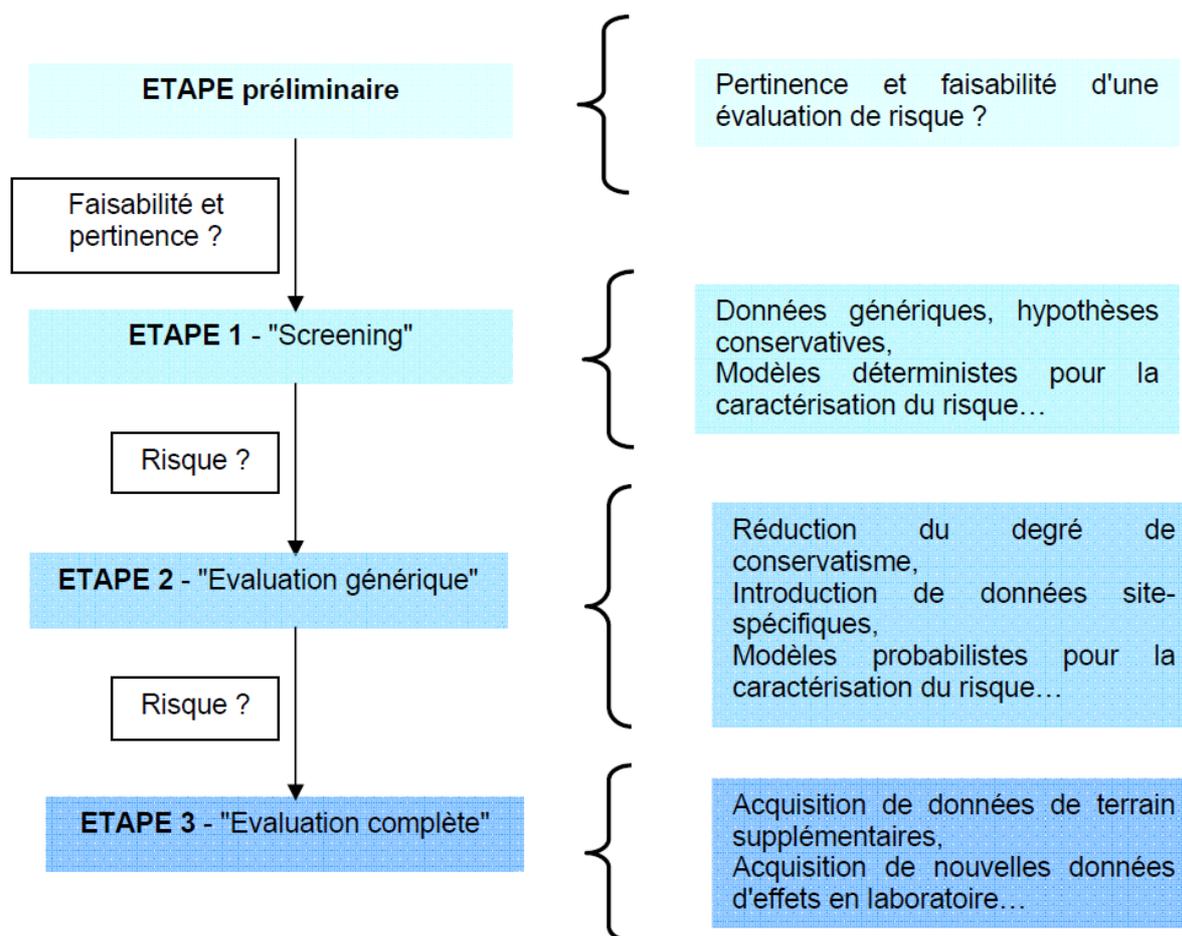


Figure 14 : Schéma de l'approche graduée pour une évaluation du risque environnemental

Les chapitres suivants décrivent la mise en œuvre de cette méthode graduée. Pour le cas test, le GT2 a retenu pour zone d'étude le bassin versant du Ritord. La figure suivante représente cette zone et situe les différentes stations de prélèvement d'échantillons destinés à la mesure de la qualité de l'eau. Ces stations de prélèvement font partie du plan de surveillance environnementale défini réglementairement par la DRIRE et mis en œuvre par AREVA. Les résultats de mesures collectés couvrent la période de 1994 (site en cours de réaménagement) à 2006.

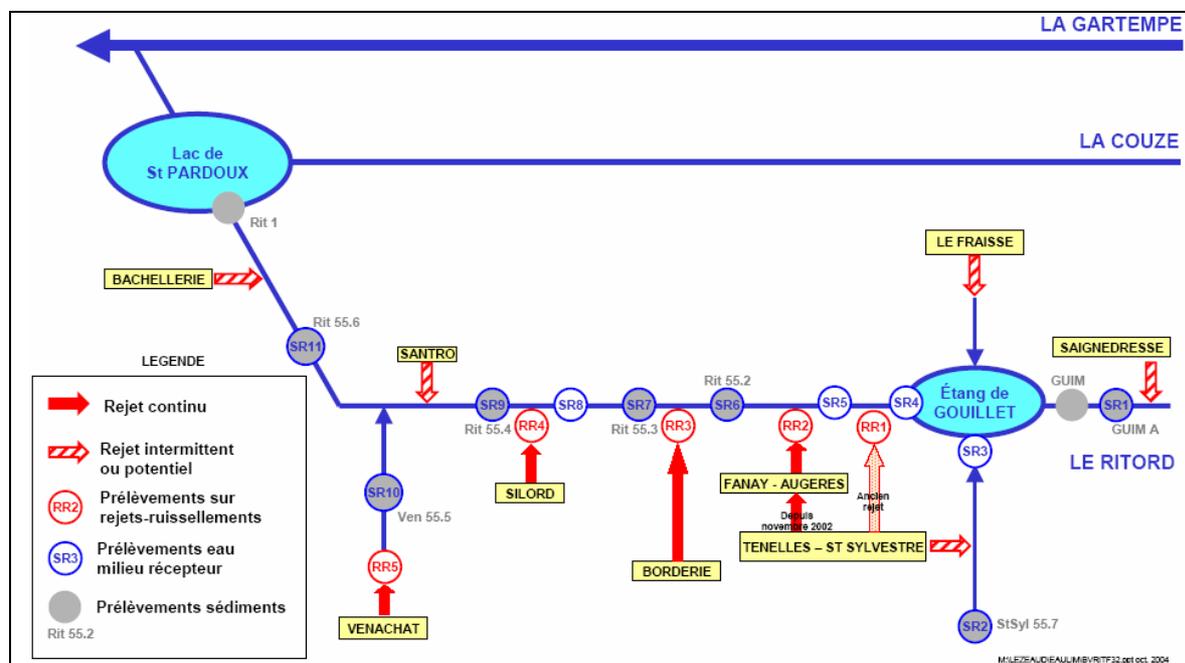


Figure 15 : Zone d'étude pour l'évaluation du risque environnemental (d'après AREVA, 2004)

L'objectif de ce cas test est d'en tirer les enseignements nécessaires pour proposer des recommandations applicables dans le cadre d'une gestion à court et long terme de l'ensemble des sites miniers d'uranium français.

La méthode mise en œuvre est présentée selon les quatre grandes phases de l'évaluation du risque. Ainsi le chapitre 3.1.2 présente de façon générique l'identification des dangers, l'analyse des effets et des expositions et pose le principe de la caractérisation du risque. Le chapitre 3.1.3 détaille quant à lui les résultats de cette dernière phase pour la zone d'étude du GT2, pour les trois niveaux de raffinement mis en œuvre (screening, évaluation générique, évaluation complète).

Les paragraphes suivants détaillent l'étape de screening et évoquent les points à approfondir s'il s'avère pertinent de développer la ou les deux étapes suivantes (étape générique, étape complète).

## Identification des dangers - Formulation du problème

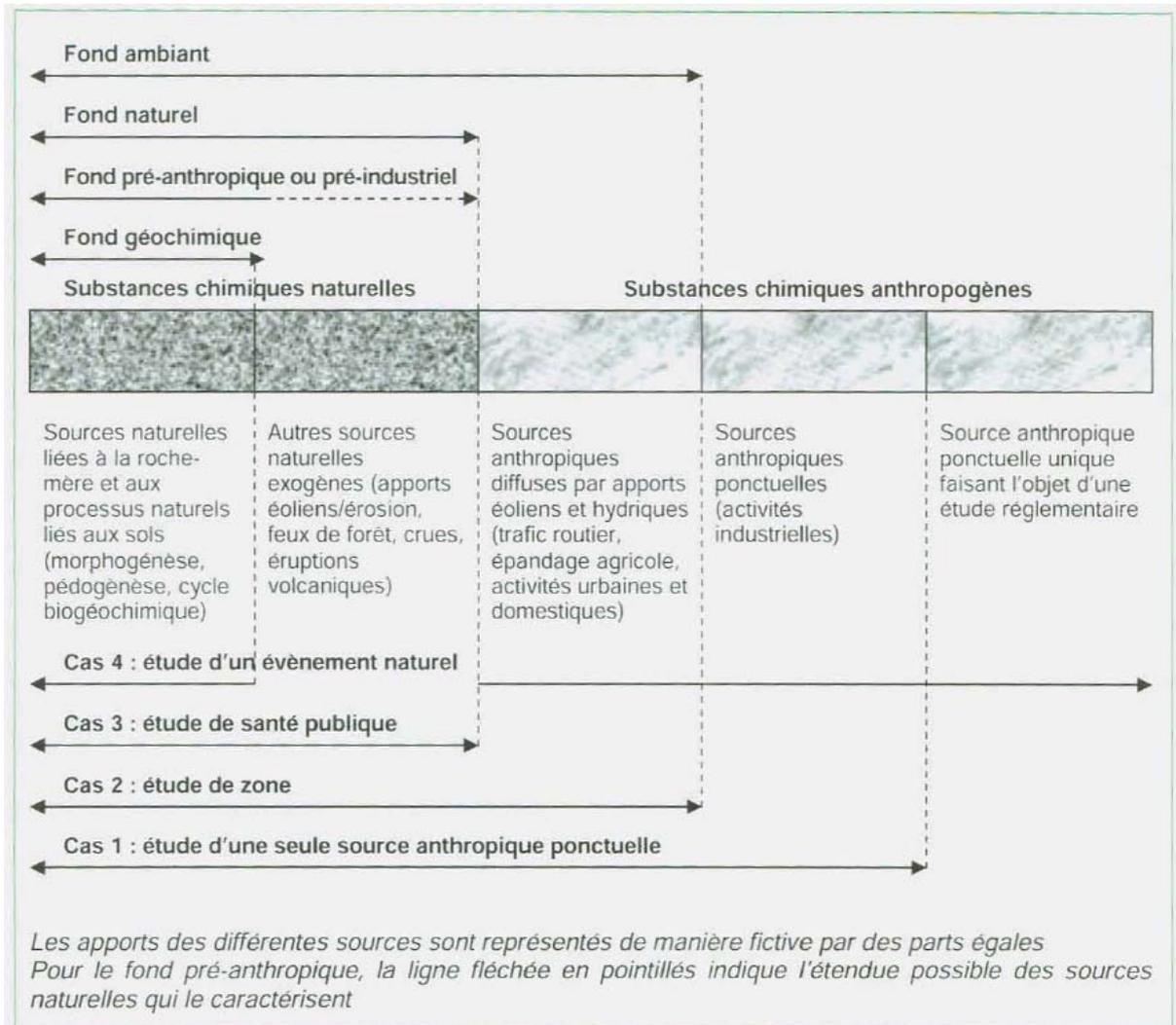
### Échelle de temps

Le domaine d'application visé est celui de l'évaluation du risque chronique aux écosystèmes aquatiques continentaux soumis aux rejets d'effluents radioactifs et chimiques liquides attribuables à la gestion passée et actuelle de sites miniers uranifères. Le terme 'rejet' est employé au sens large et recouvre tout apport de radionucléides et de substances chimiques au milieu naturel.

Pour évaluer un risque chronique aux écosystèmes, *via* des effets potentiels sur leur structure et fonctionnement, l'échelle de temps la plus appropriée est l'année, qui représente une durée d'exposition significative des organismes au regard de leur espérance de vie.

## Définition de la zone d'étude

La spécificité des sites miniers est la présence naturelle dans les minerais, et donc les milieux, des éléments recherchés, dont la concentration et la distribution sont modifiées par l'activité anthropique. Afin de discriminer le risque dû spécifiquement aux activités minières, il est nécessaire de différencier les apports anthropiques des apports naturels, et donc de connaître le bruit de fond (bdf) propre aux éléments d'intérêt (concentration naturelle hors influence humaine) dans les zones d'études. Mais sa caractérisation tant qualitative que quantitative est difficile et dépend notamment de l'objectif de l'étude du risque (cf. Figure 16).



**Figure 16 : Différentes qualifications de l'état de référence selon l'objectif de l'étude du risque<sup>8</sup>**

Dans le contexte des sites miniers, la zone d'étude retenue est le bassin versant (existence d'un lien avéré entre sources de contamination et cibles écologiques à protéger) pour lequel il s'agit alors d'identifier une ou des stations de prélèvement qui ne sont pas sous influence des sites. Cette identification peut être faite sur un plan conceptuel, d'après le positionnement des différents points de prélèvement vis à vis de la localisation des rejets, puis confirmée par l'analyse des concentrations mesurées.

### **Substances à prendre en compte pour l'évaluation du risque**

#### ***Radionucléides***

Les sites miniers uranifères sont à l'origine de la présence dans l'environnement des trois isotopes constitutifs de l'uranium naturel ( $^{234}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$ ,  $^{238}\text{U}$ ) et de leurs descendants, une partie des chaînes de filiation étant commune aux isotopes 234 et 238. Parmi les descendants, ne sont retenus pour l'étape de screening que les radionucléides dont le rapport d'embranchement avec le père est supérieur à 0,95.

La famille du  $^{232}\text{Th}$  n'a pas été retenue, le GT4 ayant conclu qu'elle n'est pas affectée par l'activité minière uranifère.

Le tableau suivant présente la liste des radionucléides pris en compte.

**Tableau 5 : Liste des radionucléides pris en considération**

---

<sup>8</sup> Daniau C. et al., Problèmes posés par la définition de l'état de référence des sols en santé environnementale, Les Annales des Mines, RESPONSABILITE & ENVIRONNEMENT N° 54, Avril 2009.

Terme source radioactif		
Élément	Famille de l'U235	Famille de l'U238
U	U235	U238
		U234
Th	Th231	Th234
	Th227	Th230
Pa	Pa231	Pa234m
Ac	Ac227	
Ra	Ra223	Ra226
Rn	Rn219	Rn222
Po	Po215	Po218
		Po214
		Po210
Bi	Bi211	Bi214
		Bi210
Pb	Pb211	Pb214
		Pb210
Tl	Tl207	

### ***Substances chimiques***

Pour le volet chimique, le GT2 a établi une liste de substances d'intérêt sur la base des informations transmises par l'exploitant pour la zone d'étude du GEP : aluminium (Al), fer (Fe), manganèse (Mn), baryum (Ba), magnésium (Mg), arsenic (As), uranium (U), chlore (Cl) et sulfates. Le GEP souhaitait l'appui de l'Ineris pour une analyse critique de cette liste et l'évaluation de l'impact de ces substances. Malheureusement cette collaboration n'a pu être mise en place dans le temps imparti. Par conséquent le GT2 ne peut statuer ni sur l'exhaustivité de cette liste ni sur sa transposition aux autres sites miniers d'uranium. Au final, le GT2 a mené une réflexion sur la méthode d'évaluation du risque uniquement sur le risque lié à la toxicité chimique de l'uranium, parallèlement à sa radiotoxicité.

### **Modèle conceptuel d'exposition**

Le choix d'une approche de type screening conduit généralement à sélectionner des organismes dits de référence pour couvrir les différents niveaux trophiques nécessaires à la représentation simplifiée de la structure et du fonctionnement d'un écosystème aquatique continental (décomposeurs, producteurs primaires, consommateurs primaires et d'ordre supérieur).

Ces organismes, associés à une espèce modèle, sont supposés représentatifs de toutes les espèces similaires en termes de géométries, de mode de vie et de rôle écologique.

Après cette étape de sélection des organismes de référence, il convient d'identifier les sources et voies d'exposition (interne et/ou externe). Pour exemple, une grenouille peut être soumise à une exposition externe *via* l'air, l'eau ou les sédiments. Cette connaissance est essentielle pour la détermination des valeurs de référence (« PNEC »)<sup>9</sup> pour les radionucléides.

Le tableau suivant présente l'exemple du modèle conceptuel d'exposition externe des organismes de références de l'écosystème aquatique continental.

Tableau 6 : Modèle conceptuel d'exposition externe des organismes de référence de l'écosystème aquatique continental

Organismes de référence de l'écosystème aquatique continental	Sources d'exposition			
	Air	Eau	Berges	Sédiments de fond
Chironome				×
Algue		×		×
Myriophylle		×		×
Pin	×		×	
Daphnie		×		×
Anodonte				×
Ephémère	×	×		
Gardon / Carpe		×		×
Perche / Poisson-chat		×		×
Grenouille	×	×	×	×
Colvert	×	×		
Rat musqué	×		×	

### Analyse des effets (PNEC)

#### **Valeur de référence dite sans effet radiotoxique pour les écosystèmes et sa déclinaison pour les isotopes radioactifs de l'uranium et de ses descendants**

Les résultats de radiotoxicité disponibles dans la littérature ont été utilisés selon l'approche décrite dans le document méthodologique (Beaugelin-Seiller et Garnier-Laplace, 2007) pour construire la distribution de sensibilité des espèces de l'écosystème aquatique continental et en déduire le débit de dose en deçà duquel 95 % des espèces d'eau douce sont considérées comme protégées (HDR<sub>5</sub>, Hazardous Dose Rate for 5 % of species, en µGy/h). Afin d'intégrer les incertitudes sur cet HDR<sub>5</sub>, un facteur de sécurité de 5 lui a été appliqué et la valeur ainsi obtenue a été arrondie à la dizaine inférieure. La valeur de référence ainsi obtenue, le PNEDR (Predicted No Effect Dose Rate), est égale

<sup>9</sup> La notion de PNEC pour les radionucléides diffère dans son utilisation de celle relative aux substances chimiques (voir paragraphe sur l'analyse des effets).

à 10 µGy/h. Cette valeur issue du programme européen ERICA, a été établie avec pour objectif de protéger les écosystèmes. Le tableau suivant (Tableau 7) présente une synthèse des valeurs de référence existantes. Ces valeurs sont discutées en détail au chapitre 3. Leur comparaison n'est pas aisée car l'approche retenue pour leur détermination et le nombre d'études sur lesquelles elle s'appuie sont très variables. Néanmoins, à l'échelle de l'écosystème, la valeur retenue par le GT2 semble conservatrice et son utilisation dans le cadre d'un screening est donc justifiée.

**Tableau 7 : Résumé des valeurs numériques de référence pour la protection de l'environnement proposées par des organisations et des projets internationaux ou des autorités nationales. Débits de dose en µGy.h<sup>-1</sup>.**

Organismes de référence	AIEA <sup>1</sup> 1992	UNSCEAR <sup>2</sup> 1996	CIPR <sup>3</sup> 2008	USDoE <sup>4</sup> 2002	Env. Canada <sup>5</sup> 2003	ERICA <sup>6</sup> 2006	PROTECT <sup>7</sup> 2008
<b>Terrestre</b>							10
<b>Plantes</b>	400	400		400	100	10	70
Référence : pin			4-40				
Référence : herbes sauvages			40-400				
<b>Animaux</b>	40	40		40		10	
<b>Mammifères</b>					100		2
Référence : cervidés			4-40				
Référence : rat			4-40				
<b>Oiseaux</b>					100		2
Référence : canard			4-40				
<b>Invertébrés</b>					200		200
Référence : abeille			400-4000				
Référence : ver de terre			400-4000				
<b>Aquatique</b>	400	400		400		10	10
<b>Organismes d'eau douce</b>							
<b>Macrophytes</b>					100		200
<b>Algues</b>					100		200
<b>Invertébrés benthiques</b>					200		200
Référence : grenouille			4-40				
<b>Poissons</b>					20		2
Référence : truite			40-400			10	
<b>Organismes marins</b>							
Référence : algue brune			40-400				
Référence : crabe			400-4000				
Référence : poisson plat			40-400				

<sup>1</sup>AIEA - Revue de la littérature et jugement d'expert.

<sup>2</sup>UNSCEAR - Revue de la littérature et jugement d'expert.

<sup>3</sup>CIPR a proposé des "niveaux de considération dérivés de référence" (DCRL, Derived Consideration Reference Level) destinés à servir de points de référence pour évaluer les effets potentiels des rayonnements ionisants sur les biotopes non humains. Ce faisant, la CIPR a rassemblé les informations disponibles pour les diverses catégories de biotopes. Lors du calcul des DCL, un jugement d'expert a été utilisé.

<sup>4</sup>USDOE: voire AIEA et UNSCEAR.

<sup>5</sup>Env. Canada : Revue de la littérature et détermination des valeurs critiques de toxicité (CTV, Critical Toxicity Value).

<sup>6</sup>ERICA et PROTECT ont estimé les débits de dose en dessous desquels 95 % des espèces dans l'écosystème aquatique/terrestre devraient être protégées (HDR5). Le HDR5 a été dérivé dans ERICA en utilisant des données sur la mortalité, la morbidité et la reproduction (HDR5 dérivé à partir de 24 données). PROTECT a seulement considéré des données sur la reproduction (20 données).

<sup>7</sup>PROTECT a aussi dérivé des valeurs de protection pour des groupes d'organismes : plantes (4 données), invertébrés (9) et vertébrés (7).

Cette valeur de PNEDR de 10  $\mu\text{Gy/h}$  est alors utilisée pour rétro-calculer les valeurs de PNEC à raison d'une valeur par radionucléide et par milieu d'intérêt (eau et sédiment<sup>10</sup> - Tableau 8). Il faut souligner que contrairement aux PNEC pour le risque chimique, les PNEC pour le risque radiologique sont spécifiques à chaque combinaison radionucléide/milieu et ne doivent en aucun cas être utilisées séparément ; le stresser pour lequel le risque est évalué étant les rayonnements ionisants dont le débit de dose global résulte de la contribution de tous les radionucléides.

---

<sup>10</sup> Il est théoriquement possible de faire ce même calcul pour le milieu air. Toutefois, cette voie d'exposition, difficile à prendre en compte sur le plan du calcul, est par ailleurs négligeable par rapport à l'eau et aux sédiments. Elle n'a donc pas été prise en considération.

Tableau 8 : Valeurs des concentrations sans effet (PNEC) à utiliser pour le calcul de l'indice de risque radiotoxique chronique.

	Sédiment		Eau	
	PNEC (Bq/kg)	Organisme de référence	PNEC (Bq/L)	Organisme de référence
<sup>238</sup> U	3,3 10 <sup>4</sup>	Colvert	0,5	Myriophylle
<sup>234</sup> Th	2,4 10 <sup>6</sup>	Rat musqué	71	Daphnie
<sup>234m</sup> Pa	2,8 10 <sup>4</sup>	Chironome	21	Myriophylle
<sup>234</sup> U	3,3 10 <sup>4</sup>	Colvert	0,43	Myriophylle
<sup>230</sup> Th	1,6 10 <sup>5</sup>	Chironome	0,67	Daphnie
<sup>226</sup> Ra	4,6 10 <sup>4</sup>	Colvert	0,73	Myriophylle
<sup>222</sup> Rn	1,2 10 <sup>3</sup>	Pin	1,3 10 <sup>3</sup>	Myriophylle/éphémère
<sup>218</sup> Po	2,0 10 <sup>4</sup>	Colvert	2,7 10 <sup>-2</sup>	Anodonte
<sup>214</sup> Pb	8,8 10 <sup>4</sup>	Pin	0,07	Anodonte
<sup>214</sup> Bi	4,3 10 <sup>4</sup>	Chironome	6,2	Daphnie
<sup>214</sup> Po	2,0 10 <sup>4</sup>	Colvert	0,17	Anodonte
<sup>210</sup> Pb	3,6 10 <sup>4</sup>	Pin	0,03	Anodonte
<sup>210</sup> Bi	1,9 10 <sup>4</sup>	Pin	0,11	Anodonte
<sup>210</sup> Po	2,0 10 <sup>4</sup>	Colvert	1,8	Daphnie
<sup>235</sup> U	3,1 10 <sup>4</sup>	Colvert	0,46	Myriophylle
<sup>231</sup> Th	3,4 10 <sup>5</sup>	Chironome	28	Daphnie
<sup>231</sup> Pa	1,0 10 <sup>4</sup>	Pin	3,8	Myriophylle
<sup>227</sup> Ac	6,4 10 <sup>5</sup>	Pin	7,1	Myriophylle
<sup>227</sup> Th	8,1 10 <sup>4</sup>	Chironome	0,53	Daphnie
<sup>223</sup> Ra	4,3 10 <sup>4</sup>	Colvert	0,61	Myriophylle
<sup>219</sup> Rn	9,5 10 <sup>2</sup>	Pin	1,50 10 <sup>3</sup>	Myriophylle
<sup>215</sup> Po	2,0 10 <sup>4</sup>	Colvert	3,6 10 <sup>-2</sup>	Anodonte
<sup>211</sup> Pb	1,6 10 <sup>3</sup>	Pin	9,0 10 <sup>-3</sup>	Éphémère
<sup>211</sup> Bi	5,3 10 <sup>3</sup>	Pin	1,2	Colvert
<sup>207</sup> Tl	4,4 10 <sup>3</sup>	Colvert	1,7	Daphnie

#### Valeur de référence pour le risque chimique lié à l'uranium

NB : Pour chaque radionucléide, ces valeurs représentent la concentration d'exposition limite dans le milieu (eau ou sédiment) qui conduirait au débit de dose sans effet de 10 µGy/h. Ces valeurs sont dites limites car ce sont les minima obtenus parmi les 12 organismes de référence. L'organisme de référence à l'origine de cette valeur est précisé. Rappelons que l'utilisation de ces valeurs est différente de celle des PNEC chimiques lors du calcul de l'indice de risque.

Pour ce qui concerne la toxicité chimique de l'uranium, la PNEC est établie sur la base des connaissances en écotoxicité chronique pour les espèces d'eau douce. Dans le cadre d'un screening, toutes les données d'écotoxicité sont utilisées telles quelles et quelle que soit la forme physico-chimique de l'uranium qu'elles caractérisent. Toutefois, de manière usuelle, seul le compartiment eau a été caractérisé en première approche devant l'insuffisance des données relatives à l'écotoxicité de l'uranium dans les sédiments.

La même méthode que pour les données de radiotoxicité a été retenue afin de déterminer la concentration protégeant 95 % des espèces constituant l'écosystème aquatique continental (cf. Figure 17). Etant donné le nombre élevé et la bonne qualité des données d'écotoxicité disponibles, un facteur de sécurité de 1 a été appliqué et la valeur de la PNEC<sub>eau</sub> a donc été estimée à 3,2 µg U/L. Il est à noter que cette valeur est 10 fois supérieure à celle recommandée par l'Ineris<sup>11</sup> qui a utilisé la méthode des facteurs d'extrapolation. De tels écarts entre les résultats de ces deux méthodes sont usuellement observés, la seconde étant par nature conservative.

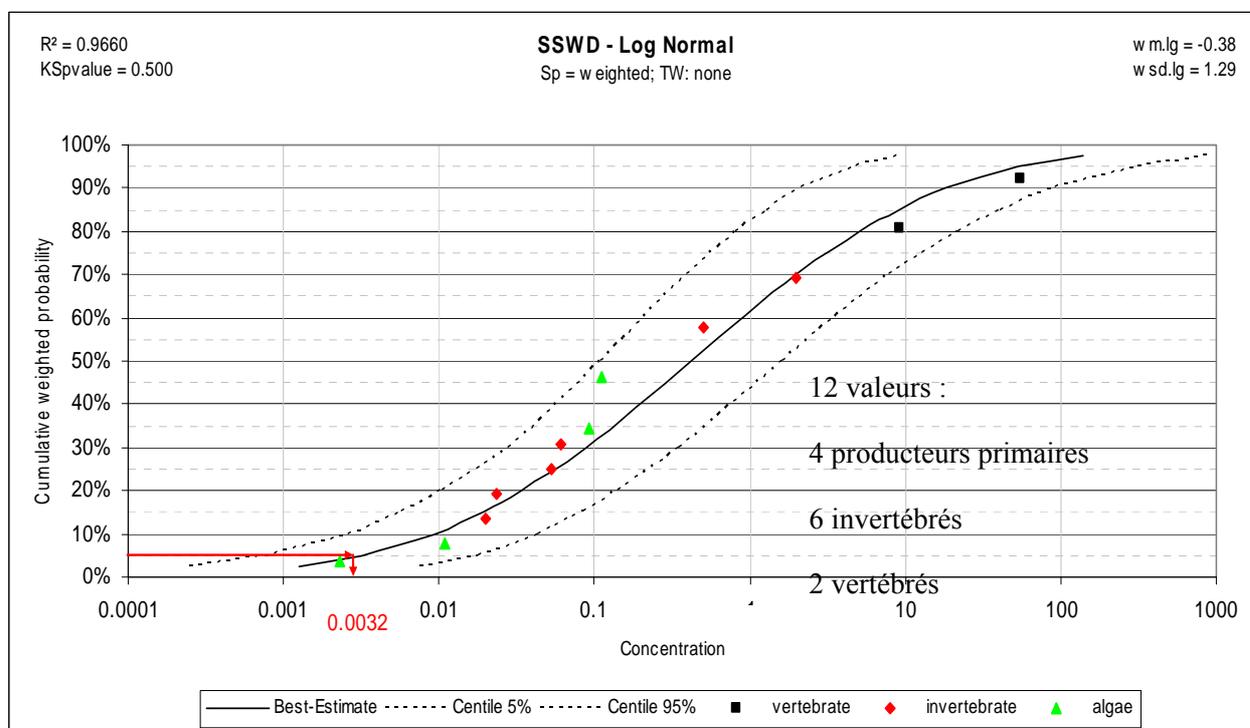


Figure 17 : Distribution de la sensibilité des espèces d'eau douce relative à la chimiotoxicité chronique de l'uranium

### Analyse des expositions (PEC)

Les PEC sont les concentrations et activités (volumiques et massiques) mesurées dans les milieux d'exposition.

Pour le screening, les PEC sont prises égales aux valeurs maximales mesurées annuellement. Deux types de PEC sont déterminés pour être en mesure de caractériser d'une part le risque total et d'autre part le risque ajouté par l'activité minière : PEC totale (valeur mesurée) et PEC ajoutée (déduction du bruit de fond de la valeur mesurée).

<sup>11</sup> Ineris, Base de données environnementales, Uranium naturel, 26 novembre 2008.

Si les données disponibles ne répondent que partiellement aux besoins de l'évaluation du risque (absence de mesure pour certains milieux et certaines substances ...), des choix méthodologiques sont à faire pour pallier le manque de données. Ceux retenus par le GT2 sont présentés au chapitre 3.1.3.

### **Caractérisation du risque**

Au stade du screening, l'impact d'une substance rejetée dans le milieu aquatique est évalué par le calcul déterministe d'un indice de risque, constitué du rapport PEC/PNEC (modulo l'aspect additif à respecter pour calculer l'indice de risque radiologique sur la base de la somme de tous les indices de risque élémentaires pour les radionucléides)<sup>12</sup>, en considérant :

- Qu'une valeur inférieure à 1 du rapport indique que l'écosystème récepteur n'est pas directement menacé, au niveau d'exposition prévisible à la substance rejetée ;
- Qu'une valeur supérieure à 1 de ce rapport correspond à l'existence d'un risque potentiel pour tout ou partie de l'écosystème récepteur, en lien direct avec le niveau d'exposition prévisible à la substance.

Pour chaque milieu considéré dans l'écosystème aquatique continental en fonction du contaminant (eau et sédiments pour les radionucléides, eau pour les substances stables), les indices de risque chronique total et ajouté sont calculés pour chaque année et chaque station de mesures.

Sous l'hypothèse que les espèces locales soient adaptées à la concentration naturelle en uranium et si l'indice de risque ajouté est inférieur à 1, il peut être conclu que le risque lié à l'exposition d'origine anthropique par le milieu considéré au sein de l'écosystème est négligeable. Sinon, le risque est potentiel et doit être réévalué de manière plus raffinée par la réalisation de l'étape 2 de la méthode graduée d'évaluation du risque. L'information issue du screening pourra être utilisée pour définir cette étape. Ainsi pour exemple, il peut être justifié de limiter cette étape 2 aux stations et années pour lesquelles un indice de risque est apparu supérieur à 1 pour l'un et/ou plusieurs des milieux.

### **3.1.3. RESULTATS**

Ce chapitre présente les données mises en œuvre pour l'évaluation du risque sur la zone d'étude retenue et les résultats associés. L'objectif est de pointer les difficultés éventuellement rencontrées et les hypothèses retenues pour pallier certains manques.

---

<sup>12</sup> Pour les aspects chimiques, on peut dire que si la concentration de l'eau en U reste inférieure à la PNEC chimique (PNEC-U 3,2 µg/L), il n'y a pas de risque d'écotoxicité chimique pour l'écosystème aquatique. Mais, pour les aspects radiologiques, on ne peut pas dire que si la concentration de l'eau en <sup>238</sup>U (par exemple) reste inférieure à 0,5 Bq/L (PNEC-U238), alors il n'y a pas de risque d'écotoxicité radiologique pour l'écosystème aquatique. Pour aboutir à une conclusion sur le risque radiologique, il faut faire la somme de la contribution de tous les radionucléides présents dans le terme source de manière à pouvoir se référer au débit de dose sans effet (PNEDR 10µGy/h). Si et seulement si, cet indice de risque global prenant en compte tous les radionucléides est <1 alors on peut dire qu'il n'y a pas de risque d'écotoxicité radiologique pour l'écosystème aquatique.

## Résultats de l'étape 1 de l'approche graduée : screening

### Analyse des expositions (PEC)

Les mesures effectuées en routine par AREVA NC (AREVA, 2004) à partir de 1990 sur le bassin versant du Ritord, concernent les compartiments eau et sédiment, selon une fréquence mensuelle à annuelle, selon les années et les stations. La fenêtre temporelle retenue pour l'application du screening couvre donc la période 1994 à 2006. Par ailleurs, d'après le positionnement des stations d'échantillonnage dans le bassin versant du Ritord (Figure 15), quatre stations (SR1 à SR4) sont susceptibles de servir de référence pour l'établissement des concentrations représentatives du « bruit de fond ».

Selon le milieu analysé, différents radionucléides sont mesurés sous différentes formes. Dans le cadre du screening, l'approche conservatrice adoptée est de considérer la concentration totale des éléments, somme des fractions dissoute et particulaire. Le tableau suivant présente la liste des radionucléides mesurés pour les milieux d'intérêt de l'écosystème aquatique continental (cf. Tableau 9).

Tableau 9 : Nature des mesures disponibles auprès d'AREVA NC (AREVA, 2004)

	Eau	Sédiments
<sup>226</sup> Ra	Formes dissoutes	Total
	Formes particulaires	
<sup>238</sup> U	Formes dissoutes	Total
	Formes particulaires	
<sup>210</sup> Pb	Non mesuré	Total
<sup>234</sup> Th, <sup>214</sup> Bi, <sup>214</sup> Pb	Non mesurés	Total, occasionnellement

Il s'avère donc que les données disponibles ne répondent que partiellement aux besoins de l'évaluation du risque puisque qu'il n'existe pas de résultats de mesures pour tous les milieux de l'écosystème étudié ni pour tous les radionucléides listés à l'étape de formulation du problème (3 radionucléides mesurés/25 listés). De plus, de nombreux résultats de mesures sont inférieurs aux limites de détection. Des choix méthodologiques doivent donc être faits pour reconstituer par extrapolation les données manquantes. Ces choix sont à adapter à l'étape en cours de l'approche graduée. Ainsi pour le screening les choix du GT2 sont les suivants :

- Il est fait l'hypothèse, dans l'eau et pour chaque famille radioactive, de l'équilibre radioactif entre père et fils (activité du fils = activité du père) ;
- Il est décidé, de manière conservatrice, d'assimiler toute mesure inférieure à une limite de détection (LD) à la valeur du seuil de décision (SD = LD/2). Si toutefois, au cours d'une année pendant laquelle plusieurs prélèvements ont été faits, une mesure significative est disponible parmi les limites de détection, quelle que soit leur valeur, c'est cette mesure qui a été conservée ;
- Lorsqu'il n'existe pas de valeurs mesurées pour l'isotope d'intérêt, il est appliqué pour l'estimation des concentrations dans les sédiments, une modélisation simple d'échange liquide-solide à l'équilibre, sur la base d'une approche Kd (coefficient de distribution) ou encore le calcul par application du rapport entre deux isotopes dont celui d'intérêt (e.g., déduction de la concentration de <sup>226</sup>Ra à partir de celle mesurée pour l'<sup>238</sup>U sur la base du ratio <sup>226</sup>Ra/<sup>238</sup>U estimé sur un ensemble d'échantillons de sédiments disponibles) ;
- Enfin, il est supposé que l'<sup>235</sup>U est présent dans l'eau dans les conditions d'équilibre isotopique caractéristique de l'uranium naturel à savoir dans un rapport d'activité <sup>235</sup>U/<sup>238</sup>U de 4,6.10<sup>-2</sup>.

Le détail des niveaux d'exposition retenus pour l'évaluation du risque est donné dans le volume 2 du rapport GT2, pour les différentes stations de prélèvement et pour la chronique de 1994 à 2006. A titre d'illustration, sont présentés ci-après (Tableau 10) les résultats pour une année (2006) et une station de prélèvement (SR6 - cf. Figure 15).

Tableau 10 : PEC totales estimées en 2006 - station SR6

Année 2006 - station SR6			
Eau		Sédiments	
Radionucléides	PEC (Bq/L)	Radionucléides	PEC
<sup>238</sup> U*	0,53	<sup>238</sup> U	62 (Bq/kg frais)
<sup>234</sup> U, <sup>234</sup> Th, <sup>230</sup> Th, <sup>234m</sup> Pa	(bdf** = 0,025)		(bdf = 3)
<sup>226</sup> Ra	0,3	<sup>226</sup> Ra	31 (Bq/kg sec <sup>13</sup> )
<sup>222</sup> Rn, <sup>218</sup> Po, <sup>214</sup> Po, <sup>210</sup> Po, <sup>214</sup> Bi, <sup>210</sup> Bi, <sup>214</sup> Pb, <sup>210</sup> Pb	(bdf = 0,08)		(bdf = 1,4)
<sup>235</sup> U, <sup>231</sup> Th, <sup>227</sup> Th, <sup>231</sup> Pa, <sup>227</sup> Ac, <sup>223</sup> Ra, <sup>219</sup> Rn, <sup>215</sup> Po, <sup>211</sup> Bi, <sup>207</sup> Tl, <sup>211</sup> Pb	0,02	<sup>210</sup> Pb	25 (Bq/kg sec)
	(bdf = 0,001)		(bdf = 1)

\***en gras** sont indiqués les radionucléides pour lesquels la valeur de la PEC est uniquement basée sur des résultats de mesures.

\*\* **bdf** (bruit de fond)

### Caractérisation du risque

Les indices de risque radiologique ajouté et total, relatifs à l'exposition *via* les sédiments de l'écosystème du Ritord sont tous inférieurs à 1 quelles que soient la station et l'année considérées. Pour exemple, l'indice de risque total calculé pour l'année 2006 et la station SR6 est de l'ordre de 0,01.

L'étape de screening conduit donc à éliminer ce milieu d'exposition.

Pour le milieu eau, les indices de risque radiologique totaux sont tous supérieurs à 1, ce qui est également le cas pour la plupart des indices de risque ajouté. La contribution de l'indice de risque ajouté au risque total est illustrée pour la station SR6, de 1994 à 2006 (Figure 18).

<sup>13</sup> Le ratio poids sec/poids frais est estimé égal à 2,6.

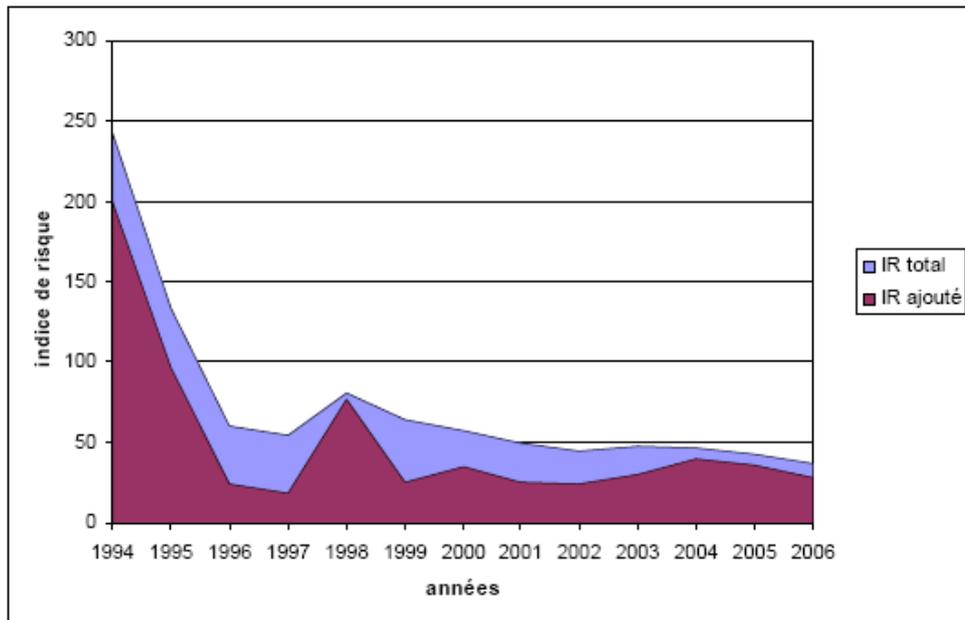


Figure 18 : Contribution de l'indice de risque radiologique chronique ajouté vis-à-vis du risque radiologique chronique total associé au milieu eau pour la station SR6

Ces résultats conduisent à orienter l'évaluation du risque vers la seconde étape de l'approche graduée, l'évaluation générique.

Il en est de même pour le risque chimique. En effet, les indices de risque totaux pour l'écosystème du Ritord exposé *via* l'eau sont tous supérieurs à 1, ce qui est également le cas pour la plupart des indices de risque ajouté. La contribution de l'indice de risque ajouté au risque total est illustrée pour la station SR6, de 1994 à 2006 (Figure 19).

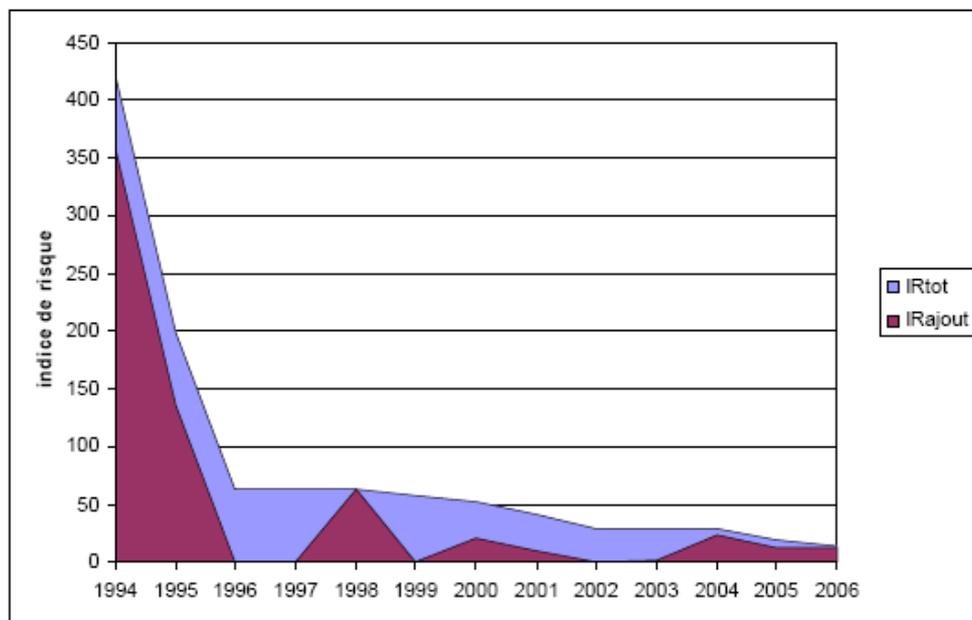


Figure 19 : Contribution de l'indice de risque chimique chronique ajouté vis-à-vis du risque chimique chronique total associé au milieu eau pour la station SR6

## Résultats de l'étape 2 de l'approche graduée : évaluation générique

Dans l'optique d'un raffinement du screening, il est important de cibler les paramètres d'intérêt en termes de risque. Ainsi, pour exemple, les contributions par radionucléide, par organisme et par milieu ont été regardées.

Des pistes de raffinement de l'étape de screening ont été explorées telle que la représentativité des valeurs de concentration d'exposition. Deux hypothèses pénalisantes ont été retenues pour le screening, l'utilisation des concentrations maximales et la prise en compte des concentrations en U et Ra total (dissous et particulaire). La mise en œuvre de méthodes statistiques dédiées a été testée afin d'évaluer des concentrations moyennes annuelles en U et Ra dissous (fraction *a priori* biodisponible) intégrant les valeurs inférieures à la limite de détection. La figure suivante présente l'approche retenue par le GT2.

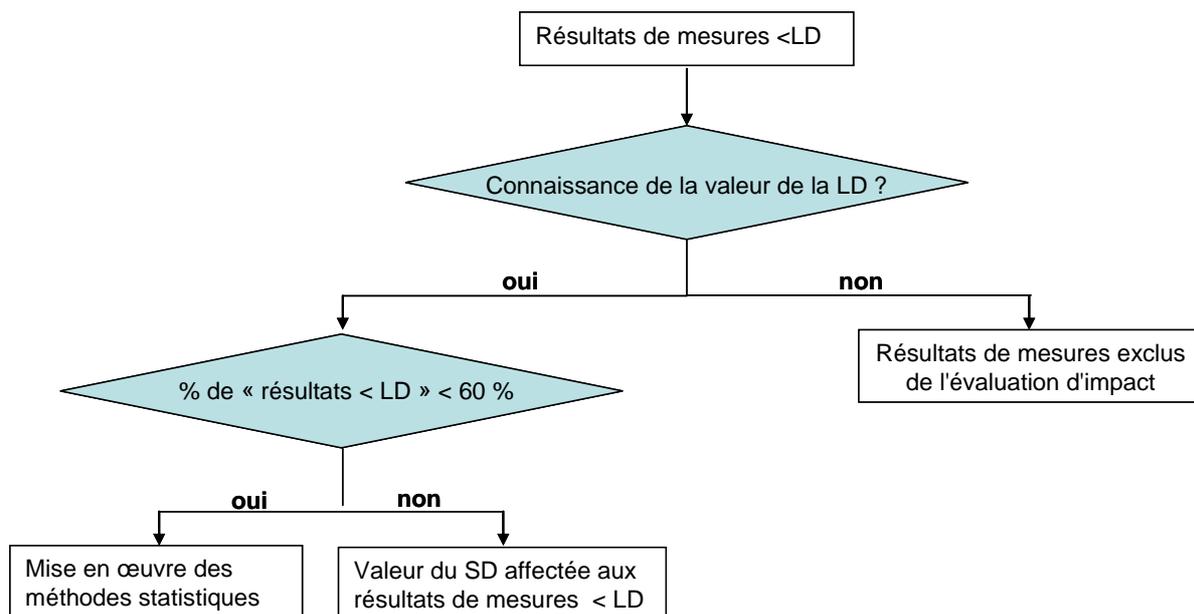


Figure 20 : Arbre décisionnel concernant la prise en compte des résultats de mesure inférieurs à la LD

Lorsque le pourcentage de résultats non significatifs est inférieur à 60 %, le choix de la méthode statistique dépend du nombre de mesures et du pourcentage de résultats non significatifs (Fiévet et Della-Védova, 2007) (Tableau 14).

Tableau 11 : Choix d'une méthode pour le traitement statistique de séries de résultats de mesures comprenant des valeurs inférieures aux LD

% de résultats de mesures non significatifs	Nombre de résultats de mesures	
	Moins de 50 résultats de mesures	Plus de 50 résultats de mesures
moins de 50 %	Kaplan Meier	
de 50 à 60 %	Robust ROS	MLE
	(Regression on Order Statistics)	(Maximum Likelihood Estimation)

Les résultats obtenus ont été comparés avec ceux issus de l'étape de screening (exemple pour le  $^{226}\text{Ra}$  - Figure 21).

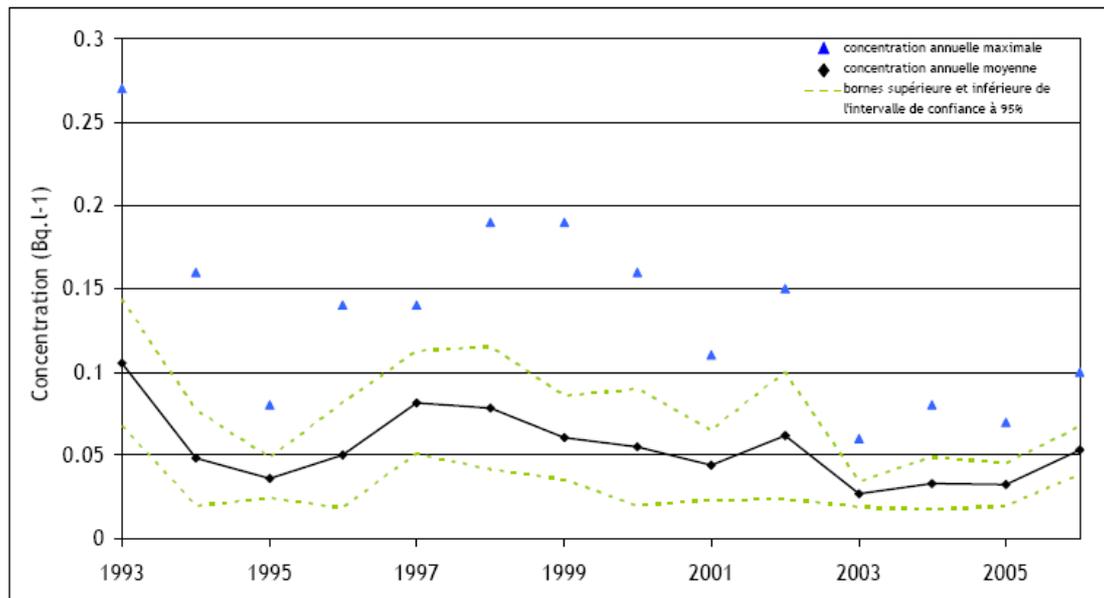


Figure 21 : Evolution comparée des concentrations maximales annuelles en  $^{226}\text{Ra}$  total utilisées pour le screening et des concentrations moyennes annuelles en  $^{226}\text{Ra}$  dissous, à la station SR5.

A titre d'illustration pour l'année 2006, les indices de risque recalculés sur la base de concentrations mensuelles mesurées et ne tenant compte que de la fraction dissoute (i.e. *a priori* et en première approche biodisponible), demeurent significatifs.

Une autre piste de raffinement est la mise en œuvre de méthodes probabilistes d'évaluation du risque. L'objectif est de comparer le 90<sup>ème</sup> percentile de la distribution des données d'exposition au 10<sup>ème</sup> percentile de la distribution de sensibilité des espèces. Cet exercice a été réalisé pour l'année 2006. Pour le risque radiologique, les résultats obtenus pour la zone d'étude, à l'issue de cet exercice, permettent de conclure que ce risque est négligeable pour l'écosystème considéré. En revanche, pour le risque chimique associé à la toxicité de l'uranium, selon les hypothèses retenues, dans 90 % des cas d'exposition, 10 % des espèces de l'écosystème seraient affectées.

Au final, l'évaluation du risque est poursuivie uniquement pour ce qui concerne le risque environnemental associé à la toxicité chimique de l'uranium.

### **Résultats de l'étape 3 (dernière étape) de l'approche graduée : évaluation complète**

La détermination de la PNEC chimique réalisée dans le cadre du screening s'appuie sur l'ensemble des données disponibles dans la littérature, indifféremment de leur représentativité vis-à-vis des conditions spécifiques au site. Ces données peuvent être retravaillées sur la base de la spéciation de

l'uranium, et éventuellement de la caractérisation de la faune et de la flore locales, pour aboutir à une PNEC propre au contexte du Ritord.

L'étude réalisée dans cette optique (Beaugelin-Seiller *et al.*, 2009) a mis en évidence un défaut d'information sur la caractérisation physico-chimique des milieux d'expérimentation et des eaux du Ritord. Des hypothèses ont été formulées pour pallier ces manques. Les résultats obtenus sont entourés d'une forte incertitude et ne permettent pas, à l'issue de cette troisième et dernière étape de l'approche graduée, d'écarter un risque chimique pour l'écosystème aquatique.

Il est alors nécessaire d'apporter des preuves complémentaires, notamment basées sur l'évaluation de l'état écologique du milieu.

### 3.1.4. DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS

Le GT2 s'est fixé pour objectif de définir des outils permettant d'évaluer l'impact environnemental radiologique et chimique des anciennes mines d'uranium.

L'évaluation du risque environnemental telle que décrite dans ce document, constitue une approche théorique du problème, abordée par étape comme représenté de manière schématisée sur la Figure 22 qui résume le travail effectué par le GT2 sur le bassin versant du Ritord.



Figure 22 : Déroulement d'une évaluation du risque environnemental et application au Ritord

Dans le contexte des sites miniers, le GT2 considère que cette méthode permet d'évaluer le risque potentiel pour l'environnement. En outre, elle permet de traiter de façon cohérente les aspects chimiotoxiques et radiotoxiques.

L'étape préliminaire consiste à vérifier la pertinence et la faisabilité d'une étude de risque :

- Si ces deux conditions sont vérifiées, la première étape (screening) est mise en œuvre. Elle peut conduire à stopper l'évaluation si le risque pour l'environnement est jugé négligeable. En revanche si le risque ne peut être écarté alors l'évaluation se poursuit suivant l'étape 2 et éventuellement l'étape 3. Cette dernière est réalisée sur la base des données pertinentes dans le contexte et qui nécessitent parfois une phase d'acquisition de données spécifiques du site étudié.
- Si à l'inverse aucune de ces conditions n'est vérifiée, aucune évaluation ne sera menée.
- Enfin, le GT2 souligne que l'application de la méthode d'évaluation de risque, dans sa globalité, nécessite de nombreuses données qui ne sont pas toutes disponibles à ce jour. Ainsi il peut être conclu à l'issue de l'étape préliminaire qu'une évaluation de risque est pertinente mais non faisable. D'autres outils de gestion peuvent alors être utilisés pour juger d'un impact pour l'environnement.

Notons que les questions de l'écotoxicité des substances chimiques autres que l'uranium n'ont, quant à elles, pas du tout été travaillées en raison de l'indisponibilité des moyens et compétences nécessaires au sein du GEP. A minima, une première évaluation de type screening permettrait de hiérarchiser les différents stressseurs présents en matière de risques écotoxiques chroniques potentiels.

Les médias pertinents pour une évaluation d'impact à court et moyen terme sont l'eau et les sédiments. Dans le temps imparti, le GT2 a principalement axé ses réflexions sur l'eau.

En conséquence le GT2 formule les recommandations suivantes :

1. Lors de l'évaluation de l'impact chimique et radiologique environnemental d'un site minier uranifère, le GT2 recommande d'appliquer cette méthode, dont l'approche est graduée, et de s'intéresser à toutes les substances, les milieux et les voies d'exposition et de transfert d'intérêt.
2. Si une évaluation de risque s'avère pertinente et faisable (conclusion de l'étape préliminaire), le GT2 estime que les outils de calculs définis dans ce rapport sont applicables.
3. Si une évaluation de risque s'avère pertinente mais non faisable. D'autres outils ou principes de gestion peuvent alors être utilisés.
4. Concernant le choix de la valeur de référence pour l'étape de screening, le GT2 recommande pour le risque radiologique, la valeur issue du programme européen ERICA, à savoir un débit de dose ajoutée de 10  $\mu\text{Gy/h}$  ; cette valeur ayant été établie avec pour objectif de protéger les écosystèmes.
5. Pour le risque chimique lié à l'uranium, le GT2 recommande la valeur de 3,2  $\mu\text{g/L}$  ; cette valeur est obtenue à partir de l'approche européenne d'évaluation de risque chimique. Cette valeur est à comparer à la concentration ajoutée par les pratiques anthropiques. Parallèlement à sa contribution aux travaux du GEP, l'IRSN a entrepris une révision de cette PNEC de 3,2  $\mu\text{g/L}$ . Aux termes d'un travail de compilation critique de données d'effets relatives à l'écotoxicité chronique de l'uranium au sein du compartiment "eau", l'IRSN propose une valeur de 5  $\mu\text{g/L}$  exprimée en uranium dans la colonne d'eau vs. 0,3  $\mu\text{g/L}$  publié à titre provisoire dans le cadre de la circulaire du 7 mai 2007 DCE/23. Le rapport de l'IRSN publié fin novembre 2009 (Beaugelin-Seiller *et al.*, 2009) sera soumis en 2010 au comité d'experts auquel l'Ineris fait appel pour valider les PNEC.
6. L'application de la méthode graduée nécessite de nombreuses données qui ne sont pas toutes disponibles. Aussi le GT2 recommande :
  - ↳ L'acquisition des données de terrain nécessaires en fonction des étapes de la méthode :
    - ✓ Dès la première étape, les données permettant de mieux caractériser les bruits de fond (chimique et radiologique) et les équilibres au sein des familles de l'uranium 235 et 238 doivent être collectées ;
    - ✓ A partir de la deuxième étape, les écosystèmes locaux peuvent être caractérisés de façon appropriée, en partenariat avec les associations locales ;
    - ✓ A partir de l'étape 3, les mesures nécessaires à la modélisation de la spéciation de l'uranium (carbonates, phosphates, matières organiques, etc.) seront à compléter en fonction des conclusions des études de R&D évoquées ci-après.
  - ↳ La mise en œuvre d'études de R&D afin :
    - ✓ D'évaluer la quantité d'uranium labile (i.e. a priori biodisponible) dans l'eau (acquisition des données nécessaires à la validation de la modélisation de la spéciation chimique de l'uranium) ;
    - ✓ D'établir la relation entre l'uranium labile et les effets écotoxiques ;
    - ✓ D'approfondir les questions relatives à l'écotoxicité de l'uranium présent dans les sédiments.
7. En conséquence, le GT2 recommande la mise en place d'une station d'étude expérimentale pour l'acquisition d'informations in situ. Il s'agirait de poursuivre les travaux initiés dans le cadre du GEP au niveau du bassin versant du Ritord en y incluant le lac de St Pardoux afin d'étudier notamment les phénomènes de remise en suspension de sédiments.
8. Pour l'interprétation des résultats d'évaluation de risque, le GT2 préconise de prendre en compte les informations issues d'une surveillance écologique adéquate. Le plan de cette surveillance pourrait être défini en partenariat avec les acteurs publics et les associatifs locaux.

9. Il serait également pertinent d'investiguer l'évaluation de l'état écologique via la bioindication<sup>14</sup>.
10. Par ailleurs le GT2 considère que l'abaissement attendu des limites de détection (et seuils de décision) des méthodes de mesure devrait répondre à deux points problématiques mis en évidence lors du screening :
  - ↳ La détermination de concentrations représentatives à l'échelle de l'année pour l'approche déterministe (objectif : remplacer le maximum annuel par une valeur plus représentative en termes d'exposition chronique) ;
  - ↳ L'acquisition en nombre suffisant de mesures significatives pour l'approche probabiliste (objectif : disposer d'un nombre suffisant de données pour leur traitement statistique).
11. Pour ce qui concerne la prise en compte des résultats de mesure inférieurs aux limites de détection (LD), le GT2 préconise de leur attribuer la valeur du seuil de décision ( $SD = LD/2$ ) si leur proportion dépasse 60 % du nombre total de mesures. Dans le cas inverse, le GT2 recommande l'emploi des méthodes statistiques citées précédemment.
12. Le GT2 considère que cette méthode est applicable pour une évaluation du risque chronique à long terme à condition de bien caractériser les phénomènes d'accumulation, l'évolution des conditions physico-chimiques...

## **3.2. EVALUATION D'IMPACT POUR LA POPULATION**

Depuis juin 2006, le GT2 s'est réuni à plusieurs reprises sur la problématique de l'évaluation des risques pour la population associé aux anciens sites miniers d'uranium. Dès le début de ses travaux, le GT2 a structuré son travail en recherchant les experts adaptés à la problématique. Le GT2 a ainsi identifié les trois problématiques suivantes :

1. L'évaluation impact sanitaire associé au radon ;
2. L'évaluation d'impact dosimétrique ;
3. L'évaluation d'impact sanitaire.

### **3.2.1. EVALUATION D'IMPACT SANITAIRE ASSOCIE AU RADON**

Dans le contexte des anciens sites miniers d'uranium, l'impact sanitaire associé au radon est une problématique importante. Le radon est un gaz radioactif incolore, inodore et ubiquitaire. Il se trouve naturellement dans l'environnement et provient de la désintégration de l'uranium présent dans toute la croûte terrestre. Le radon est davantage présent dans les zones où le sous-sol est riche en uranium. Une

---

<sup>14</sup> La bioindication consiste à suivre *in situ* des populations naturelles dont la sensibilité aux toxiques d'intérêt est caractérisée par une évolution connue de certaines de leurs caractéristiques.

évaluation des risques estime que le nombre de décès par cancer du poumon attribuable au radon domestique en France varie chaque année entre 543 et 3 108 (catelinois *et al.*, 2006).

Dans le cadre de la mission qui lui a été confiée, le GT2 s'est attaché à identifier et mettre en perspective les outils disponibles pour évaluer le risque sanitaire attribuable aux expositions ajoutées au radon d'origine minière.

Le travail du GT2 sur la thématique « radon » s'est appuyé sur une expertise pluridisciplinaire et en sollicitant des experts extérieurs au GEP (Roselyne AMEON et Eric BLANCHARDON de l'IRSN).

Le GT2 a ainsi été en mesure de formuler plusieurs recommandations visant à éclairer notamment l'administration sur les outils et méthodes permettant l'estimation et la gestion des impacts sanitaires associés au radon autour des anciens sites miniers d'uranium.

L'ensemble des experts du GT2 s'accorde et insiste sur le fait que ces recommandations ne peuvent en aucun cas s'adresser exclusivement à l'exploitant. Certaines de ces recommandations sont à visée opérationnelle, les autres pourraient être inscrites dans des programmes de recherche et de développement.

Les réflexions du GT2 ont abouti à la recommandation d'une démarche pragmatique visant la prise en compte de la problématique « radon » dans la gestion des anciennes exploitations uranifères. Cette démarche s'articule en 3 étapes :

1. Identification des voies pertinentes d'exposition au radon d'origine minière ;
2. Identification des populations potentiellement concernées par une exposition au radon d'origine minière ;
3. Choix des indicateurs pertinents et estimations de ces indicateurs pour les populations d'intérêt.

### **Identification des voies pertinentes d'exposition au radon d'origine minière**

Le radon est un gaz radioactif issu de la désintégration des atomes descendants de l'uranium naturellement présent dans la croûte terrestre. Ce gaz migre dans l'atmosphère à travers les pores et fissures du sol, de roches et de certains matériaux de construction. La présence de radon dans l'air peut également résulter du dégazage de l'eau provenant de sources souterraines.

De part l'origine géologique du radon, la connaissance du terme source est indispensable pour caractériser les voies de transfert et d'exposition afin d'estimer l'impact ajouté par les anciennes exploitations minières. Cela fait l'objet d'une recommandation GT4.

Comme tous les gaz, le radon se concentre dans les espaces clos telles que les immeubles bâtis comme nos habitations. Les retours d'expériences réalisées notamment autour des anciennes mines uranifères d'Allemagne ainsi que les travaux réalisés par le GT1 sur l'émission depuis les stockages de résidus miniers montrent qu'un transfert depuis les galeries vers les habitations en aplomb de celles-ci ne peut être exclu à ce jour. La voie inhalation de radon d'origine minière dans ces habitations en aplomb des travaux miniers souterrains ne peut en aucun cas être exclue *a priori*.

Les résultats de la surveillance de la qualité radiologiques des eaux de distribution en Limousin permettent d'écarter à ce jour cette voie d'exposition au radon d'origine minière. Néanmoins, les experts du GT2 considèrent qu'il n'est pas possible à ce jour d'exclure une exposition au radon d'origine minière via l'usage de puits privés pour les habitations proches des anciens travaux miniers souterrains. La présence de cette source d'exposition ne permet pas d'exclure *a priori* les voies ingestion et inhalation de radon d'origine minière via l'eau de puits privés pour les populations proches des travaux miniers souterrains.

Enfin, la réutilisation de stériles dans le cadre notamment de la mise en œuvre de sous-bassement d'immeubles bâtis peut également induire une exposition au radon d'origine minière.

L'ensemble des experts du GT2 recommandent de mener ou poursuivre des études en vue d'améliorer la connaissance du transfert du radon depuis les sites miniers uranifères et d'estimer la part radon provenant des sites.

### **Identification des populations potentiellement concernées par une exposition radon d'origine minière**

Quelles que soient les voies d'exposition au radon d'origine minière identifiées par les experts du GT2, seules les populations vivant à proximité des sites miniers sont potentiellement concernées par une exposition au radon d'origine minière.

L'identification *a priori* des populations potentiellement concernées par la problématique radon d'origine minière nécessite ainsi une géo localisation des travaux miniers souterrains. Une zone d'étude doit alors être définie de part et d'autre de ces travaux miniers souterrains afin d'y identifier les habitations.

La définition de cette zone d'étude est aujourd'hui difficile en raison du manque de connaissance sur les transferts de radon depuis les travaux miniers souterrains à la surface. La modélisation est une approche intéressante pour estimer l'exposition due au site (part ajoutée). Des études sont réalisées notamment par AREVA et l'IRSN. Ainsi le programme CARAIBE développé par l'IRSN et en cours de qualification, devrait permettre d'estimer pour la voie inhalation, le flux de radon provenant des galeries souterraines des sites miniers uranifères. Il apparaît néanmoins nécessaire de « caler » le modèle à chaque zone d'étude. Par ailleurs, le recours à la modélisation requiert une bonne connaissance du terrain (qui doit être périodiquement mise à jour) afin de renseigner au mieux les paramètres d'entrée du modèle. Dans l'attente de tel modèle, les experts du GT2 recommandent la définition d'une zone d'étude de part et d'autre de la galerie souterraine. Cette zone d'étude doit être définie au cas par cas sur la base de plusieurs caractéristiques tels que celles propres à la galerie sous terrainne et à la géologie.

Concernant les stériles, il faut distinguer 2 périodes. En effet, l'introduction en 1984 d'un cadre réglementaire pour la cession de stériles permet depuis de tracer les immeubles bâtis potentiellement impactés par la présence de stériles. Avant 1984, de nombreuses difficultés existent pour identifier les lieux de réutilisation des stériles. Des travaux semblent en cours pour lever tout ou partie de ces difficultés (mesures héliportées en vue d'établir une cartographie).

### **Choix des indicateurs pertinents et estimations de ces indicateurs pour les populations d'intérêt**

Le GT2 recommande de tout mettre en œuvre pour estimer la part ajoutée. La connaissance du bruit de fond est donc indispensable. Il est également recommandé de mettre en perspective cette part ajoutée à l'exposition totale au radon.

Le calcul d'impact sanitaire, associé aux expositions au radon ajouté par les anciennes exploitations minières, nécessite la connaissance des niveaux d'expositions. Ces niveaux d'expositions peuvent être estimés en réalisant des campagnes de mesure ou par l'utilisation de modélisations préalablement ajustées.

En fonction des effectifs potentiellement concernés par les différentes voies de transfert (puits, galeries et stériles) et des voies d'exposition au radon d'origine minière correspondantes, les campagnes de mesure du radon pourront ou non être exhaustives. Une réflexion sur la pertinence et la faisabilité des différents types de campagne et leurs implications, notamment en termes d'enjeux sanitaires *a priori* et de gestion des risques individuels, devra être menée en impliquant différentes parties prenantes (InVS, IRSN, ASN, Exploitant, DRIRE, le CSTB, la DDASS...).

Les expériences acquises ces dernières années, en France et dans le reste du monde, permettent aujourd'hui d'envisager des campagnes de mesures ciblées (échantillons) et adaptées aux enjeux de

santé publique. Il est cependant noté par les experts la grande difficulté à distinguer la part ajoutée par les anciennes exploitations minières dans le radon total mesuré lors de ces campagnes.

L'ensemble des experts rappelle la nécessité de réaliser les mesures selon la norme AFNOR en vigueur (NF M60-771) laquelle est déjà imposée par la réglementation française (arrêté du 22 juillet 2004, loi n°2009-879 du 21 juillet 2009) lors des mesures du radon dans les lieux ouverts au public ainsi que pour les lieux de travail (arrêté du 7 août 2008 relatif à la gestion du risque lié au radon dans les lieux de travail, décision de l'ASN n°2009-DC-0135 du 7 avril 2009 homologuée par arrêté du 5 juin 2009).

Le GT2 constate la présence de plusieurs types d'indicateurs d'impact sanitaire pour le radon : l'activité volumique du radon dans l'air, la dose efficace totale, la dose efficace ajoutée ou encore le calcul d'impact sanitaire.

### **Concentrations de radon**

L'activité volumique du radon dans l'air est aujourd'hui utilisée en France à des fins de gestion des risques sanitaires associés dans les lieux ouverts aux publics et sur les lieux de travail. Des valeurs réglementaires (« niveaux d'action » pour les lieux ouverts aux publics et « niveaux de référence » pour les lieux de travail) sont fixées dans la réglementation française : 400 et 1 000 Bq/m<sup>3</sup>. A ce jour, il n'existe pas encore de valeurs réglementaires pour l'habitat et le GT2 recommande la définition de telles valeurs réglementaires pour l'habitat. L'article 103 de la loi portant réforme de l'hôpital et relative aux patients, à la santé et aux territoires, publiée en juillet 2009, permettra d'étendre le dispositif actuel de surveillance du radon pour l'habitat.

Récemment, l'OMS a proposé, dans un rapport rendu public le lundi 21 septembre 2009, un niveau de référence de 100 Bq/m<sup>3</sup> dans les logements. Ce niveau vise à minimiser les risques sanitaires liés à une exposition au radon en intérieur. Cependant, si ce niveau ne peut pas être atteint du fait de certaines spécificités nationales, le niveau de référence retenu ne devrait pas dépasser 300 Bq/m<sup>3</sup>.

En novembre 2009, la CIPR a pour sa part retenu un nouveau coefficient de risque pour le détriment lié au radon (et à ses descendants) qui va conduire à proposer un nouveau coefficient de dose deux fois plus important que le précédent. En conséquence, la Commission a révisé ses recommandations<sup>15</sup> qu'elle avait formulées en 1993 dans sa *publication 65*. Son niveau de référence qui était de 600 Bq/m<sup>3</sup> devrait donc par la suite rejoindre celui retenu par l'OMS : 300 Bq/m<sup>3</sup>.

### **Doses efficaces**

La dose efficace n'est pas couramment utilisée en France pour estimer le risque associé au radon. Cependant, dans le contexte minier, le calcul de la dose efficace pourrait être pertinent à la suite de l'identification des voies d'exposition au radon d'origine minière.

---

<sup>15</sup> International Commission on Radiological Protection, Statement on Radon, Approved by the Commission in November 2009

Néanmoins, de nombreuses incertitudes et difficultés sont associées à l'estimation de la dose efficace associée aux expositions au radon et à son interprétation. C'est la raison pour laquelle la CIPR mène depuis plusieurs mois maintenant un travail approfondi visant la révision des coefficients de dose pour le radon.

Une fois calculée, la dose efficace doit être comparée à une valeur réglementaire. Les experts GT2 s'accordent sur la nécessité de considérer de manières différentes la dose efficace ajoutée de la dose efficace totale :

- Dose efficace ajoutée : comparaison possible avec la limite réglementaire pour le public de 1 mSv (à condition que la dose radon ajoutée soit sommée aux doses ajoutées associées aux autres voies d'exposition).
- Dose efficace totale : il existe des valeurs de référence (ICRP 103, ICRP 82). La référence CIPR 82 relative au radon est jugée comme n'étant plus d'actualité. La CIPR 103 distingue 3 situations : les expositions planifiées, les expositions d'urgence radiologique et les expositions existantes. Ces situations n'engendrent ni les mêmes limites de doses ni les mêmes niveaux de référence. Une majorité d'experts du GT2 s'accordent pour dire que la dose efficace totale associée au radon doit être considérée dans le cadre d'une exposition existante et être ainsi comparée à un intervalle de niveaux de référence compris entre 1 et 20 mSv. Bien entendu, les principes de radioprotection doivent s'appliquer, notamment celui d'optimisation.

L'exposition au radon doit être intégrée aux différents scénarios de la méthode de calcul d'impact dosimétrique proposée par le GT2 (cf. paragraphe 3.2.1). La limite réglementaire pour le scénario « stérile » doit faire l'objet d'une discussion approfondie au sein du GT3 du GEP.

### **Impact sanitaire**

La pertinence d'évaluer un risque individuel ajouté (à comparer aux limites appliquées aux sites et sols pollués :  $10^{-4}$  à  $10^{-6}$ ) est posée par le GT2. Le risque individuel ajouté est classiquement estimé dans le domaine chimique et plus particulièrement dans le cadre des études d'impact réglementairement imposées autour des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement.

Le calcul d'un risque individuel ajouté permettrait d'avoir un indicateur intégrant le risque sanitaire induit à la fois par des substances chimique et des éléments radiologiques : l'estimation d'un impact sanitaire (nombre de décès attribuables par exemple) permettrait ainsi d'avoir un indicateur global. Compte-tenu des données nécessaires et du temps imparti pour réaliser l'ensemble de ses travaux, le GT2 n'a pas mis en œuvre une évaluation quantitative des risques sanitaires. Néanmoins, le GT2 recommande la mise en place d'une réflexion sur la construction d'un indicateur de gestion semblable à la dose efficace pour le risque radiologique.

### **3.2.2. EVALUATION D'IMPACT DOSIMETRIQUE**

Depuis juin 2006, le GT2 s'est réuni à plusieurs reprises sur la problématique de l'évaluation de risque environnemental lié aux anciens sites miniers d'uranium. Afin de mener à bien ses travaux, un GT2 restreint composé de neuf personnes a été créé. Il s'est réuni à plusieurs reprises et a publié les conclusions de son analyse dans le 3<sup>ème</sup> rapport d'étape du GEP.

#### **Objectif**

L'objectif était de proposer une méthode d'évaluation d'impact dosimétrique applicable à tout site minier.

Le GT2 s'est enfin attaché à formuler des recommandations en termes d'application de cette méthode et d'acquisition de données nécessaires à sa mise en œuvre.

## **Matériel et méthode**

Dans le cadre de la mission qui lui a été confiée, le GT2 s'est attaché à faire l'analyse de la méthode actuelle de caractérisation de l'impact dosimétrique des sites miniers d'uranium. Ce travail s'est appuyé notamment sur l'étude menée par l'IRSN dans le cadre de la tierce expertise (IRSN, 2007) du bilan décennal environnemental (BDE) d'AREVA (AREVA, 2004). L'indicateur retenu, conformément à la réglementation en vigueur, est la dose annuelle efficace ajoutée<sup>16</sup>.

Deux documents font référence dans ce domaine d'évaluation : la méthode d'identification et de caractérisation des groupes de référence associés aux anciens sites miniers, publiée en 2001 et actualisée en 2004 par AREVA (AREVA, 2004) et la méthode d'évaluation de l'impact des sites de stockage de résidus de traitement de minerais d'uranium<sup>17</sup>. Cette dernière a été formalisée en 2001 par l'IRSN (Servant AC et Cessac B, 2001) sur la base d'une méthode AREVA. Cette méthode d'évaluation a été reprise aujourd'hui par AREVA.

En prenant en compte le retour d'expérience (REX) des évaluations menées ces dernières années, notamment la difficulté de la définition de groupes de référence et les questionnements rapportés en CLIS<sup>18</sup> au GEP, les experts du GT2 proposent une évolution des méthodes actuelles.

Les recommandations formulées par le GT2 portent sur une évaluation à court terme de l'impact dosimétrique résultant des anciennes activités minières. La méthode proposée tient compte de la situation actuelle des sites qui ne sont plus exploités et sont réaménagés. Cette méthode s'appuie principalement sur des mesures environnementales réalisées dans un cadre réglementaire.

Pour une évaluation d'impact dosimétrique à long terme, les évolutions à apporter à cette méthode nécessiteront de s'appuyer sur une modélisation.

Les paragraphes suivants présentent les grandes lignes de la méthode utilisée par AREVA notamment dans le cadre du BDE, le bilan du REX des évaluations réalisées et enfin la méthode proposée par le GT2.

### **Méthode actuelle d'évaluation de l'impact radiologique**

L'évaluation de l'impact radiologique telle qu'elle est réalisée actuellement consiste :

---

<sup>16</sup> Le GT2 s'est intéressé à cet indicateur et a mené en parallèle une réflexion sur l'utilisation éventuelle d'un autre indicateur dans le cadre d'une évaluation quantitative d'impact sanitaire.

<sup>17</sup> Les résidus sont les produits résultant de l'extraction de l'uranium à partir des minerais et contenant tous les autres éléments et minéraux d'origine à l'exception de l'uranium qui a été pour partie extrait. Deux types de résidus sont à considérer : les résidus de traitement (ou de lixiviation) dynamique: produits sableux et très fins obtenus à l'issue de différentes étapes de traitement effectuées dans une usine : ils renferment environ 5% d'uranium résiduel ; les résidus de traitement (ou de lixiviation) statique : produits résultant du concassage et de l'attaque par une solution acide de minerais à faible teneur (300 à 600 grammes par tonne). Ils se présentent sous la forme de blocs rocheux de dimensions variables et renferment de 20% à 40% d'uranium résiduel.

<sup>18</sup> CLIS (Commission locale d'information et de suivi)

- A prendre en compte les caractéristiques du site et toutes les voies d'exposition possibles de groupes représentatifs de la population vivant sur le site ou dans son environnement ;
- A déterminer la dose efficace ajoutée ;
- A vérifier le respect de la limite annuelle de 1 mSv<sup>19</sup> (article R.1333-8 du code de la santé publique).

Les groupes de population identifiés pour lesquels l'impact du site est estimé maximal, forment des groupes de référence.

L'évaluation de l'impact radiologique repose sur le réseau de surveillance mis en place sur les sites et dans leur environnement dans un cadre réglementaire ou à l'initiative d'AREVA NC.

Les différentes voies d'exposition prises en compte sont :

- L'exposition externe due au rayonnement gamma issu du site ;
- L'exposition interne par inhalation des émetteurs alpha des descendants à vie courte des isotopes 222 et 220 du radon (Rn) et des poussières véhiculées par le vent depuis le site ;
- L'exposition interne par ingestion d'eau et de produits alimentaires provenant de cultures ou d'élevages sous influence du site.

### ***DETERMINATION DES GROUPES DE POPULATION (OU DE REFERENCE)***

La détermination des groupes de population (ou groupes de référence) susceptibles d'être soumis à l'impact du site est faite à partir de la méthode précédemment citée (AREVA, 2004). Elle comprend :

- Le recensement de la totalité des zones habitées dans un rayon de 1 km autour du site et de 2 km en aval hydraulique du site ;
- Le classement des zones habitées à partir de six critères liés aux risques d'exposition potentielle (l'importance du site, la distance au site, la topographie locale, la position en aval vent ou non par rapport au site, la vue directe ou non sur le site, la position par rapport à l'aval hydraulique du site).

A chaque critère est attribuée une note et ces notes sont reprises pour le calcul d'un indice d'exposition pour chaque couple « site/zone habitée ». La construction de cet indice permet de considérer l'effet cumulatif de plusieurs sites sur un même village.

Les zones habitées présentant des indices d'exposition supérieurs à un seuil fixé par l'exploitant seront retenues comme celles abritant les groupes de population ou de référence.

### ***DETERMINATION DU BRUIT DE FOND***

---

<sup>19</sup> La somme des doses efficaces engagées reçues en un an par un individu du public pour toutes les activités humaines entraînant une exposition aux rayonnements ionisants, doit rester inférieure à 1 mSv. Si un individu est, par exemple, sous l'influence de plusieurs sites miniers, c'est la somme des doses efficaces annuelles qui doit être comparée à la limite réglementaire de 1 mSv.

En l'absence de point zéro radiologique, à chaque groupe de référence est associé un groupe de référence « milieu naturel » défini d'après les critères suivants :

- Même contexte géologique (granitique, métamorphique, sédimentaire, ...);
- Configuration topographique similaire ;
- En amont du site par rapport aux vents dominants ;
- En amont hydrographique du site ou sur un autre bassin versant.

### ***SCENARIOS D'EXPOSITION***

Le calcul de la dose dépend, pour chaque groupe de référence, de son emploi du temps (temps de présence dans la zone habitée dont temps passé à l'intérieur des habitations), des lieux fréquentés, des consommations et des concentrations en radionucléides des eaux et des aliments produits localement.

Conformément à l'article 45 de la Directive Européenne 96/29/Euratom, les scénarios retenus doivent refléter des modes de vie locaux réels.

Les scénarios proposés sont les suivants :

- Scénario 1 : Enfant de 2 à 7 ans résidant sous influence du site, scolarisé hors influence du site et susceptible de se promener en bordure ou sur le site ;
- Scénario 2 : Adulte de plus de 60 ans (retraité) résidant sous influence du site et susceptible de se promener en bordure ou sur le site ;
- Scénario 3 : Adulte de 17 à 60 ans résidant hors influence du site et séjournant en bordure ou sur le site dans le cadre d'une activité de loisir ou agricole ;
- Scénario 4 : Adulte de 17 à 60 ans résidant sous influence du site, travaillant dans une zone d'activité sur le site et susceptible de se promener en bordure ou sur le site.

Remarque : Des scénarios spécifiques peuvent être proposés en fonction de l'usage particulier d'un site (activité de pêche, camping à proximité d'un site...) ou de la présence de produits issus de l'exploitation (ex : utilisation de stériles miniers<sup>20</sup>).

### ***LES MESURES DANS L'ENVIRONNEMENT***

Elles sont faites dans les zones habitées pour les groupes de population de référence :

- Mesures gamma, mesures de l'EAP<sub>v</sub> (Energie Alpha Potentielle volumique) du <sup>222</sup>Rn et du <sup>220</sup>Rn, mesures des poussières dans les villages ;
- Eau au robinet (ou au puits le cas échéant) des habitations ;
- Chaîne alimentaire dans les jardins potagers.

---

<sup>20</sup> Les stériles francs sont des produits constitués par les sols et les roches excavés pour accéder aux minerais d'intérêt. Leur teneur moyenne en uranium correspond à la teneur caractéristique du bruit de fond naturel ambiant (fond géochimique régional) avec une teneur moyenne en uranium de 15 à 30 grammes par tonne dans le Limousin. Les stériles de sélectivité sont des produits constitués par des roches minéralisées excavées lors de l'exploitation d'un gisement mais présentant des teneurs insuffisantes pour justifier, sur le plan économique, un traitement. La teneur de coupure économique pour l'uranium a été très variable au cours du temps. Dans le cas des mines du Limousin, la teneur moyenne a été de l'ordre de 300 grammes par tonne (300 ppm).

Les mêmes types de mesures et de prélèvements sont réalisés sur les stations de référence « milieu naturel ».

### ***CALCUL DE L'IMPACT DOSIMETRIQUE LIE AU SITE***

L'évaluation de l'impact radiologique du site s'appuie sur la détermination de la dose efficace totale ajoutée résultant de l'exposition des différents groupes de population identifiés. Réglementairement, cette dose doit être inférieure à 1 mSv/an.

Ce calcul est effectué en prenant les hypothèses suivantes :

- Le site n'a pas d'influence sur l'exposition externe des personnes à l'intérieur des habitations ;
- L'EAP du radon apportée par le site est supposée identique à l'intérieur et à l'extérieur des habitations ;
- Si une des activités mesurées est inférieure à une limite de « détection », l'activité est prise égale à la limite de « détection » divisée par 2, ce qui correspond à la valeur du seuil de décision (SD).

Pour chaque vecteur d'exposition mesuré, sont appliqués les scénarios retenus et la part « ajoutée » est estimée par différence avec les mesures des « milieux naturels » associés.

Les coefficients de dose sont ceux fixés par l'arrêté ministériel du 1<sup>er</sup> septembre 2003 définissant les modalités de calculs des doses efficaces et des doses équivalentes résultant de l'exposition des personnes aux rayonnements ionisants (JO n° 262 du 13 novembre 2003).

### **Bilan du retour d'expérience des évaluations**

Parmi les différentes étapes de la méthode d'évaluation d'impact précédemment décrite, celle relative à la sélection des groupes de référence a suscité de nombreuses remarques au sein du GEP.

L'une d'elles concerne le rayon fixé pour déterminer la zone d'étude (rayon de 1 km autour du site et de 2 km en aval hydraulique du site). En effet, des zones d'accumulation peuvent *a priori* exister en aval hydraulique à une distance > 2 km ; ce critère pourrait donc s'avérer restrictif dans certaines situations.

La liste des critères retenus pour sélectionner les groupes de population est jugée non exhaustive. Ainsi pour exemple, ces critères ne rendent pas compte de la présence éventuelle de galeries de travaux miniers souterrains (TMS) à l'aplomb des zones habitées.

La valeur seuil fixée pour les indices d'exposition fait également débat et sa justification nécessiterait une confrontation avec des résultats de mesure afin de s'assurer qu'il y a bien concordance entre les groupes de population identifiés comme les plus exposés selon cette méthode à score, et les niveaux d'activités mesurés dans l'environnement.

Cette sélection de groupes de populations s'appuie donc sur des critères théoriques, difficiles à justifier notamment vis-à-vis des populations concernées. La composition plurielle du GT2 a permis d'aborder cette question de sélection et plus largement la méthode d'évaluation d'impact en confrontant l'expérience des évaluateurs dans le domaine des mines et dans d'autres domaines tels que les installations nucléaires de base (INB). Elle a permis également d'intégrer le retour d'expérience de personnes ayant notamment participé à des expertises pluralistes et qui ont insisté sur la nécessité de définir des méthodes s'appuyant le plus possible sur la réalité de terrain et répondant aux interrogations de la population. Elle s'appuie également sur les remarques formulées par l'IRSN dans le cadre de sa tierce expertise (IRSN, 2007).

Par conséquent, le GT2 propose de ne plus travailler sur la base de groupes de référence sélectionnés selon une méthode théorique à scores mais sur la base de scénarios d'exposition permettant de tenir compte davantage de la variabilité de l'impact dosimétrique. La méthode d'évaluation d'impact préconisée par le GT2 est détaillée ci-après.

## Principe de la méthode proposée par le GT2

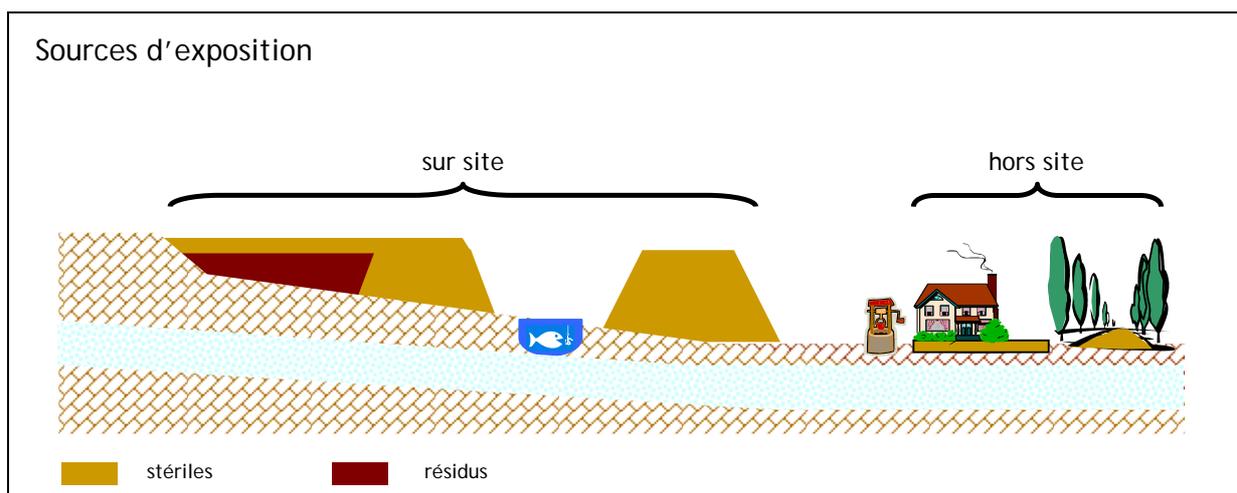
Le groupe a travaillé à la définition d'une méthode générale applicable à tous les sites miniers pour des expositions actuelles. L'application de cette méthode doit permettre non seulement de caractériser l'exposition reçue par la population locale (résidant dans le voisinage des sites) liée à des modes de vie courants, mais également de prendre en compte des expositions résultant de modes de vie particuliers, spécifiques du site étudié, et susceptibles de conduire à des doses plus élevées.

La méthode peut alors être définie selon les quatre étapes suivantes :

1. Identification des sources d'exposition et des voies de transfert ;
2. Identification des voies d'exposition ;
3. Définition des scénarios d'exposition :
  - ↳ Sélection des régimes alimentaires et budgets temps
  - ↳ Estimation des niveaux d'activité dans l'environnement
4. Évaluation de la dose efficace ajoutée.

### ***ETAPE 1 : IDENTIFICATION DES SOURCES D'EXPOSITION ET DES VOIES DE TRANSFERT***

Les sources d'exposition sont représentées sur la figure suivante. Certaines sources sont à distance du site et ne concernent donc pas exclusivement la population située à proximité immédiate du site. C'est le cas des stériles lorsqu'ils ont été disséminés hors des sites pour des réutilisations en tant que remblai par exemple.



**Figure 23 : Les sources d'exposition**

La figure suivante présente les voies de transfert entre les sources et les différents compartiments de l'environnement (poissons, végétaux ...).

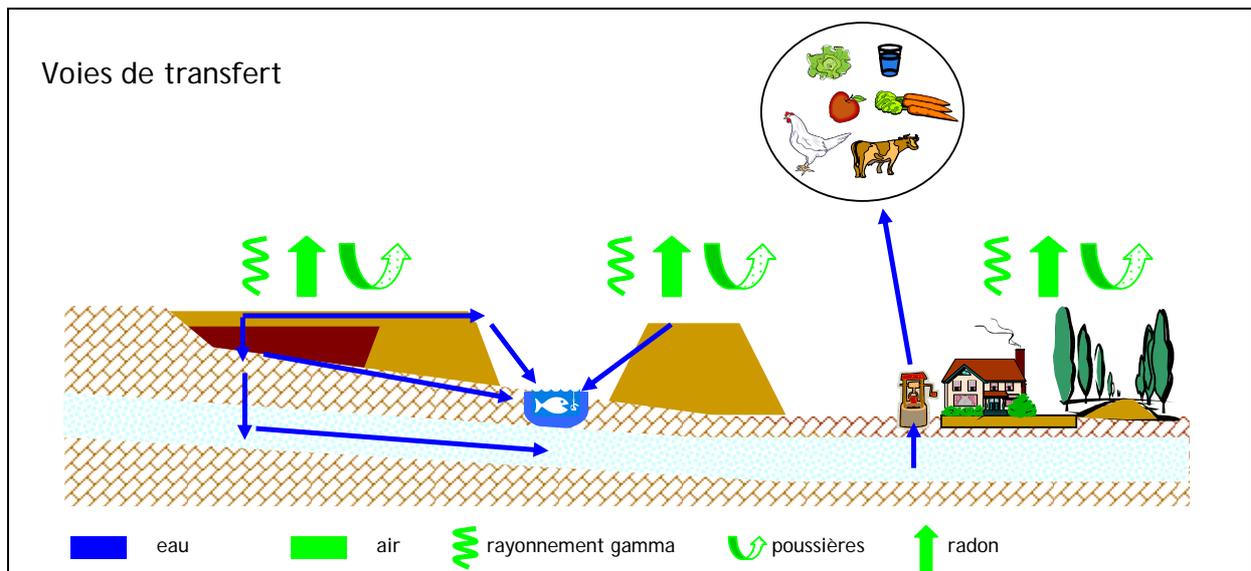


Figure 24 : Les voies de transfert

Les voies de transfert qui sont l'air et l'eau sont dénommées ci-après "voie eau" et "voie air".

### ETAPE 2 : IDENTIFICATION DES VOIES D'EXPOSITION

La figure suivante présente les différentes voies d'exposition de la population.

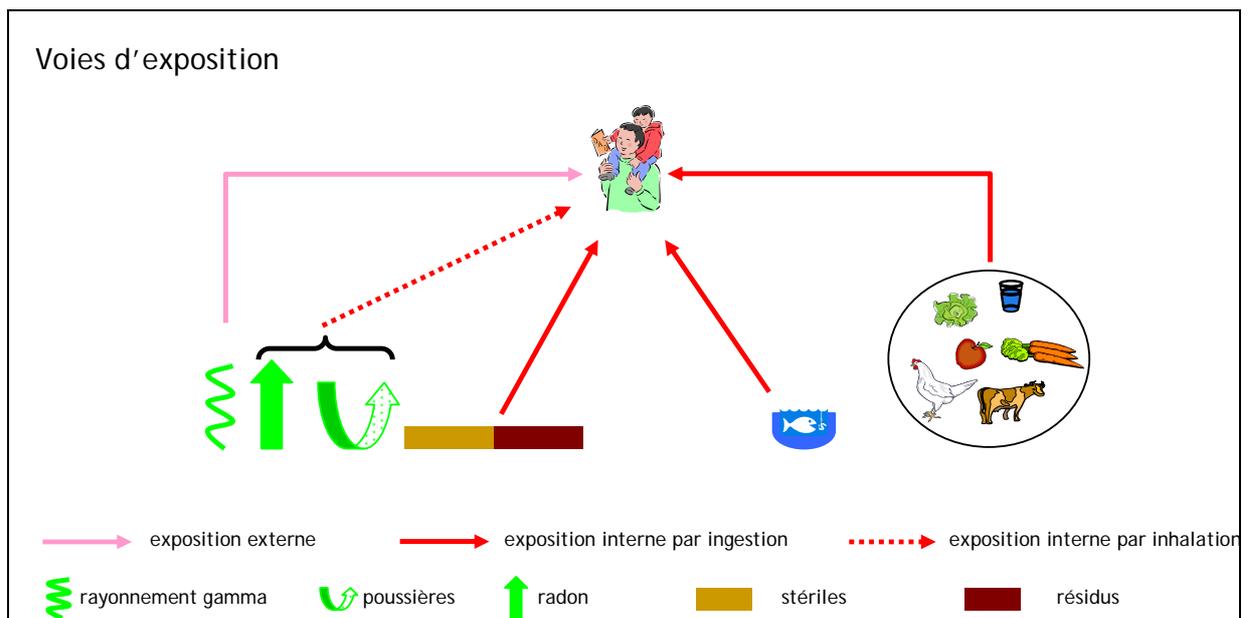


Figure 25 : Les voies d'exposition

Le tableau suivant donne le détail de ces voies d'exposition pour chaque voie de transfert (voie eau et voie air).

Tableau 12 : Détail des voies d'exposition pour chacune des voies de transfert

<b>Voies d'exposition pour la voie air</b>	
Inhalation de poussières	
Ingestion de produits terrestres sous influence du site via les poussières	
Inhalation de radon	
Exposition externe au rayonnement gamma (site et stériles)	
<b>Voies d'exposition pour la voie eau</b>	
Ingestion d'eau	du réseau eau potable
	d'un puits, d'une rivière, d'un lac
Ingestion de produits de la pêche	de rivière
	d'un lac
Ingestion de produits terrestres sous influence du site via l'eau	du réseau eau potable
	d'un puits, d'une rivière, d'un lac

Les produits terrestres à considérer sont : les végétaux, la viande et les produits d'origine animale (lait, produits laitiers et œufs).

Des voies particulières d'exposition peuvent exister, notamment l'ingestion par inadvertance de sol ou encore d'eau d'un lac ou de sédiments. Ces voies d'exposition peuvent être considérées dans le cadre de scénarios particuliers détaillés au paragraphe suivant.

De la même manière, une source d'exposition diffuse correspond notamment à la réutilisation potentielle de stériles miniers. Cette source à l'origine de plusieurs voies d'exposition sera également prise en compte dans des scénarios particuliers.

La connaissance du site étudié et des modes de vie de la population permet dans un second temps de sélectionner les voies d'exposition pertinentes. Le GT2 souligne l'importance de justifier cette sélection.

A l'issue de ce travail de sélection, les zones d'étude seront définies (zone sous influence directe ou indirecte de l'ancienne exploitation minière et zone non influencée par l'exploitation).

### **ETAPE 3 : DEFINITION DE SCENARIOS D'EXPOSITION**

La variabilité des modes de vie et des niveaux d'activités dans l'environnement est étudiée à travers sept scénarios d'exposition retenus pour la méthode générale d'évaluation d'impact dosimétrique, à savoir :

- Un scénario de référence (mode de vie courant) ;
- Six scénarios particuliers (ces scénarios intègrent le scénario de référence).

*Scénario agriculteur « autarcie »* : cet individu consomme annuellement plus d'aliments terrestres (légumes, fruits, viande ...) que l'individu du scénario de référence et il consomme exclusivement les aliments qu'il produit (autarcie). De plus, il consomme et utilise l'eau d'un puits situé sous influence du site minier. Enfin, cet individu passe plus de temps à l'extérieur que l'individu du scénario de référence ;

*Scénario pêcheur* : cet individu consomme annuellement plus d'aliments issus de la pêche (poissons, mollusques et crustacés si pertinent dans le contexte) que l'individu du scénario de référence. De plus il consomme exclusivement le produit de sa pêche et est exposé au rayonnement gamma issu des berges.

*Scénario « ludique »* : ce scénario a pour objectif de prendre en compte des pratiques particulières telles que des loisirs récréatifs autour d'un plan d'eau situé sur un ancien site minier ou sous son influence (ex. baignade) qui peuvent s'accompagner de voies d'exposition telles que l'ingestion par inadvertance de sable et/ou d'eau du lac, l'exposition prolongée au rayonnement gamma sur la plage...

*Scénario lié à l'utilisation de stériles* : ce scénario a pour objectif de prendre en compte la réutilisation possible de stériles comme remblais pour des chemins, des cours d'habitations ou d'écoles, des terrains de sport et de loisir, des plateformes de bâtiments industriels, des maisons construites sur un terrain contenant des stériles, des terrains de sports ou de loisir (...) qui peut s'accompagner de voies d'exposition telles que l'exposition externe et l'inhalation de radon.

*Scénario lié à la réutilisation des terrains à usage professionnel* : ce scénario a pour objectif de prendre en compte la réutilisation possible de certains terrains sur les anciens sites miniers ou d'anciens bâtiments du site par des entreprises.

*Scénario « radon »* : ce scénario a pour objectif de prendre en compte deux voies d'exposition particulières au radon : l'inhalation du radon provenant d'une galerie souterraine (TMS) située sous une habitation et l'ingestion du radon via l'eau d'un puits situé à l'intérieur de cette habitation.

*Remarques AREVA sur les scénarios :*

- L'impact dosimétrique évalué pour le scénario de référence peut être assimilé à l'impact dosimétrique du groupe de référence ;
- AREVA considère que le scénario lié à la réutilisation de stériles est un scénario spécifique à part entière qui ne doit pas intégrer le scénario de référence notamment dans la mesure où la gestion de ces stériles fait l'objet d'un plan d'action en cours de déploiement.

La connaissance du site étudié et des modes de vie de la population permet de sélectionner les scénarios pertinents dans un contexte donné et de définir si nécessaire, d'autres scénarios.

En complément de cette analyse de variabilité, une analyse de sensibilité peut être réalisée pour chaque scénario à partir de doses calculées par unité de consommation (dose par litre ou par kilo) ou par activité (dose par heure).

Sur la base de la CIPR 101 (ICRP, 2006), pour le scénario de référence, un calcul est réalisé pour 3 classes d'âges, à savoir les enfants de 0 à 5 ans, les enfants de 6 à 15 ans et les adultes ( $\geq 16$  ans). La CIPR recommande de prendre en compte respectivement pour ces trois classes d'âge, les coefficients de doses et modes de vie des enfants de 1 an, 10 ans et d'un adulte. Pour les scénarios particuliers, ce calcul sera réalisé pour les classes d'âge pertinentes dans le contexte.

*Sélection des régimes alimentaires et budgets temps*

Le choix des valeurs des rations alimentaires et des budgets temps<sup>21</sup> donne lieu à de nombreux débats. Pour l'application aux anciens sites miniers, les membres du groupe soulignent l'existence de plusieurs références, notamment l'étude du Groupe Radioécologie Nord-Cotentin (GRNC, 1999) et la base de données CIBLEX<sup>22</sup>. Peu de différences étant constatées entre les deux références, le groupe

---

<sup>21</sup> Budgets temps : description des emplois du temps de la population (temps passé à l'extérieur, temps passé à la baignade, temps passé à la pêche ...).

<sup>22</sup> Compilation de paramètres d'exposition de la population française au voisinage d'un site pollué

recommande d'utiliser les régimes alimentaires du GRNC<sup>23</sup> qui ont déjà été longuement discutés. Une adaptation au contexte local peut cependant être réalisée en fonction des données disponibles. En tout état de cause, il est nécessaire de justifier la sélection réalisée.

#### *Estimation des niveaux d'activité dans l'environnement*

La méthode de caractérisation des niveaux d'activité développée ci-après est fondée sur la mesure et applicable uniquement pour une exposition actuelle. Elle n'écarte pas pour autant la possibilité de recourir à la modélisation qui sera incontournable pour une évaluation de l'impact dosimétrique à long terme.

##### *1) Inventaires des mesures*

Le bilan des mesures réalisées actuellement par l'exploitant, dans un cadre réglementaire, pour la voie air et la voie eau est le suivant.

---

<sup>23</sup> Les régimes alimentaires et les modes de vie du GRNC, qui ont fait consensus dans un groupe pluraliste, prennent en compte des populations majoritairement rurales comme celles rencontrées autour des sites miniers français.

Tableau 13 : Mesures réalisées dans le cadre de la surveillance réglementaire

<b>Voie air</b>	
Poussières	EAVL
Produits terrestres	Uranium (U), Radium 226 ( $^{226}\text{Ra}$ ), Thorium 230 ( $^{230}\text{Th}$ ), Plomb 210 ( $^{210}\text{Pb}$ )
Radon	EAP Radon 220 ( $^{220}\text{Rn}$ ) et EAP $^{222}\text{Rn}$ à l'extérieur des habitations
Rayonnement gamma	Débit de dose
<b>Voie eau</b>	
Eaux	$^{238}\text{U}$
	$^{226}\text{Ra}$
	$^{210}\text{Pb}$
Produits de la pêche	$^{230}\text{Th}$
Produits terrestres	Polonium 210 ( $^{210}\text{Po}$ ) (depuis 2007)

EAVL : émetteurs alpha à vie longue.

La question de l'exhaustivité et de la pertinence de ces mesures, en vue de leur utilisation pour une évaluation d'impact dosimétrique, est débattue ci-après.

Le GT2 souligne l'intérêt de travailler sur des chroniques, à savoir des séries de mesures sur une période d'une dizaine d'années, à condition que cette période soit représentative du contexte étudié. Il souligne également la nécessité de disposer de chroniques cohérentes dans le temps et dans les méthodes de mesure pour caractériser le bruit de fond et les activités ajoutées.

Pour la voie air, les poussières du site ne sont pas à prendre en compte dans le cas de sites réaménagés car ces derniers sont recouverts d'une couche de terre végétale. En revanche, lors de phase de travaux affectant l'intégrité du site, les poussières sont à considérer.

La prise en compte de la contribution du radon à l'impact dosimétrique a été longuement débattue au sein du GEP. L'exposition globale au radon (naturel et anthropique) constitue en effet une fraction importante du bilan d'exposition radiologique d'un individu moyen. La question de l'impact du radon fait donc l'objet d'un développement particulier (cf. chapitre 3.2.1).

Par ailleurs, les mesures du rayonnement gamma effectuées au niveau des villages, dans le cadre de la surveillance du site réaménagé, ne permettent pas de détecter une éventuelle part attribuable au site du fait de l'éloignement.

Pour la voie eau, la figure 4 situe les cinq radionucléides mesurés dans la chaîne de filiation de l'uranium-238.

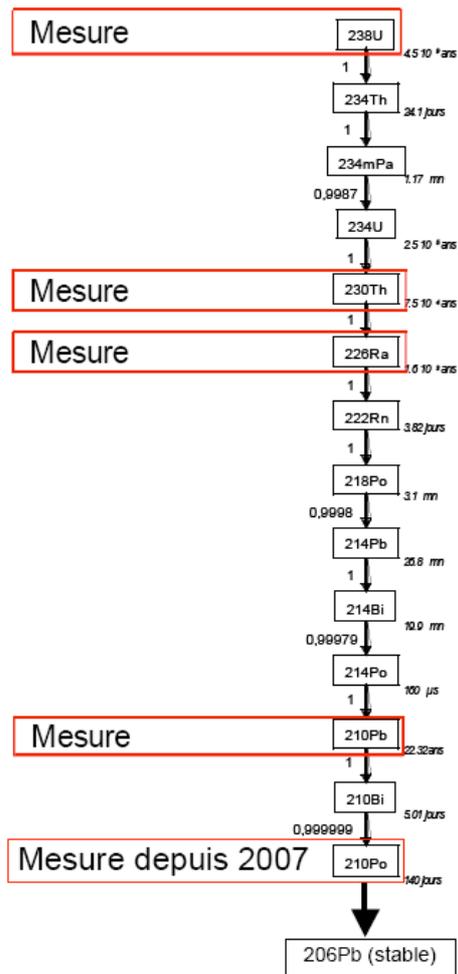


Figure 26 : Radionucléides mesurés dans la chaîne de filiation de  $^{238}\text{U}$

Le GT2 recommande de prendre en compte, pour l'évaluation d'impact dosimétrique, les résultats de mesure de ces radionucléides et d'estimer l'activité de  $^{234}\text{U}$ , du  $^{234}\text{Th}$ , du  $^{210}\text{Bi}$  et du  $^{210}\text{Po}$  (avant 2007). Pour cela, en l'absence de mesures, le GT2 recommande l'application de l'hypothèse d'équilibre entre le père et le fils. Ainsi pour exemple, les activités du  $^{210}\text{Bi}$  et du  $^{210}\text{Po}$  sont considérées identiques et égales à l'activité de  $^{210}\text{Pb}$  mesurée dans l'environnement. Il est cependant important de souligner que cette hypothèse n'est pas systématiquement pénalisante. Les travaux du GT4 mettent en évidence que pour certains compartiments de l'environnement, un déséquilibre peut être observé. Dans ce cas, l'hypothèse d'équilibre conduit à sous-estimer l'impact.

## 2) Limites de détection

L'estimation des niveaux d'activité dans l'environnement repose sur les résultats de mesures ; or, comme cela a été évoqué dans le chapitre relatif à l'évaluation d'impact environnemental, de nombreux résultats de mesure sont inférieurs aux limites de détection (LD).

Le GT2 préconise la démarche suivante :

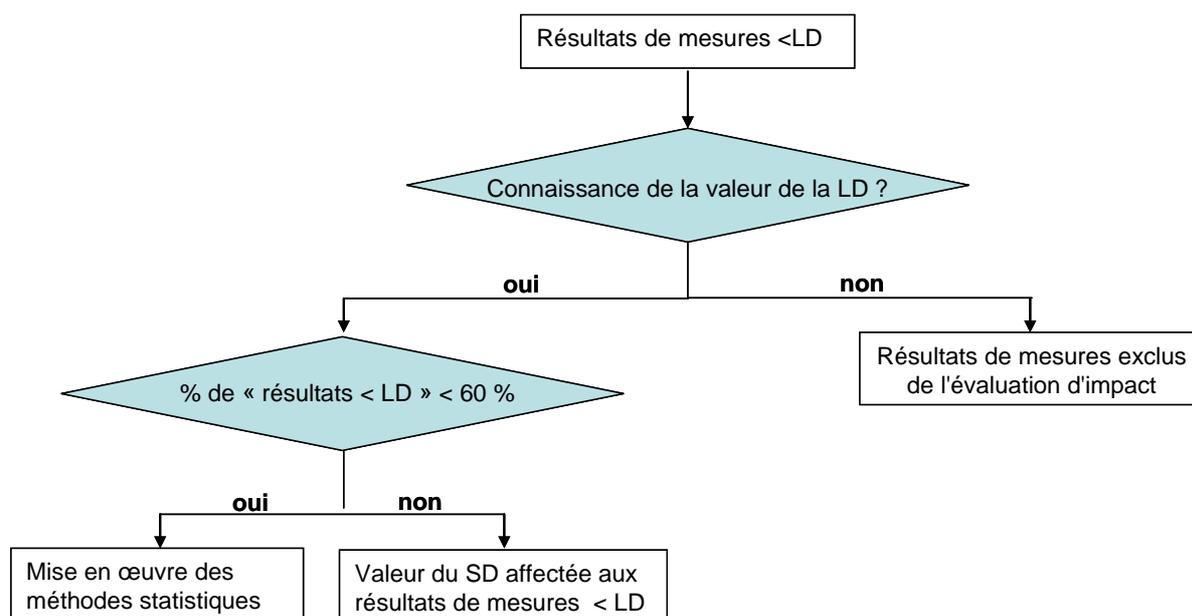


Figure 27 : Arbre décisionnel concernant la prise en compte des résultats de mesure inférieurs à la limite de détection

Lorsque le pourcentage de résultats non significatifs est inférieur à 60 %, le choix de la méthode statistique dépend du nombre de mesures et du pourcentage de résultats non significatifs (Fiévet et Della-Védova, 2007) (Tableau 14).

Tableau 14 : Choix d'une méthode pour le traitement statistique de séries de résultats de mesures comprenant des valeurs inférieures aux LD

	Nombre de résultats de mesures	
	Moins de 50 résultats de mesures	Plus de 50 résultats de mesures
<b>% de résultats de mesures non significatifs</b>		
<b>moins de 50%</b>	Kaplan Meier	
<b>de 50 à 60%</b>	Robust ROS	MLE
	(Regression on Order Statistics)	(Maximum Likelihood Estimation)

### 3) Caractérisation du bruit de fond

Les activités mesurées dans l'environnement sont la somme du bruit de fond ambiant et des activités dues aux anciennes activités minières. L'objectif de l'évaluation d'impact dosimétrique tel que défini dans ce rapport, est d'estimer l'impact lié aux sites miniers. La connaissance du bruit de fond est donc essentielle puisque cette activité sera soustraite au résultat de mesure. Cependant en l'absence de caractérisation de l'état radiologique initial (point zéro), il existe une réelle difficulté à définir une zone représentative des états d'origine.

La difficulté à ce stade est donc de définir précisément la ou les zones d'étude qui doivent englober une ou des zones sous influence, directe ou indirecte, des sites et une zone non influencée (cf. paragraphe 3.1.2).

### 4) Les niveaux d'activité

L'objectif est de prendre en compte la variabilité des niveaux d'activité dans l'environnement au travers des cinq scénarios définis précédemment. Les tableaux suivants détaillent l'approche retenue pour chaque voie d'exposition de chaque scénario.

Tableau 15 : Scénario de référence

<b>Voie air</b>	
Inhalation de poussières	Voie non pertinente, dans le cas du court terme, pour des sites réaménagés
Ingestion de produits terrestres sous influence du site via les poussières	Voie non pertinente, dans le cas du court terme, pour des sites réaménagés
Inhalation de radon	Voie pertinente s'il y a transfert du radon depuis les sites réaménagés jusqu'au point d'impact. Des études sont en cours (exemple d'une étude IRSN sur le site de Lavaugrasse) pour approfondir la connaissance de ce transfert en vue de sa quantification.
Exposition externe au rayonnement gamma	Voie non pertinente compte tenu de la distance au site d'une part et d'une source fortement diminuée depuis les réaménagements d'autre part.
<b>Voie eau</b>	
Ingestion d'eau	L'individu du scénario de référence consomme l'eau du réseau de distribution. Analyse de variabilité des mesures effectuées dans l'eau de distribution si la zone de captage est sous influence du site minier :
	1. la moyenne de toutes les mesures de la chronique
	2. la valeur la plus basse de la chronique
Ingestion de produits de la pêche	Il est fait l'hypothèse 50% des poissons consommés proviennent des rivières et 50% des lacs ou étangs. Analyse de variabilité des mesures dans les produits de la pêche prélevés en aval du site :
	1. la moyenne de toutes les mesures de la chronique
	2. la valeur la plus basse de la chronique
Ingestion de produits terrestres sous influence du site via l'eau	Les végétaux sont arrosés avec l'eau issue du réseau de distribution et les animaux consomment l'eau du réseau de distribution. Analyse de variabilité des produits terrestres :
	1. la moyenne de toutes les mesures de la chronique
	2. la valeur la plus basse de la chronique
	3. la valeur la plus élevée de la chronique

Les points 2 et 3 des analyses de variabilité seront réalisés en fonction des données disponibles.

Tableau 16 : Scénario agriculteur « autarcie »

Voie eau	
Ingestion d'eau	L'individu du scénario de référence consomme l'eau d'un puits situé sous influence du site minier
	Analyse de variabilité des mesures dans l'eau des puits sous influence du site (en aval du site) :
	1. la moyenne de toutes les mesures de la chronique
	2. la valeur la plus basse de la chronique
	3. la valeur la plus élevée de la chronique
Ingestion de produits de la pêche	Idem au scénario de référence
Ingestion de produits terrestres sous influence du site via l'eau	Analyse de variabilité des mesures dans les végétaux arrosés par des eaux de puits sous influence du site (en aval du site) ainsi que des animaux consommant l'eau de puits et/ou l'eau de la rivière :
	1. la moyenne de toutes les mesures de la chronique
	2. la valeur la plus basse de la chronique
	3. la valeur la plus élevée de la chronique

Voie air : Idem au scénario de référence

#### Scénario pêcheur

Ce scénario correspond au scénario de référence auquel est ajoutée l'exposition externe aux sédiments des berges durant l'activité de pêche.

#### Scénario « ludique »

Ce scénario correspond au scénario de référence auquel sont ajoutées des voies d'exposition particulières induites par des activités ludiques telles que la baignade (exposition externe par immersion dans l'eau, ingestion d'eau et de sédiments...), des jeux sur les plages (ingestion par inadvertance de sols) pratiquées par des enfants et des adultes.

Pour chacune de ces voies d'exposition particulières, il convient de réaliser une analyse de variabilité des mesures :

- La moyenne de toutes les mesures de la chronique ;
- La valeur ou la moyenne la plus basse de la chronique ;
- La valeur ou la moyenne la plus élevée de la chronique.

#### Scénario lié à l'utilisation de stériles

Ce scénario correspond au scénario de référence auquel sont ajoutées des voie d'exposition particulières (ingestion de sols, exposition externe au rayonnement gamma, inhalation de radon, inhalation de poussières...) liées à l'utilisation de stériles miniers notamment pour le remblai d'une cour d'école, une plate forme industrielle, des chemins forestiers...

Pour chacune de ces voies d'exposition particulières, il convient de réaliser une analyse de variabilité des mesures :

- La moyenne de toutes les mesures de la chronique ;
- La valeur ou la moyenne la plus basse de la chronique ;
- La valeur ou la moyenne la plus élevée de la chronique.

### *Scénario lié à la réutilisation des terrains à usage professionnel*

Ce scénario correspond au scénario de référence auquel sont ajoutées des voies d'exposition particulières induites par une activité professionnelle sur des terrains réutilisés.

Pour chacune de ces voies d'exposition particulières, il convient de réaliser une analyse de variabilité des mesures :

- La moyenne de toutes les mesures de la chronique ;
- La valeur ou la moyenne la plus basse de la chronique ;
- La valeur ou la moyenne la plus élevée de la chronique.

### *Scénario « radon »*

Ce scénario correspond au scénario de référence auquel sont ajoutées deux voies d'exposition particulières induites par le transfert de radon provenant de galeries souterraines (TMS) à une habitation et par la présence de radon dans l'eau d'un puits situé dans cette même habitation.

## **Résultats**

Le GT2 a souhaité tester la mise en œuvre de cette méthode avec une application au contexte actuel des sites miniers uranifères du Limousin. **Il est important de souligner que ce test n'a pas pour objectif de mener une évaluation d'impact dosimétrique détaillée mais simplement de juger si les choix méthodologiques retenus sont applicables et si les données nécessaires sont disponibles.**

La zone d'étude retenue englobe le bassin versant du Ritord et le bassin versant de la Gartempe.

### **Identification des sources d'exposition et des voies de transfert**

Seule la voie eau est ici considérée. L'exposition au radon n'a pas été quantifiée, le GT2 estimant qu'il n'est pas pertinent de mener une évaluation d'impact dosimétrique sur la base des résultats de mesures issus de la surveillance environnementale (EAP) (cf. paragraphe 2.1). En effet, ces mesures ne permettent pas de discriminer la part ajoutée par les sites miniers au bruit de fond naturel.

Selon les informations portées à la connaissance du GT2, les zones de captage de l'eau de distribution ne sont pas sous l'influence des sites miniers uranifères. Les produits terrestres ne sont par conséquent, pas sous l'influence du site via l'eau de distribution.

Les voies de transfert prises en compte par le GT2 pour les produits terrestres (légumes, viande, œufs et lait) sont donc les suivantes :

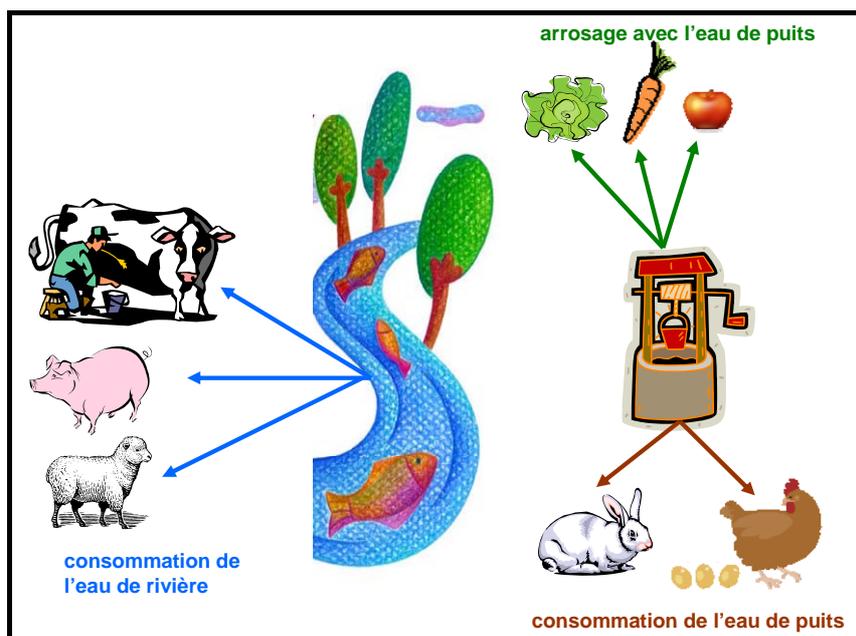


Figure 28 : Voies de transfert pour les produits terrestres

Il y a également un transfert de l'eau de rivière, de lac et d'étang aux poissons et sédiments.

### Identification des voies d'exposition

Pour la voie eau, l'ingestion et l'exposition externe sont les deux voies d'exposition à prendre en compte.

Selon les informations portées à la connaissance du GT2, les zones de captage de l'eau de distribution ne sont pas sous l'influence des sites miniers uranifères. Le GT2 n'a donc pas retenu l'ingestion de l'eau de distribution et de produits terrestres arrosés par cette même eau.

Sur la base des données transmises au GT2 et étant donné le temps imparti, l'ingestion par inadvertance et l'exposition externe n'ont pas été prises en compte dans l'évaluation d'impact dosimétrique.

Les voies d'exposition prises en compte par le GT2 sont donc les suivantes (Tableau 17) :

Tableau 17 : Liste des voies d'exposition retenues pour la voie eau

Voie eau	
Ingestion d'eau	d'un puits
Ingestion de produits de la pêche	de rivière
	d'un lac
Ingestion de produits terrestres sous influence du site via l'eau	d'un puits

### Définition des scénarios d'exposition

Le tableau ci-dessous liste, par scénario, les voies d'exposition qui **devraient** être retenues en application de la méthode proposée par le GT2 et **en tenant compte des spécificités de la zone d'étude** (zones de captage hors influence du site ...).

Tableau 18 : Détail des voies d'exposition par scénario à prendre en compte pour la zone d'étude du GT2

	SCENARIOS						
	Référence	Agriculteur	Pêcheur	« Ludique »	Utilisation des stériles	Réutilisation des terrains à usage professionnel	« Radon »
Exposition externe							
Sédiments, eau (baignade)			×	×			
Stériles, réutilisations de terrains					×	×	
Exposition interne							
INHALATION (radon)	×	×	×	×	×	×	×
INGESTION							
Eau de puits		×					×
Poissons	×	×	×	×	×	×	×
Produits terrestres		×					
INGESTION PAR INADVERTANCE							
Eau de lac, de rivière, sol, sable				×	×		

× : signifie que les quantités ingérées sont plus importantes que celles prises en compte dans les autres scénarios.

Le tableau suivant (Tableau 19) liste les voies d'exposition réellement prises en compte compte-tenu des données disponibles. Etant donnée cette liste de voies, seuls trois scénarios ont été étudiés.

Tableau 19 : Détail des voies d'exposition par scénario prises en compte

	Scénario de référence	Scénario agriculteur	Scénario pêcheur
INGESTION			
Eau de puits		×	
Poissons	×	×	×
Produits terrestres		×	

× : signifie que les quantités ingérées sont plus importantes que celles prises en compte dans les autres scénarios.

### ***Sélection des régimes alimentaires***

Le détail des rations alimentaires est présenté pour l'individu adulte (Tableau 20), pour les trois scénarios précités et en annexe (volume 2 du rapport GT2) pour les deux autres classes d'âge considérées (enfants de 1 an et de 10 ans) et l'ensemble des scénarios. Les taux d'autoconsommation sont également détaillés en annexe (volume 2 du rapport GT2).

**Tableau 20 : Rations alimentaires de l'adulte**

	Scénario de référence	Scénario agriculteur	Scénario pêcheur
Eau de puits		730	
Poissons	13,8	13,8	41,7
Légumes feuilles	5,9	23,2	5,9
Légumes racines	33,7	62,6	33,7
Fruits	38	141,8	38
Viande de bœuf	17	32,4	17
Viande de mouton	1,6	3,1	1,6
Viande de porc	24,3	46,3	24,3
Volailles et lapins	18,7	35,5	18,7
Lait	76,5	230	76,5
Produits laitiers	20,6	62	20,6

\* Toutes les rations alimentaires ont pour référence le GRNC exceptée la quantité d'eau ingérée annuellement (Radioprotection, 2002 ; OMS, 2006).

***Estimation des niveaux d'activité dans l'environnement***

Le GT2 a pris en compte une chronique de 10 années de mesures, de 1998 à 2007 inclus.

Les tableaux suivants présentent le bilan pour cette chronique, des radionucléides et des compartiments de l'environnement pour lesquels des résultats de mesures sont disponibles. Ces tableaux donnent également le pourcentage de résultats de mesures < LD.

**Tableau 21 : Bilan des mesures réalisées de 1998 à 2007 dans l'eau du Ritord (zone non influencée)**

Radionucléides	Nombre de mesures	Nombre de mesures <LD	% de mesures < LD
<sup>238</sup> U soluble	120	95	79
<sup>238</sup> U insoluble	14	14	100
<sup>226</sup> Ra soluble	120	11	9
<sup>226</sup> Ra insoluble	114	76	67

**Tableau 22 : Bilan des mesures réalisées de 1998 à 2007 dans l'eau du Ritord (zone influencée)**

Radionucléides	Nombre de mesures	Nombre de mesures <LD	% de mesures < LD
<sup>238</sup> U soluble	120	34	28
<sup>238</sup> U insoluble	18	17	94
<sup>226</sup> Ra soluble	120	0	0
<sup>226</sup> Ra insoluble	120	57	48

Tableau 23 : Bilan des mesures réalisées de 1998 à 2007 dans l'eau de puits (zone non influencée)

Radionucléides	Nombre de mesures	Nombre de mesures <LD	% de mesures < LD
<sup>238</sup> U soluble	839	665	79
<sup>238</sup> U insoluble	140	134	96
<sup>226</sup> Ra soluble	839	250	30
<sup>226</sup> Ra insoluble	140	75	54

Tableau 24 : Bilan des mesures réalisées de 1998 à 2007 dans l'eau de puits (zone influencée)

Radionucléides	Nombre de mesures	Nombre de mesures <LD	% de mesures < LD
<sup>238</sup> U soluble	240	192	80
<sup>238</sup> U insoluble	40	40	100
<sup>226</sup> Ra soluble	240	138	58
<sup>226</sup> Ra insoluble	40	27	68

Des mesures ont également été réalisées sur des poissons prélevés dans les rivières et dans les lacs. Pour les poissons de rivière, le GT2 ne dispose que des résultats pour l'année 2007 (Tableau 25) et des prélèvements réalisés dans la Gartempe (en zones influencée et non influencée). Ces résultats ont été intégrés au calcul d'impact dosimétrique.

Pour les poissons prélevés dans les lacs, le GT2 ne dispose pas de résultats exploitables pour un calcul d'impact dosimétrique ajouté.

Ces résultats de mesures servant à évaluer la dose liée à la consommation de poisson, seules les mesures réalisées dans la chair de poisson sont exploitées.

Tableau 25 : Bilan des mesures réalisées en 2007 dans les poissons (zone non influencée et zone influencée)

Radionucléides	Nombre de mesures		Nombre de mesures < LD	
	zone non influencée	zone influencée	zone non influencée	zone influencée
<sup>238</sup> U	2	2	2	0
<sup>226</sup> Ra	2	2	0	0
<sup>210</sup> Pb	2	2	2	2
<sup>210</sup> Po	2	2	1	0
<sup>234</sup> Th	2	2	2	2

Les résultats de mesures inférieurs à la limite de détection sont trop nombreux chaque année pour mettre en œuvre les méthodes statistiques évoquées précédemment (Figure 27). Les concentrations moyennes annuelles ont donc été estimées en affectant la valeur des seuils de décision aux résultats de mesures non significatifs.

En l'absence de résultats de mesure, l'hypothèse d'équilibre a été retenue, ce qui signifie que l'activité du père est supposée égale à celle de ces fils.

Le GT2 ne disposant d'aucun résultat de mesure dans les produits terrestres pour la période de 1998 à 2007 et pour la zone d'étude sélectionnée, une évaluation de l'activité a été faite par modélisation à partir des résultats de mesures dans l'eau de rivière et dans l'eau de puits.

Le détail des activités moyennes annuelles mesurées et calculées est donné en annexe (volume 2 du rapport GT2).

Au final, les doses calculées pour les trois scénarios et sur la base des hypothèses retenues par le GT2, varient de 8 à 152  $\mu\text{Sv}$  par an (Tableau 26).

Tableau 26 : Bilan des doses efficaces ajoutées calculées pour chaque scénario ( $\mu\text{Sv}/\text{an}$ )

	Scénario de référence	Scénario agriculteur	Scénario pêcheur
<b>INGESTION</b>			
Eau de puits		106	
Eau de distribution			
Poissons	8	8	23
Produits terrestres		38	
<b>DOSE EFFICACE AJOUTEE TOTALE (<math>\mu\text{Sv}</math>)</b>	8	152	23

A ce stade, sous réserve de dérouler complètement la méthode et d'évaluer l'ensemble des contributions potentielles, ces résultats sont du même ordre de grandeur que ceux estimés par AREVA.

La variabilité du niveau d'impact souligne l'importance de prendre en compte divers scénarios d'exposition. La question de l'interprétation des résultats via une comparaison à des niveaux de référence a été débattue. Elle fait l'objet d'un paragraphe au chapitre 3.

### **Discussion et recommandations**

Le GT2 propose une méthode d'évaluation d'impact dosimétrique répondant à l'objectif de disposer d'un outil applicable à tous les sites et permettant la comparaison de ces sites en termes d'impact.

Par rapport à l'existant, cette méthode constitue un élargissement de la perspective en partant des situations envisageables plutôt que des sources et des voies de transfert. La priorité est donc donnée à la définition de scénarios représentatifs des modes de vie de la population concernée et non à la recherche de groupes de référence.

Cette méthode présente également l'avantage d'être extrapolable à des situations d'exposition à long terme à condition de modifier le jeu de données utilisées. L'application de cette méthode pour des situations d'exposition à court terme s'appuie sur les mesures réglementaires issues de la surveillance environnementale assurée par AREVA et par d'autres acteurs tels que l'IRSN, des laboratoires associatifs... Pour une exposition à long terme, ces niveaux devront être calculés au moyen d'une modélisation adéquate. Des études de modélisation ont déjà été réalisées, notamment par AREVA.

L'application de cette méthode d'évaluation d'impact dosimétrique nécessite des données qui ne sont pas toutes disponibles à ce jour. Il apparaît ainsi clairement, à l'issue de la mise en œuvre de cette méthode sur la zone d'étude définie par le GT2, que les données provenant de la surveillance réglementaire actuelle ne répondent que partiellement aux besoins d'une évaluation d'impact dosimétrique. Ce défaut de données est un facteur limitant pour l'interprétation des résultats car il induit la prise en compte d'hypothèses qui peuvent conduire à sous-estimer l'impact (exemple de l'hypothèse d'équilibre au sein des familles de l'uranium pour certains médias). Les experts du GT2 attirent l'attention sur le fait que des voies d'exposition telle que l'ingestion de poissons pêchés en lacs ont été exclues de l'évaluation faute de mesures disponibles dans le bassin versant étudié.

Il est à souligner que les doses calculées par le GT2 pour la voie ingestion sont cohérentes avec celles estimées par AREVA pour cette zone d'étude.

La prise en compte du radon dans l'évaluation d'impact dosimétrique a été longuement discutée au sein du GEP et fait l'objet d'un chapitre à part (cf. paragraphe 3.2.1).

En conséquence, le GT2 formule les recommandations suivantes :

1. Le GT2 estime que cette méthode est applicable à l'ensemble des sites miniers uranifères et pour des évaluations d'impact dosimétrique à court et long terme. La différence majeure entre l'approche à court terme et celle à long terme concerne l'estimation des niveaux d'activité. Dans le premier cas, cette estimation est fondée sur les résultats de mesure et dans le second cas, elle s'appuie sur une modélisation.

Pour le court terme :

2. L'application de cette méthode nécessite des données qui ne sont pas toutes disponibles. Le GT2 recommande :
  - L'acquisition de données de terrain permettant de mieux caractériser les bruits de fond (mesures dans des zones non influencées par les anciens sites miniers pour tous les compartiments de l'environnement pris en compte dans le calcul d'impact dosimétrique) et les équilibres au sein de la famille de l'uranium et recouvrant tous les compartiments pertinents en termes d'impact dosimétrique pour l'homme.
  - Cette acquisition de données pourrait être envisagée dans le cadre d'une évolution du plan de surveillance actuel selon une approche en trois étapes :
    - ↳ Mener une campagne de mesures en adéquation avec les besoins de l'évaluation d'impact dosimétrique. Il est à noter qu'AREVA a réalisé des campagnes de mesures en 2007 et 2008 dans les jardins potagers afin d'acquérir des données relatives à la chaîne alimentaire qui seront utiles pour évaluer la contribution de la voie ingestion de produits terrestres à la dose totale.
    - ↳ Déterminer les compartiments et radionucléides contributeurs majoritaires à la dose.
    - ↳ Faire évoluer le plan de surveillance si nécessaire.

Le GT2 estime que, rapidement, une première campagne de mesures doit être réalisée avec des limites de détection adaptées pour être suffisamment informative et que les suivantes seraient à réaliser avec une fréquence de 4 à 5 ans.

3. Une des difficultés rencontrées pour estimer les niveaux d'activité dans l'environnement est liée au nombre très important de résultats de mesures inférieurs aux limites de détection. Il est à noter cependant que des progrès ont été faits depuis quelques années. Pour exemple, lorsque l'on regarde la chronique des mesures d'uranium 238 dans l'eau du Ritord de 1998 à 2007, on note que la LD était égale à 0,1 en 1997 et à 0,001 à partir de 2006. Le GT2 recommande d'appliquer l'approche développée au paragraphe : si LD connue et en fonction du nombre de ces mesures, prise en compte dans les calculs de la valeur du SD ( $LD/2$ ) ou mise en œuvre de méthodes statistiques (Kaplan Meier...).
4. La prise en compte du radon dans l'évaluation dosimétrique a été longuement discutée au sein du GT2 et fait l'objet d'un chapitre à part (cf. paragraphe 3.2.1) qui présente notamment les recommandations du GT2 en termes d'évaluation des niveaux d'exposition et de l'impact associé.

Pour le long terme :

5. Le GT2 recommande de dresser un inventaire des outils de modélisation existants pour évaluer les niveaux d'activité dans l'environnement à long terme et de mener des études complémentaires si ces outils ne s'avèrent pas adaptés à une telle évaluation. Ces outils sont à valider avec les mesures faites dans le cadre de la surveillance des sites.

### 3.2.3. VEILLE SANITAIRE

Dès le début de ses travaux, le GT2 a souhaité que le GEP statue quant à la pertinence et la faisabilité d'une étude quantitative des risques sanitaires (EQRS). La pertinence d'évaluer un risque individuel ajouté (à comparer aux limites appliquées aux sites et sols pollués :  $10^{-4}$  à  $10^{-6}$ ) est posée par le GT2. Le risque individuel ajouté est classiquement estimé dans le domaine chimique et plus particulièrement dans le cadre des études d'impact réglementairement imposées autour des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement.

Le calcul d'un risque individuel ajouté permettrait d'avoir un indicateur intégrant le risque sanitaire induit à la fois par des substances chimiques et des éléments radiologiques : l'estimation d'un impact sanitaire (nombre de pathologies attribuables par exemple) permettrait ainsi d'avoir un indicateur global. Compte-tenu des données nécessaires et du temps imparti pour réaliser l'ensemble de ses travaux, le GT2 n'a pas mis en œuvre une évaluation quantitative des risques sanitaires. Néanmoins, le GT2 recommande la mise en place d'une réflexion sur la construction d'un indicateur de gestion du risque semblable à la dose efficace pour le risque radiologique.

Le GT2 a mené une réflexion visant le développement d'une méthode, inspirée des travaux du GT2 pour l'environnement, à savoir une approche graduée qui débiterait, comme pour l'environnement, par une première étape dite de veille sanitaire. A l'issue de cette étape et éventuellement des suivantes, il serait alors possible de juger de la pertinence de mener une étude plus poussée, notamment une EQRS.

#### **Introduction**

Dans le cadre des missions qui lui ont été confiées, le GT2 s'est attaché à proposer une démarche intégrée de veille sanitaire autour des sites miniers uranifères. Le chapitre 2.3 décrit les outils pertinents (registres de pathologies) permettant de recueillir et traiter les données sanitaires dans le but de réaliser une surveillance sanitaire. Dans le prolongement de cette surveillance sanitaire, la veille sanitaire permet d'analyser les données dans le but de renseigner en première approche l'influence de la présence des anciennes mines d'uranium sur la santé des populations vivant à proximité. Elle permet ainsi d'orienter les décisions des pouvoirs publics en matière de surveillance (environnementale et sanitaire) et de recherches épidémiologiques.

La méthode de veille sanitaire proposée par le GT2 consiste à superposer spatialement une ou plusieurs pathologie(s) et une ou plusieurs source(s) d'exposition environnementale à des agents ou substances potentiellement dangereuses pour la santé. Elle a été testée sur l'ensemble du Limousin à partir notamment des données issues de la surveillance sanitaire réalisée par le registre général des cancers du Limousin.

Les travaux du GT2 sur cette thématique se sont appuyés sur une prestation confiée à un laboratoire de l'Université de Limoges, GEOLAB (UMR CNRS 6042) (cahier des charges, volume 2 du rapport GT2). Ce laboratoire a proposé des éléments méthodologiques permettant la réalisation d'une veille sanitaire autour d'anciens sites miniers uranifères (rapport GEOLAB, volume 2 du rapport GT2). Le laboratoire GEOLAB a travaillé en étroite collaboration avec le Registre général des cancers du Limousin et sur la base d'échanges collaboratifs avec les experts du GT2 afin d'ajuster les développements méthodologiques.

La méthode de veille sanitaire développée dans le cadre des travaux du GT2 permet la réalisation d'une description de l'état de santé de la population vivant au sein d'une zone d'étude préalablement définie. En aucun cas, les méthodes mises en œuvre ne permettent d'apporter les éléments nécessaires pour établir un lien de causalité. En revanche, elles permettent d'apprécier la plausibilité d'une association spatiale entre les cas incidents d'une part et leur superposition avec un facteur environnemental, qu'il soit anthropique ou non.

L'objectif de ce travail est de tester cette méthode de veille sanitaire à l'échelle du Limousin pour en tirer les enseignements nécessaires et proposer des recommandations méthodologiques applicables dans le cadre du suivi de l'ensemble des sites miniers d'uranium français.

## **Matériel et méthode**

La veille sanitaire repose sur le recueil et le traitement des données sanitaires réalisés dans le cadre de la surveillance sanitaire. La méthode de veille sanitaire proposée consiste en l'identification des sur-incidences spatiales pour les pathologies considérées, indépendamment de la localisation des anciens sites d'exploitation d'uranium. Ensuite, le résultat de cette première étape est mis en perspective avec des indicateurs (ou indices) d'exposition environnementale (aux anciens sites miniers uranifères et à d'autres sources potentiellement dangereuses pour la santé) construits à l'échelle communale. La méthode s'articule en trois étapes :

1. Description et représentation des données sanitaires ;
2. Construction de l'indicateur d'influence minière et des indicateurs d'expositions environnementales potentiellement dangereuses pour la santé ;
3. Mise en perspective des données sanitaires avec l'indicateur d'exposition environnementale aux anciennes activités minières d'uranium.

### **Identification des pathologies et des quorums de cas**

L'objectif de cette première étape est de dresser la liste des pathologies pertinentes dans le cadre d'une veille sanitaire autour des anciens sites miniers et d'identifier l'ensemble des sources d'informations sanitaires disponibles au sein de la zone d'étude.

#### ***Pathologies étudiées***

Une veille sanitaire a pour vocation de détecter de manière prospective les déterminants de la santé des populations. Dans le domaine de la santé environnementale, il est difficile de dresser une liste exhaustive des pathologies à retenir dans le cadre d'une veille sanitaire (Expertise collective INSERM, 2008 ; Salines *et al.*, 2007). Compte tenu de ses moyens, notamment en termes de temps, le GT2 a orienté ses travaux sur les pathologies cancéreuses.

Les pathologies retenues sont donc tous cancers confondus et toutes localisations cancéreuses, par sexe, en excluant les localisations pour lesquelles un trop faible nombre de cas est observé. Une analyse *a priori* du nombre de cas observés au sein de la zone d'étude doit permettre d'identifier les pathologies trop rares afin de les exclure de façon argumentée.

L'une des recommandations du GT2 à l'issue du travail sur la surveillance sanitaire était de surveiller l'incidence des cancers en termes de morbidité et non de mortalité et de s'assurer du bon taux d'exhaustivité de la source de donnée.

#### ***Sources d'informations sanitaires***

Lors du travail sur la surveillance sanitaire, le GT2 a recensé les outils de surveillance sanitaire disponibles aujourd'hui en France. Les travaux du GT2 ont montré qu'actuellement seuls les registres généraux de cancer qualifiés par le comité national des registres permettent d'identifier les cas incidents dans une zone d'intérêt. Dans le cadre du développement de la méthode de veille sanitaire dans le Limousin, la source d'informations sanitaires retenue est le registre général des cancers. Le registre constitue une source d'informations structurée basée sur un recueil pérenne et proche de l'exhaustivité des cas incidents de cancers avec une bonne qualité d'information : âge au diagnostic, code INSEE communal de résidence principale, classification CIMO-3 (localisation, morphologie, comportement et grade de la tumeur)... Pour les régions non couvertes par un registre général, d'autres sources d'informations sont à envisager (voir chapitre 2.3).

#### ***Définition de l'unité spatiale de référence pour l'étude***

Compte tenu de l'objectif d'une veille sanitaire, l'étude de la distribution des cas incidents doit être réalisée à une échelle géographique la plus fine possible. Néanmoins, il est nécessaire d'adapter l'unité spatiale de référence en fonction de la disponibilité d'information sur la localisation géographique des cas et la disponibilité des données démographiques (INSEE) permettant la standardisation indirecte sur l'âge. Grâce au registre général des cancers du Limousin, on dispose du code INSEE communal de résidence principale des cas. Compte tenu de l'objectif généraliste d'une veille sanitaire, le GT2 considère la commune comme unité spatiale de référence.

### **Description et représentation des données sanitaires**

#### ***Calcul des rapports standardisés d'incidence communaux***

Pour chaque commune, l'incidence des cancers est comparée à l'incidence des cancers dans une population de référence, la région Limousin, grâce au calcul d'un rapport d'incidence standardisé (SIR) (voir chapitre 2.3). Le SIR est le rapport du nombre de cas observés dans la commune sur le nombre de cas auxquels on pourrait s'attendre si les taux de cancer dans la commune étaient les mêmes que ceux de la population de référence (la région). Sous l'hypothèse que les cas observés sont distribués selon une loi de Poisson (événements rares), un intervalle de confiance à 95 % est calculé pour chaque SIR à partir de l'approximation de Byar (Breslow NE *et al.*, 1987). Cet intervalle de confiance reflète la variabilité statistique de cet indicateur.

#### ***Répartition spatiale des rapports standardisés d'incidence communaux***

##### *Test d'hétérogénéité spatiale des SIR*

Une première étape consiste à tester l'existence d'une hétérogénéité spatiale globale en termes de sur-dispersion. Sous l'hypothèse nulle d'une distribution aléatoire de la pathologie d'intérêt, les SIR sont les mêmes sur tout le territoire étudié et les seules variations des cas observés sont liées aux fluctuations de la loi de Poisson. Sous l'hypothèse alternative de l'existence d'une sur-dispersion des données, un certain nombre de cas apparaissent dans certaines zones plus fréquemment que ce qui était prédit sous l'hypothèse d'une distribution de Poisson (COMARE, 2006).

Plusieurs tests statistiques existent pour étudier la sur-dispersion des cas de cancer au sein d'un territoire donné : test du chi-deux, de Pearson, test du rapport de vraisemblance, test de Dean, test de Potthoff et Whittinghill... Ces tests visent tous à détecter une hétérogénéité des SIR, avec une puissance variable selon la valeur absolue du nombre de cas attendus. Parmi ces tests, le test de sur-dispersion de Potthoff et Whittinghill est couramment utilisé dans l'étude de l'hétérogénéité spatiale et temporelle globale d'une pathologie (Potthoff R.F. *et al.*, 1966). Il permet de mesurer l'amplitude d'une possible sur-dispersion. C'est ce test qui a été retenu dans notre méthode.

##### *Test d'auto corrélation spatiale des SIR*

Le test précédent compare l'incidence entre communes sans tenir compte de l'éventuelle similitude de l'incidence entre unités spatiales proches géographiquement. La similitude de la fréquence de la maladie dans des zones proches géographiquement est mesurée par l'auto corrélation spatiale. Deux indices sont principalement utilisés pour tester la présence d'auto corrélation spatiale, celui de Moran et celui de Geary. Dans la littérature, l'indice de Moran est souvent préféré à celui de Geary en raison d'une stabilité générale plus grande (Upton G.J.G. *et al.*, 1985). Le GT2 a donc retenu l'indice de Moran.

Le numérateur de l'indice de Moran s'interprète comme la covariance pondérée entre unités voisines alors que le dénominateur représente la variance totale observée.

Il est utile de préciser que la mise en œuvre de ce test nécessite quelques précautions méthodologiques. La mesure de l'auto corrélation spatiale est dépendante de la définition du voisinage : rejeter l'absence ou la présence d'auto corrélation spatiale pour une définition du voisinage

n'implique pas toujours qu'on arrivera à la même conclusion avec d'autres définitions du voisinage. Il est donc nécessaire d'évaluer, dans la mesure du possible, la robustesse des résultats obtenus. De plus l'indice de Moran utilisé dans l'étude du Limousin ne prend pas en compte l'hétérogénéité de la population des différentes communes.

### **Représentation cartographique des SIR**

La représentation cartographique des SIR permet de visualiser leur structure spatiale. Pour les pathologies rares, les SIR communaux sont susceptibles de présenter une variabilité importante et on leur préfère la représentation des SIR lissés.

Les méthodes de lissage spatial consistent à lisser les valeurs des SIR de chaque commune avec les SIR des autres communes. De nombreuses méthodes existent. Le GT2 recommande d'utiliser les méthodes de lissage bayésien qui bénéficient de nombreux développements tant sur le plan théorique que sur leurs mises en œuvres. Deux modèles ont été retenus selon qu'une auto corrélation était mise en évidence ou non.

Deux modèles étaient utilisés selon les résultats des tests d'hétérogénéité et d'auto corrélation : le modèle « SOMME » de Besag (Besag J., *et al.*, 1991) et le modèle Poisson-gamma.

En absence d'auto-corrélation, le modèle Poisson-gamma a été utilisé. Ce modèle fait l'hypothèse que les cas observés suivent une distribution de Poisson et les risques une distribution gamma. Ce modèle opère un lissage global dans lequel aucune structure spatiale n'est prise en compte. Les SIR sont ramenés vers le risque moyen de la région, ce lissage est d'autant plus marqué que les SIR estimés sont peu précis.

En présence d'une auto-corrélation, le modèle « SOMME » a été appliqué. Ce modèle fait l'hypothèse que le risque dépend de deux facteurs : un facteur structuré spatialement faisant l'hypothèse d'une auto-corrélation des risques (modèle CAR, Conditional Autoregressive) et un facteur sans structure spatiale particulière et ayant une distribution normale. Le modèle SOMME opère un lissage mixte qui est un compromis entre un lissage global et un lissage local : il tient compte de la valeur du SIR, de la précision avec laquelle il est calculé, des valeurs des unités spatiales voisines ainsi que du risque moyen de la région.

On peut utiliser le modèle « SOMME » par défaut. L'intérêt de ce modèle étant que c'est le modèle même qui choisit le poids des deux composantes spatiale et d'hétérogénéité. Pour les localisations rares, il est possible d'utiliser le critère Deviance Information Criterion (DIC) (Spiegelhalter DJ *et al.*, 2002) pour choisir entre les deux modèles, ce qui éviterait de se reposer seulement sur le test d'auto corrélation. Le DIC est une généralisation du Akaike Information Criterion (AIC).

### **Méthodes de discrétisation**

Afin de procéder à la représentation des SIR lissés sur une carte, il est important de choisir une méthode de discrétisation. Toute méthode de discrétisation pour la cartographie consiste à subdiviser le domaine de variation d'une série statistique, continu, en classes de valeurs (Béguin M. et Pumain D., 1994). Les méthodes sont nombreuses. Le choix dépend des propriétés de la distribution et des objectifs fixés quand à l'information à communiquer. Il n'est donc pas possible de conseiller une méthode plutôt qu'une autre.

Les classes sont ensuite identifiées en légende par les valeurs des bornes à côté des caissons ou des symboles qui leurs sont affectés sur la carte. Il est également conseillé de mentionner la méthode de discrétisation directement sur la carte.

### **Identification d'agrégats spatiaux**

L'agrégat se définit comme un regroupement anormalement élevé dans le temps et/ou dans l'espace de cas de maladies, de symptômes ou d'événements de santé au sein d'une population définie.

Plusieurs méthodes de détection d'agrégats existent (Germonneau P. *et al.*, 2001). Parmi elles, les méthodes de balayage permettent la surveillance géographique d'un territoire dans le but de détecter des zones pour lesquelles une incidence plus élevée de la pathologie d'intérêt est observée. La méthode de Kulldorff (Kulldorff M. et Nagarwalla N., 1995) est une méthode de balayage largement utilisée pour la détection d'agrégats, notamment grâce à la disponibilité d'un logiciel libre de droit pour mettre en œuvre la statistique (SatScan).

Cette méthode permet d'identifier d'éventuels agrégats à l'aide d'une fenêtre balayant la zone d'étude. Cette fenêtre de forme circulaire ou elliptique se déplace sur la zone d'étude, soit de manière régulière suivant une grille de points, soit à partir des coordonnées des centroïdes appartenant aux différentes unités spatiales. Ces fenêtres varient aussi en taille : le rayon varie de 0 à une limite maximale fixée par l'analyste. Dans cette étude, la limite est fixée de sorte à ne pas recouvrir plus de 30 % de la population totale.

On obtient ainsi un grand nombre de fenêtres de tailles différentes plus ou moins superposées. Chaque fenêtre peut potentiellement couvrir un agrégat. Pour chacune, une statistique basée sur le rapport de vraisemblance teste la relation entre le nombre de cas observés et attendus, à l'intérieur et à l'extérieur de la fenêtre (selon l'hypothèse nulle que les cas observés sont répartis selon une loi de Poisson et que le risque est constant sur l'ensemble de la zone d'étude). L'hypothèse alternative est donc la suivante : il existe au moins une fenêtre où le risque est plus élevé à l'intérieur par rapport à l'extérieur.

La fenêtre qui a le rapport de vraisemblance le plus élevé est considérée comme un agrégat potentiel. La signification de la valeur du rapport de vraisemblance ne peut être obtenue de manière analytique car la distribution de cette statistique n'est pas connue. Par contre, elle peut être obtenue de manière empirique par simulation Monte Carlo, ce qui permet d'obtenir le degré de signification de la valeur de la statistique calculée. Un agrégat sera donc identifié pour la fenêtre qui présente le rapport de vraisemblance le plus élevé et pour lequel le degré de signification  $p$  est inférieur à une valeur seuil (en général  $p < 0.05$ ).

La mise en œuvre de cette méthode permet de prendre en compte des covariables pertinentes comme la densité de population.

### **Construction d'un indicateur d'influence minière**

Portant sur la problématique minière, les travaux du GT2 sur la veille sanitaire ont amené à la construction d'un indicateur d'influence minière.

L'indice d'Exposition aux Anciens Sites d'Exploitation d'Uranium (EASEU) a été élaboré à partir de la base MIMAUSA (Mémoire et Impact des Mines d'uranium : Synthèse et Archives, IRSN) et d'informations mises à dispositions par AREVA NC.

L'indice prend en compte l'importance de l'activité (aspects quantitatif et qualitatif) et l'héritage (réaménagement de mines à ciel ouvert, sécurisation des entrées de galeries et de puits). Les variables pertinentes retenues pour la construction de l'indice sont : le volume total de minerai extrait, la présence d'une unité de traitement ou de lixiviation, le stockage de déchets industriels, les modalités de comblement des mines à ciel ouvert et le nombre d'entrées de galeries et de puits.

L'indice est à l'échelon communal (même unité statistique que pour la veille sanitaire) et nécessite donc de sommer les valeurs de chaque chantier, chaque site en fonction des communes sur lesquelles ils se situent. Il est composé de quatre niveaux, le score le plus bas correspondant aux communes n'ayant jamais hébergé d'activité liée à l'exploitation de l'uranium et le score le plus élevé correspondant aux communes ayant connu les fortes activités minières. La définition des catégories est détaillée dans le rapport de GEOLAB (cf. volume 2 du rapport GT2).

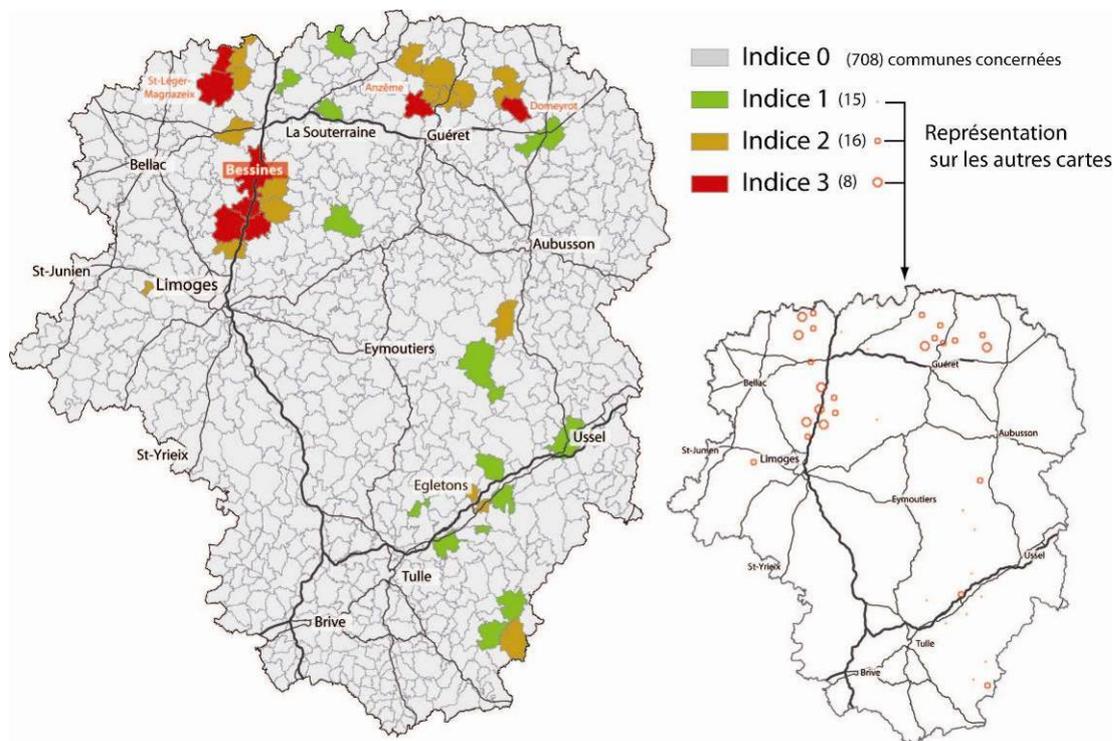


Figure 29 : Valeurs de l'indice communal d'exposition aux anciennes mines d'uranium pour le Limousin

### Construction des indicateurs d'exposition environnementale

Afin de considérer le contexte environnemental général, les travaux du GT2 sur la veille sanitaire ont amené à la construction de six indicateurs macroscopiques d'exposition environnementale. Ces indicateurs représentent potentiellement une source de pollution. Les sources utilisées pour la construction de ces indicateurs sont mobilisables sur l'ensemble de la France métropolitaine. Chacun des indicateurs est défini par quatre catégories reflétant une influence graduée du polluant considéré. Les experts du GT2 notent que la liste et la définition de ces indicateurs peuvent évoluer en fonction de la zone d'étude et des informations disponibles.

- Le premier facteur d'exposition environnementale pris en compte est la présence d'installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE), exclusion faite des ICPE relatives à l'exploitation de l'uranium déjà prises en compte dans l'indicateur minier. Pour construire cet indice, le Répertoire Français des Emissions Polluantes a été consulté.
- Le second facteur est la présence de sites d'activités ayant potentiellement pollué les sols, localisés grâce à la base de données BASIAS du Bureau de Recherches Géologiques et Minières.
- Le troisième facteur est la présence de lignes à hautes tension en fonction de leur voltage et de postes de transformation (classification des communes grâce à la couverture Fluides de la BDtopo commercialisée par l'IGN).
- Le quatrième facteur d'exposition environnementale est la fréquence d'utilisation de produits phytosanitaires (pesticides, herbicides et fongicides) au regard des surfaces cultivées en se basant sur le Recensement Général Agricole de 2000.
- Le cinquième facteur est la présence d'axes routiers en fonction de la nature et de l'importance des voiries traversant la commune. Cette typologie a été réalisée à partir de la base de données BDcarto (IGN).
- Le sixième facteur d'exposition environnementale est l'aléa radon, les catégories ayant été définies à partir des concentrations moyennes dans l'habitat données par l'Atlas Français du Radon (Gambard J.P. *et al.*, 2000).

Pour chacun de ces six indicateurs, la distribution des communes par catégories de l'indicateur a été cartographiée.

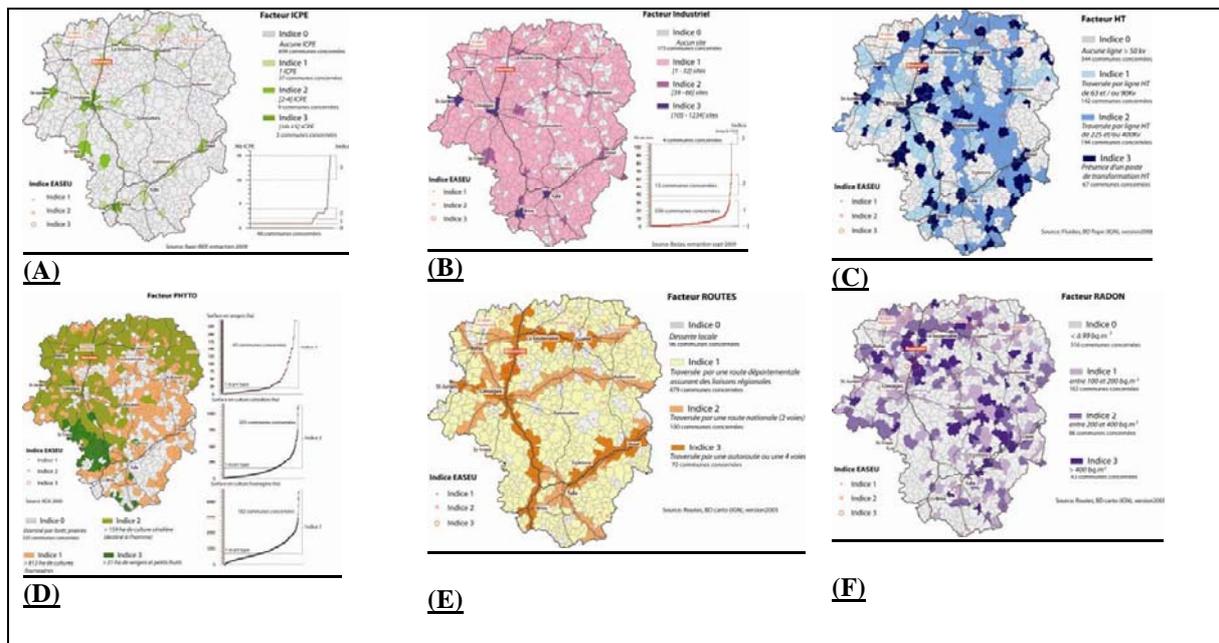


Figure 30 : Représentation graphique des indicateurs d'exposition environnementale (a) ICPE, (b) sites polluants, (c) lignes à haute tension, (d) produits phytosanitaires, (e) axes routiers, (f) aléa radon.

### Mise en perspective des données de santé avec l'exposition minière

La troisième étape de la méthode de veille sanitaire proposée consiste en la mise en perspective des données sanitaires avec des indicateurs d'exposition environnementale d'une part liée à l'environnement minier et d'autre part liée à d'autres sources de pollution potentiellement cancérogènes.

Les étapes de la méthode de veille sanitaire présentées ci-dessus permettent de décrire la distribution des cas observés pour une pathologie donnée et de rechercher des agrégats spatiaux en s'appuyant sur un faisceau d'arguments : test de l'hétérogénéité des SIR entre communes, test de l'auto-corrélation des SIR sur l'ensemble de la région, représentations cartographiques des SIR et méthode de recherche d'agrégats. Enfin, la représentation cartographique de sept indicateurs d'exposition environnementale permet d'évaluer visuellement une potentielle superposition entre le risque observé et les pollutions environnementales considérées.

Les discussions du GT2 ont conduit à recommander une étape supplémentaire en aval de cette démarche descriptive. Le GT2 recommande d'étudier la relation entre le risque de cancer et l'exposition minière. Cette démarche reste descriptive et ne permet en aucun cas d'établir une causalité.

La méthode proposée repose sur une analyse multivariée du risque en fonction de l'indicateur minier ajustée sur la densité de population, un indicateur socio-économique (indicateur de Townsend (REF), le niveau de revenu, par exemple) et les six facteurs d'exposition environnementale. Afin de prendre en compte les phénomènes de sur-dispersion des événements observés fréquents pour des événements rares, le GT2 recommande d'estimer les paramètres du modèle grâce à une régression quasi-Poisson pour laquelle, contrairement à une régression de Poisson, la variance de la variable expliquée peut être supérieure à sa moyenne. Avant d'intégrer les sept indicateurs d'exposition environnementale dans le modèle, une étude de la corrélation potentielle entre ces indicateurs devra être réalisée (méthode de Spearman par exemple).

## **Résultats**

La méthode de veille sanitaire proposée par le GT2 a été testée au sein de la région Limousin. Ce travail a permis de réaliser des fiches synthétiques pour chaque localisation cancéreuse d'intérêt et par sexe.

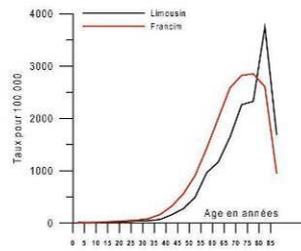
Ces fiches rassemblent les informations suivantes : les quorums, les résultats des tests d'homogénéité et d'auto corrélation, la représentation cartographique des SIR lissés, la détection d'agrégat par la statistique de Kulldorff et les résultats de la régression quasi-Poisson multivariée.

La fiche ci-dessous présente le résultat méthodologique du travail mené par le GT2 sur la veille sanitaire. Elle ne permet en aucun cas une interprétation quelconque qui ne serait possible qu'à la vue de l'ensemble des fiches selon des critères qui ne sont pas encore disponibles à ce jour en raison du temps imparti aux travaux du GT2.

**FICHE A**

**TOUS CANCERS**

Incidence par classe d'âge



**HOMMES**

Tests statistiques

Potthoff-Whittinghill : 0,0001

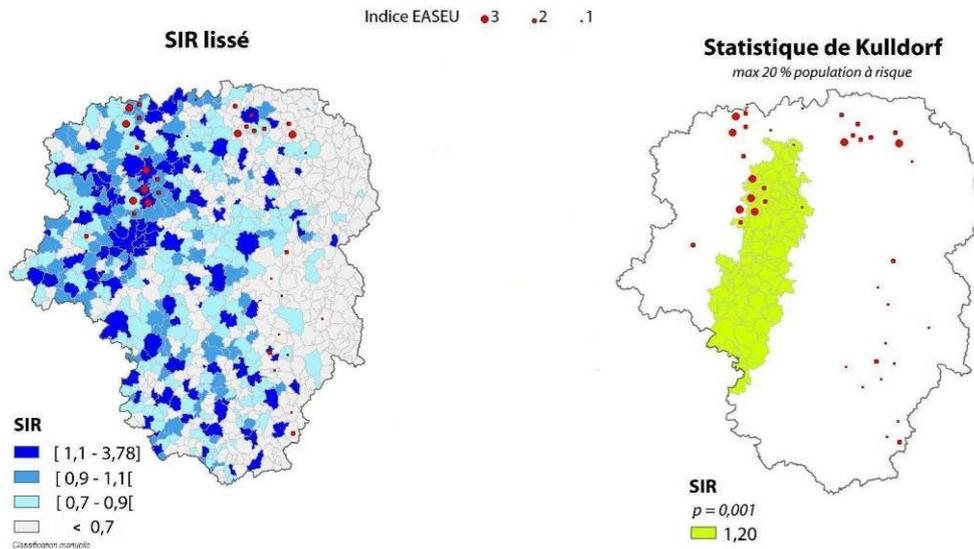
I de Moran : 0,08 (p=0,05)

Source : RGCL [1998 - 2004]  
**Effectif pris en compte : 15 332**

Taux d'incidence / 100 000 hab / an

Taux brut : 638,15 [-]  
 Taux stand. europe : 432,9 [-]  
 Taux stand. monde : [-]

Représentations spatiales



Régression de Poisson

Régression de poisson (modèle quasi poisson) multivariée ajustée sur le log de la densité de population, le revenu, et les 6 facteurs environnementaux  
 Référence sur l'indice 0

EASEU	Cas observés	Cas attendus	RR	IC 95%	Béta
0	14555	14536			référence
1	284	357	0.82	[0.64-1.05]	-0.198
2	307	275	1.07	[0.85-1.34]	0.065
3	186	164	1.27	[0.95-1.70]	0.238

Béta : coefficient de régression  
 RR : Risque relatif  
 EASEU : Exposition aux anciens sites d'exploitation d'uranium

  Valeur significative

## **Discussion et recommandations**

La méthode de veille sanitaire autour des anciens sites miniers proposée par le GT2 pour la région du Limousin est transposable à l'ensemble des sites miniers français, compte tenu des recommandations faites sur la surveillance sanitaire. Le GT2 recommande son application.

L'objectif de cette méthode est purement descriptif et ne permet pas d'établir de lien de causalité entre les risques observés et l'influence environnementale des sites miniers. Elle permet de mener une recherche d'agrégats au niveau communal pour les pathologies d'intérêt. Cette méthode met en perspective des données sanitaires avec un indicateur d'influence minière en tenant compte des indicateurs d'exposition environnementale potentiellement dangereuses pour la santé. L'application de cette méthode, présentée en détails dans le rapport GEOLAB (cf. volume 2 du rapport GT2), a pu être réalisée sur la région du Limousin.

Des développements méthodologiques pour la représentation spatiale des SIR ont été proposés par GEOLAB dans le cadre des travaux du GT2. La méthode, dite des « épacentres géographiques », s'inspire d'un lissage des SIR voisins dans une logique de lecture emboîtée d'unités spatiales socialement cohérentes. Elle cherche à pallier la variabilité des SIR estimés sur des unités spatiales de niveaux de peuplement souvent très différents. Elle permet ainsi de relativiser le poids de certaines communes isolées et qui ont un SIR significatif. Compte tenu du temps imparti pour les travaux du GT2, il n'a pas été possible de valider la méthode des épacentres géographiques. En conséquence, le GT2 ne recommande pas son application mais souligne l'intérêt de poursuivre son développement.

L'application de la méthode a montré la nécessité de mener une étude complémentaire portant sur la prise en compte des facteurs sociodémographiques. La prise en compte de ces facteurs sociodémographiques dans les régressions de poisson est en effet particulièrement importante pour l'interprétation.

Enfin, le GT2 souligne la nécessité de mener une réflexion approfondie sur l'interprétation des résultats issus d'une veille sanitaire et sur la définition de critères permettant d'en tirer des conclusions en terme de surveillance sanitaire, de pertinence d'étude épidémiologique et plus généralement d'actions de santé publique. Les experts du GT2 notent que ces critères doivent être fixés *a priori*.

# Chapitre 3 : outils d'aide à l'interprétation des résultats

## 4.1. ENVIRONNEMENT / LES NORMES DANS LE DOMAINE RADIOLOGIQUE ET CHIMIQUE

Sans que l'environnement ne soit encore inclus explicitement dans un système de radioprotection, les développements récents relatifs à la protection de l'environnement contre les rayonnements ionisants consistent à ne plus considérer l'environnement comme une voie de transfert entre la source d'émission des radionucléides et l'homme, mais comme un ensemble d'écosystèmes vivants, donc vulnérables, dont la biodiversité doit être protégée au même titre que l'espèce humaine.

Cette démarche va se dessiner progressivement et lentement sous l'impulsion d'organisations internationales ou d'autorités nationales. Le GT2 a jugé pertinent de prendre connaissance du positionnement actuel de ces organisations en termes de méthode afin de permettre une comparaison notamment avec celle qu'il a mise en œuvre. Les paragraphes suivants constituent un résumé des points principaux évoqués dans la note figurant dans le volume 2 du rapport GT2.

### 4.1.1. ENVIRONNEMENT / LES NORMES DANS LE DOMAINE RADIOLOGIQUE

Des normes internationales bien établies de contrôle des rejets ont été déterminées vis à vis de la protection du public, mais pas au regard de celle des espèces non humaines. Jusque récemment (2000), il était admis que si les êtres humains étaient bien protégés, alors "*les autres êtres vivants devaient également être suffisamment protégés*" (ICRP, 1977) ou "*les autres espèces n'étaient pas en danger*" (ICRP, 1991).

Au cours de la dernière décennie, cette position a été contestée dans certaines situations : d'une part en raison d'un intérêt mondial croissant pour le développement durable, incluant la protection de l'environnement, d'autre part après avoir identifié des situations dans lesquelles les espèces non humaines peuvent être exposées, alors que l'exposition des personnes est limitée par un accès restreint à la zone concernée, ou par d'autres mesures de protection. De nombreuses initiatives ont été prises par les autorités de radioprotection pour élargir le point de vue des approches existantes, dédiées exclusivement à la protection de l'homme, afin d'y englober la protection de l'environnement en général.

Un certain nombre de publications d'organisations internationales ou d'autorités nationales présentent un bilan des données de la littérature relatives aux effets des rayonnements sur la faune et la flore sauvages, pour en tirer des valeurs de référence (AIEA, 1992 ; UNSCEAR, 1996 ; Environment Agency, 2002 ; US-DOE, 2002 ; Environnement Canada, 2003 ; Garnier-Laplace et Gilbin, 2006 ; ICRP, 2008). Toutefois, la méthodologie employée pour obtenir ces valeurs de référence pour la protection de l'environnement, l'interprétation qui en est proposée et le niveau de protection visé (individus, populations, écosystèmes) varient d'une approche à l'autre.

La note figurant dans le volume 2 du rapport GT2 résume les programmes développés par différentes organisations internationales (AIEA, UNSCEAR, CIPR, Union européenne) ou nationales et des autorités réglementaires (USA, Canada, Royaume-Uni...) pour la protection de l'environnement contre les substances radioactives, et évalue la façon dont les critères de protection sont obtenus et appliqués.

Le tableau suivant donne quant à lui une vue d'ensemble des valeurs numériques de référence retenues par ses instances. Il est important de souligner que ces chiffres sont difficiles à comparer, car ils caractérisent différents types d'organismes, voir différents niveaux de protection.

**Tableau 27 : Résumé des valeurs numériques de référence pour la protection de l'environnement proposées par des organisations et des projets internationaux ou des autorités nationales. Débits de dose en  $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ .**

Organismes de référence	AIEA <sup>1</sup> 1992	UNSCEAR <sup>2</sup> 1996	CIPR <sup>3</sup> 2008	USDoE <sup>4</sup> 2002	Env. Canada <sup>5</sup> 2003	ERICA <sup>6</sup> 2006	PROTECT <sup>7</sup> 2008
Terrestre							10
Plantes	400	400		400	100	10	70
Référence : pin			4-40				
Référence : herbes sauvages			40-400				
Animaux	40	40		40		10	
Mammifères					100		2
Référence : cervidés			4-40				
Référence : rat			4-40				
Oiseaux					100		2
Référence : canard			4-40				
Invertébrés					200		200
Référence : abeille			400-4000				
Référence : ver de terre			400-4000				
Aquatique	400	400		400		10	10
Organismes d'eau douce							
Macrophytes					100		200
Algues					100		200
Invertébrés benthiques					200		200
Référence : grenouille			4-40				
Poissons					20		2
Référence : truite			40-400			10	
Organismes marins							
Référence : algue brune			40-400				
Référence : crabe			400-4000				
Référence : poisson plat			40-400				

Signification des valeurs numériques:

AIEA - Valeurs de référence résultant d'un jugement d'expert après revue de littérature. Plantes: il semblerait que des effets nuisibles à long terme soient peu probables sur les communautés végétales pour lesquelles le débit de dose maximal est de l'ordre de  $400 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$  ou moins. Animaux terrestres: des débits de dose chroniques de  $40 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$  ou moins ne provoqueront probablement pas de changements observables dans les populations d'animaux terrestres. Animaux aquatiques: une limitation du débit de dose pour les individus les plus exposés dans la population à moins de  $400 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$  assurerait une protection adéquate de la population;

UNSCEAR - Valeurs de référence résultant d'un jugement d'expert après revue de littérature. Plantes : des débits de dose chroniques inférieurs à  $400 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$  auraient des effets, certes légers, sur les plantes sensibles, mais n'auraient probablement pas d'effets préjudiciables mesurables sur la grande majorité des plantes présentes dans les communautés végétales naturelles. Mammifères : des débits de dose de  $400 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$  reçus par l'individu le plus exposé affecteraient sérieusement la mortalité. Pour des débits de dose d'un ordre de grandeur inférieur ( $40-100 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$ ), la même constatation pourrait être faite pour les effets sur la reproduction. Organismes aquatiques: des débits de dose maximaux de  $400 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$  reçus par une petite proportion des individus, et par conséquent une moyenne de débit de dose inférieure pour les organismes restants, n'auraient aucun effet nuisible au niveau de la population.

CIPR - "niveaux de référence dérivés pour considération" (DCRL, Derived Consideration Reference Level), destinés à servir de points de référence pour évaluer les effets potentiels des rayonnements ionisants sur les organismes non humains. Ce faisant, la CIPR a rassemblé les informations disponibles pour les diverses catégories d'organismes. Lors de la dérivation des DCRL, un jugement d'expert a été utilisé.

USDOE - voir AIEA et UNSCEAR. Les valeurs sont censées protéger des groupes ciblés d'organismes et pas des écosystèmes.

Env. Canada - Après revue de littérature, les valeurs critiques de toxicité (CTV, Critical Toxicity Value) sont identifiées. A partir de ces valeurs on obtient les ENEV en utilisant des facteurs d'application appropriés.

ERICA et PROTECT - Estimation par la méthode SSD (Species Sensitivity Distribution) des débits de dose en dessous desquels 95 % des espèces dans l'écosystème aquatique/terrestre devraient être protégées (HDR<sub>5</sub>). Le HDR<sub>5</sub> a été dérivé dans ERICA en utilisant des données ERD<sub>10</sub> (débit de dose correspondant à 10 % d'effet) (24 données) sur la mortalité, la morbidité et la reproduction. PROTECT a seulement considéré des données sur la reproduction (20 données). PROTECT a aussi dérivé des valeurs de protection pour des groupes d'organismes : plantes (4 données), invertébrés (9) et vertébrés (7).

Les valeurs seuils génériques des projets ERICA et PROTECT sont destinées à protéger la totalité d'écosystèmes génériques (tous les groupes d'organismes), alors que l'approche d'Environnement Canada et de la CIPR suggère des valeurs pour des groupes ciblés d'organismes, comme les poissons. Certaines des valeurs de référence indiquées par l'AIEA et l'UNSCEAR font référence à l'individu le plus exposé plutôt qu'à la population toute entière, ce qui semble contraster avec les autres approches.

Les débits de dose les plus faibles indiqués par chaque approche sont à peu près comparables : 4-40, 10, 20 et 40  $\mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$  pour la CIPR, les projets ERICA et PROTECT, Environnement Canada et l'AIEA/l'UNSCEAR, respectivement. Cependant, les diverses approches ne convergent pas quant aux groupes d'organismes identifiés comme les plus radiosensibles ni sur les valeurs des débits de dose protégeant un même groupe d'organismes.

La valeur retenue par le GT2 est celle issue du programme européen ERICA, à savoir 10  $\mu\text{Gy}/\text{h}$  ; cette valeur de screening ayant été établie avec pour objectif de protéger les écosystèmes. Elle semble conservative et son utilisation dans le cadre d'un screening est donc justifiée.

#### 4.1.2. ENVIRONNEMENT / LES NORMES DANS LE DOMAINE CHIMIQUE (U)

La note figurant dans le volume 2 du rapport GT2 passe également en revue les approches pour l'établissement de valeurs repères pour l'uranium en vue de protéger les espèces non humains. Les approches développées par le Canada et l'Australie sont détaillées (cf. Tableau 28).

Tableau 28 : Valeurs pour l'uranium pour la protection de l'environnement aquatique en vigueur au Canada et à l'Australie

	Espèces	Benchmark
Canada	Poisson (< 100 mg L <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> )	280 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
	Plancton (< 100 mg L <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> )	11 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
	Plancton (> 100 mg L <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> )	218 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
	Invertébrés benthique	104 mg.kg <sup>-1</sup> poids sec sédiment
Australia	Ecosystème aquatique de Magela Creek	Focus : 0,3 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
		Action : 0,9 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
		Limite : 6 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

La valeur retenue par le GT2 de 3.2  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  établie avec pour objectif de protéger les écosystèmes semble donc conservative et son utilisation dans le cadre d'un screening est donc justifiée.

A titre de comparaison, sont présentées également les normes en vigueur pour l'eau potable. Les directives de l'OMS (2004) spécifient une valeur de directive provisoire de  $15 \mu\text{g.L}^{-1}$ . La norme pour l'eau potable est de  $20 \mu\text{g.L}^{-1}$  au Canada (Santé Canada, 2008) et en Australie (Jones et coll., 2006) et de  $30 \mu\text{g.L}^{-1}$  aux USA (USEPA, 2005). À l'heure actuelle, il n'a pas été imposé de limites législatives européennes pour l'uranium dans l'eau potable. La Directive Européenne (98/83/CE) stipule que les radionucléides à émissions alpha dépassant  $0,1 \text{ Bq.L}^{-1}$  doivent être examinés pour voir si une éventuelle action corrective est requise.

Il est clair que les normes d'eau potable sont moins strictes que les directives proposées pour la protection des biotes non humains.

La circulaire du 7 mai 2007 DCE/23 définit les "normes de qualité environnementale provisoires (NQEp)" des 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau.

La somme de la NQEp et du bruit de fond géochimique représente la concentration maximale admissible par le milieu. L'estimation de la concentration du bruit de fond géochimique est basée sur la meilleure information disponible relative à la concentration dans le même type de milieu naturel soumis à une faible pression anthropique. La valeur de la NQEp pour l'uranium et les eaux est de l'ordre de  $0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$  (concentration dissoute après filtration à  $0,45 \mu\text{m}$ ).

Cette valeur est du même ordre de grandeur que la PNEC estimée par le GT2 en tenant compte des espèces chimiques biodisponibles (Beaugelin-Seiller et al., 2009). Cela signifie que la NQEp correspond à une situation de très forte biodisponibilité de l'uranium. De ce fait, elle peut être extrêmement protectrice, vu le domaine de variation des caractéristiques des cours d'eau. Elle est également du même ordre de grandeur que la PNEC préconisée par l'Ineris pour une évaluation déterministe du risque associé à la toxicité chimique de l'uranium.

## 4.2. POPULATION / LES NORMES DE BASE EN RADIOPROTECTION

### 4.2.1. INTRODUCTION

Dès la découverte des rayons X, par Wilhelm Conrad Röntgen en 1895, et celle de la radioactivité, par Henry Becquerel en 1896, les conséquences néfastes des radiations ionisantes vont se révéler très vite.

Les premiers cancers radio-induits expérimentaux (d'abord chez la souris) seront décrits en 1910. Quand à l'action mutagène des radiations, elle sera initialement établie par H. Muller en 1927 à partir de ses travaux sur les chromosomes de la drosophile.

Malgré cela, les actions nocives des radiations ionisantes, que l'on commence à décrire dans la littérature, s'estompent largement devant l'immense intérêt scientifique et médical en plein développement. Il faudra attendre environ 15 ans pour que des sociétés savantes allemandes (1913) puis britanniques (1915) reconnaissent officiellement les dangers des Rayons X.

En 1928, le 2<sup>nd</sup> Congrès international de Radiologie donne naissance au « *Comité international de protection contre les Rayons X et le Radium* » qui deviendra par la suite la *Commission Internationale de Protection Radiologique*, l'actuelle CIPR dont les recommandations inspirent très largement les réglementations nationales et internationales. A l'issue de ce congrès seront promulguées les premières restrictions concernant les professions médicales.

En France, le premier texte réglementaire en radioprotection fera l'objet d'un décret publié le 5 décembre 1934 (qui sera suivi par deux arrêtés en date du 26 décembre 1934).

Depuis cette date de 1934 où seront promulguées les premières valeurs limites d'exposition pour les travailleurs, celles-ci ne cesseront d'évoluer dans le sens d'une réduction de ces valeurs en relation avec l'acquisition des nouvelles connaissances sur l'action des radiations.

Jusqu'au tout début des années 50, les limites proposées ne visaient qu'à empêcher l'apparition d'effets déterministes. Pour ce type de détriment, il était postulé l'existence de seuils d'innocuité. De même, le consensus général était qu'une augmentation du risque de cancer radio-induit ne pouvait survenir qu'après une exposition à de fortes doses.

Mais on va avoir les premières indications de l'excès de leucémies parmi les survivants de Hiroshima-Nagasaki dès le début des années 50.

Le tournant surviendra en 1955 où la notion de seuil est rejetée. Certains effets sont admis comme « *irréversibles et cumulatifs* » [ICRP, 1955]. Les « *doses maximales autorisées* » sont construites par comparaison avec d'autres sources de risques. Cette année-là, la CIPR s'exprimait ainsi : « *puisque aucun niveau de radiation au-dessus du bruit de fond naturel ne peut être observé comme absolument sans danger, le problème est de choisir un niveau pratique qui, à la lumière des connaissances actuelles, implique un risque négligeable* ».

Les effets génétiques ne seront pas plus pris en compte durant toutes ces décennies car seuls des individus (professionnels) étaient susceptibles d'être exposés. Mais la prise de conscience va intervenir quand de larges fractions de populations vont être victimes de retombées radioactives conséquences d'abord des bombes atomiques sur Hiroshima et Nagasaki mais aussi des retombées des essais nucléaires sur les habitants des îles Marshall (pacifique sud) dans le milieu des années 50. Les premières limites pour le public seront établies en relation avec ce risque pressenti.

La limite de dose annuelle de 50 mSv pour les travailleurs, définie dans le milieu des années 50, a été conservée jusqu'en 1990, année où elle a été abaissée à 20 mSv par an en moyenne, sur la base de la révision du risque d'effets stochastiques estimé à partir des études sur les survivants aux bombes atomiques d'Hiroshima-Nagasaki. La CIPR-60 constitue un changement important.

Les valeurs limites sont aujourd'hui réduites d'un facteur 30 par rapport à celles instituées à l'origine (voire d'un facteur 50 par rapport aux premières restrictions).

Les avant-dernières recommandations de la CIPR (1990) - dont la prise en compte des trois principes fondamentaux dans la directive européenne du 13 mai 1996 - seront traduites en droit français par l'ordonnance du 28 mars 2001 et inscrites dans le Code de la Santé Publique modifié en avril 2002.

La CIPR publie régulièrement chaque année des « annales de la CIPR » où peuvent apparaître des propositions en matière de radioprotection (y compris des valeurs de référence) mais elle produit aussi une publication « majeure », environ tous les 15 ans, laquelle inspire fortement les instances internationales et nationales en charge d'élaborer les dispositifs réglementaires. Après les documents fondateurs de 1977 (ICRP-26) et 1990 (ICRP-60), la CIPR vient de publier, en 2007, un nouveau texte majeur (la CIPR-103).

#### **4.2.2. L'ELABORATION DES REGLES EN RADIOPROTECTION**

Lorsque l'on évoque des questions de radioprotection, la CIPR est très souvent mise en avant. Cependant, les fondements même (bases biologiques de la radioprotection), les concepts, les recommandations, les textes normatifs, les grandeurs et unités en radioprotection et finalement les dispositions réglementaires reposent sur l'implication d'un grand nombre d'instances internationales (le plus souvent) ou nationales. Leur histoire et leur positionnement peuvent être très éloignés mais toutes ces structures vont concourir de façon plus ou moins importante à l'élaboration du système de radioprotection (cf. Figure 31).

Parmi ces acteurs, on peut citer notamment :

- La Radiation Effects Research Foundation (RERF) ;
- Le United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiations (UNSCEAR) ;
- Le comité BEIR (*Biological Effects of Ionizing Radiation*) de l'Académie des Sciences US ;
- L'International Commission on Radiation Units and Measurements (ICRU) ;
- L'Agence Internationale de l'Energie Atomique de Vienne (AIEA) qui est une agence de l'ONU ;
- La commission du Codex Alimentarius ;
- L'Organisation Internationale du Travail (OIT) ;
- Le Committee of Radiation Protection and Public Health de l'AEN/OCDE ;
- L'International Radiation Protection Association (IRPA) ;
- L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) qui vient de publier (septembre 2009) un nouveau rapport sur le radon recommandant notamment un abaissement des niveaux nationaux de référence à 100 Bq/m<sup>3</sup>.

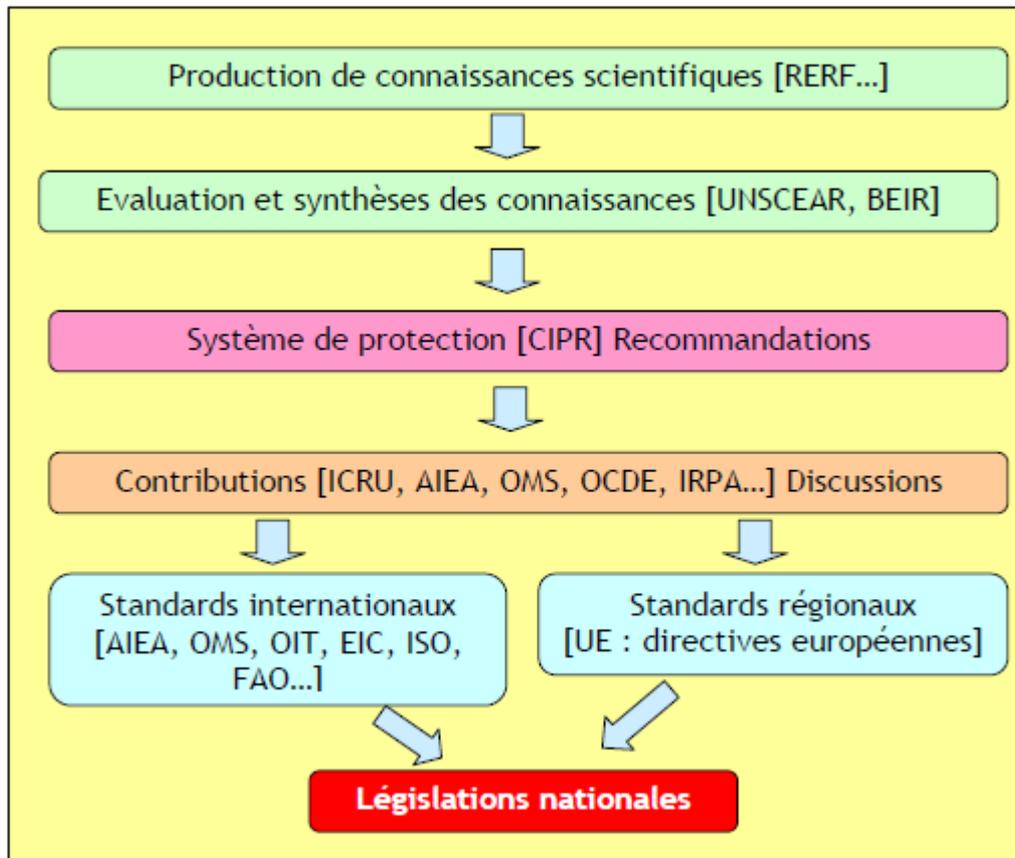


Figure 31 : Elaboration du système de radioprotection

Les recommandations émises par la CIPR imprègnent les réglementations nationales. En Europe, l'élaboration de directives Euratom constitue une étape intermédiaire. Un délai de l'ordre de 10 ans est constaté entre l'édition de ces recommandations et leur traduction réglementaire. Si, en outre, on observe l'actualisation des connaissances scientifiques significatives ayant sous-tendu de nouvelles recommandations, la temporalité pour leur traduction réglementaire est d'environ une quinzaine d'années. Les témoins de cette information scientifique peuvent légitimement éprouver une certaine impatience.

### 4.2.3. L'ACTION NEFASTE DES RADIATIONS IONISANTES

A travers leur parcours dans la matière, les radiations ionisantes cèdent progressivement leur énergie en produisant des ionisations (d'où le qualificatif attaché au terme de radiation) et des excitations. Selon la nature des radiations en cause, ce phénomène d'interaction rayonnement/matière peut être directe (cas des particules chargées telles que les électrons, les particules bêta ou alpha, les protons, les ions...) ou indirect (cas des rayonnements gamma, des rayons X ou des neutrons).

Le fait d'arracher un électron à une molécule (créant ainsi une paire d'ions) constitue l'événement physique initial quasi instantané ( $10^{-15}$  seconde) qui sera à la base d'effets biologiques observables ou non.

Les radiations ionisantes agissent ainsi suivant deux voies d'action dont la contribution respective aux effets biologiques radio-induits reste l'objet d'un débat scientifique :

- l'*effet direct* qui se traduit par des ruptures dans les liaisons covalentes, ce qui signifie qu'elles « cassent » des molécules qui perdent alors leur activité biologique. Ainsi de telles cassures sur des molécules d'ADN conduiront soit à des altérations de gènes, soit à des délétions ou aberrations chromosomiques (pouvant entraîner la mort de la cellule).

- l'*effet indirect* qui conduit à la production de radicaux libres (espèces chimiquement toxiques) à partir de la radiolyse de molécules d'eau (le constituant majeur de tout élément vivant). L'action prépondérante de ces espèces radicalaires sur l'ADN constituera des lésions chimiques potentiellement mutagènes et/ou cancérogènes.

Ces deux modes d'action signifient concrètement qu'une cellule vivante ne peut être altérée que si elle est la cible même de l'action de radiations. De fait, au cours de la dernière décennie, des travaux importants en radiobiologie remettent en cause ce dogme. En effet des développements biotechnologiques ont permis de mettre en évidence des lésions radio-induites au sein de cellules voisines non irradiées (effet bystander) ou dans la descendance d'une cellule irradiée mais non affectée (instabilité génomique). Ces travaux constituent actuellement un réel engouement en matière de recherche.

Les rayonnements ionisants agissent au hasard. Aussi, au sein d'une cellule, toute molécule peut être la cible de leur action. Cependant, en raison du rôle central du patrimoine génétique dans le fonctionnement cellulaire, les lésions portées sur l'ADN seront responsables de l'essentiel des dégâts biologiques observés. Bien qu'ils induisent dans la matière irradiée des événements initiaux (ionisations, excitations) pratiquement instantanés, les conséquences pathologiques éventuelles peuvent n'apparaître que plusieurs années ou décennies plus tard (risque cancérogène), voire dans la descendance (risque génétique).

Certes, des mécanismes de réparation existent et une cellule altérée peut « se débarrasser » d'anomalies radio-induites. Dans d'autres situations, l'anomalie n'est pas réparée ou elle est mal réparée ce qui conduira à une cellule toujours vivante mais comportant une (ou des) mutation(s) susceptible(s) de s'exprimer tardivement : risque de cancers ou d'effets génétiques qui définissent les « effets stochastiques ». Enfin, lorsque les doses sont élevées, les dégâts induits dans une cellule sont tels qu'ils entraînent la mort de la cellule par nécrose. Quand, dans un tissu ou organe, un grand nombre de cellules sont ainsi atteintes, c'est le tissu même ou l'organe qui est alors gravement affecté : on parle alors « d'effets déterministes ». Ce sont ces effets déterministes qui sont recherchés en radiothérapie.

#### **4.2.4. NOTION DE DOSE ET EVALUATION DES EXPOSITIONS**

La notion de dose a beaucoup évolué au cours du temps et notamment depuis le début du siècle dernier où l'on a commencé par tenter de définir la dose reçue ne fonction d'effets chimiques (colorimétrique), d'effets physiques (phosphorescence et fluorescence) ou encore à partir des effets biologiques (dose-érythème, indice de mortalité des drosophiles).

##### **Grandeurs physiques**

L'interaction d'un rayonnement dans la matière conduit en fait à un dépôt d'énergie dans cette matière. Sur son parcours, une radiation créera en moyenne une paire d'ions pour un dépôt d'énergie de 33 eV (électron-volt). Ainsi, une particule alpha de 5,3 MeV (millions d'eV) générera plus de 150 000 paires d'ions sur un parcours de 40  $\mu\text{m}$  dans les tissus.

Cette dose physique – principale grandeur réellement mesurable – est exprimée par la notion de dose absorbée.

**La DOSE ABSORBÉE (D)** est la quantité d'énergie cédée (par les radiations) par unité de masse de matière irradiée. Son unité est le Gray (Gy) et 1 Gy équivaut à 1 Joule/kg.

Comme grandeur physique, la dose absorbée est spécifiée en tout point de la matière. Mais, pour les besoins de la radioprotection, ce dépôt d'énergie est moyenné dans un volume de tissu donné. Une

approche vraisemblablement acceptable dans les cas d'exposition à des rayonnements externes pénétrants (gamma, RX, neutrons...) mais tout à fait discutable (et discutée) dans le cas d'expositions internes à des rayonnements de haut transfert linéique d'énergie (alpha...) ou à des éléments (émetteurs bêta de faible énergie ou d'électrons Auger) présentant une affinité pour l'ADN.

D'autres grandeurs physiques sont également utilisées dans le domaine de la métrologie du milieu ambiant. Il s'agit notamment de la **FLUENCE** et du **KERMA**.

### **Grandeurs en radioprotection**

Cependant, la relation entre la dose absorbée et l'effet biologique (ici la probabilité d'apparition d'effets stochastiques) n'est pas unique. La notion de dose biologique tient compte, d'une part, de la nature des rayonnements impliqués et, d'autre part, de la manière dont la dose est délivrée à un individu. Elle est donc le résultat d'un calcul faisant intervenir des facteurs de pondération.

L'ICRU et la CIPR définissent les grandeurs suivantes :

**La DOSE EQUIVALENTE ( $H_T$ )** qui est le produit de la dose absorbée (dans un tissu ou un organe) par un facteur de pondération pour les rayonnements,  $w_R$ , qui tient compte de la nature de ces rayonnements.

Son unité est le Sievert (Sv). Si on est en présence d'un seul type de rayonnement, la relation simple est :  $1 \text{ Sv} = 1 \text{ Gy} \times w_R$ .

**La DOSE EFFICACE ( $E$ )** est la somme des doses équivalentes pondérée dans tous les tissus et organes du corps par le facteur de pondération tissulaire  $w_T$  correspondant.

Ce facteur de pondération  $w_T$  représente donc la contribution relative d'un organe ou d'un tissu au détriment total dû aux effets qui résulteraient d'une irradiation uniforme de tout le corps.

**La DOSE EFFICACE ENGAGÉE [ $E(\tau)$ ]** représente la dose efficace qui sera reçue pendant un temps d'intégration  $\tau$  au niveau d'un organe, d'un tissu ou de l'organisme entier, par suite de l'incorporation de radionucléide(s). Si  $\tau$  n'est pas précisé, la valeur sera implicitement de 50 ans pour les adultes et de 70 ans pour les enfants.

Les grandeurs dosimétriques évoquées précédemment se rapportent à l'exposition d'un individu. On parle alors de dose individuelle. Pour des groupes de travailleurs ou des populations exposées, la CIPR a proposé dès 1977 une autre grandeur appelée dose collective (ou, plus récemment, dose efficace collective).

**La DOSE EFFICACE COLLECTIVE ( $S$ )** est la somme des doses individuelles ( $E$ ) de l'ensemble d'une population ( $P$ ), exposée à une source, ou d'un groupe de travailleurs, exposé à une opération, durant une période de temps déterminée. Son expression est en homme.sievert (h.Sv).

### **Grandeurs opérationnelles**

A côté des grandeurs en radioprotection, l'ICRU et la CIPR définissent des « grandeurs opérationnelles » pour la surveillance des zones et des individus en regard de l'irradiation externe. Ces grandeurs sont :

- L'équivalent de dose ambiant ;
- L'équivalent de dose directionnelle ;
- L'équivalent de dose personnelle.

Ces grandeurs sont mesurables par des détecteurs de rayonnements externes ou par des dosimètres.

## Les modèles biocinétiques

Pour évaluer la dose reçue par une personne lors d'une exposition interne (ce qui s'avère plus complexe que pour l'évaluation de l'exposition externe) la CIPR a défini d'autres grandeurs en radioprotection.

Ces grandeurs reposent sur des modèles bio cinétiques traduisant le comportement et le devenir dans le corps humain de substances radioactives incorporées (par voie inhalation et/ou par voie ingestion). Là encore, il convient de quantifier l'énergie déposée dans des tissus ou organes concernés par le transfert ou le stockage d'une ou de plusieurs substances radioactives. Le temps de séjour d'une substance radioactive dans un tissu ou organe donné sera déterminant. Il est fonction à la fois de la période physique du radioélément en cause et de la période biologique de cette substance (dépendant de sa forme chimique).

Le cheminement possible dans l'organisme d'un composé radioactif est fonction de son mode d'introduction. Dans chaque cas, la répartition est directement liée au caractère transférable ou non de la substance, lui-même déterminé par la forme physico-chimique et par le rôle physiologique de cette substance.

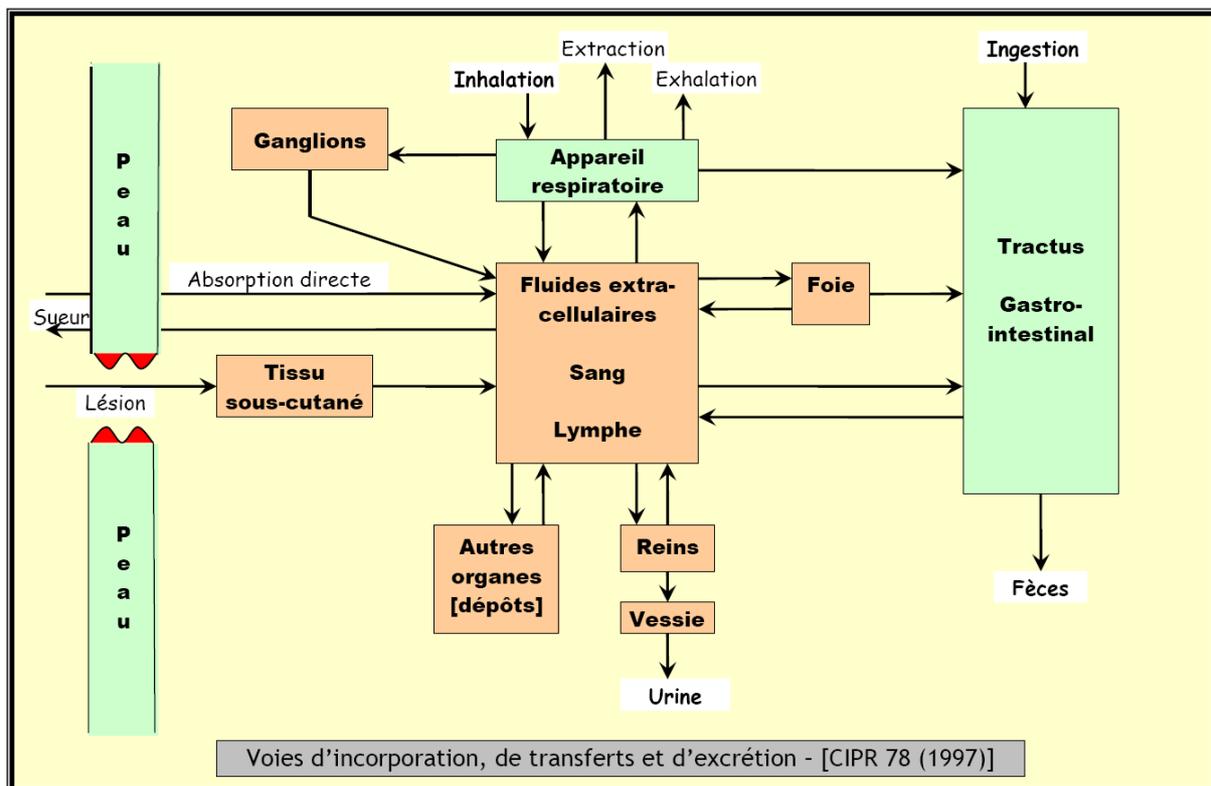


Figure 32 : Voies d'incorporation, de transfert et d'excrétion des substances radioactives dans l'organisme [ICRP, 1997]

Par définition, les substances non transférables ne participent pas aux mécanismes biologiques et franchissent faiblement les barrières biologiques, tandis que les substances transférables, dès qu'elles sont introduites, sont absorbées et atteignent rapidement un ou plusieurs organes qu'on appelle « organes cibles ».

La CIPR-78 (1997) propose le schéma général (cf. Figure 32) pour traduire les voies d'incorporation, de transfert et d'excrétion des substances radioactives dans l'organisme.

Ce schéma général se décline en schémas spécifiques propre à un ou plusieurs radionucléides.

## L'évaluation de l'exposition interne

Depuis 1990, pour l'évaluation de l'exposition interne, la CIPR propose une nouvelle approche basée sur l'emploi de coefficients de doses efficaces engagées par unité d'incorporation (DPUI) en substitution des pratiques précédentes qui s'appuyaient sur les limites annuelles d'incorporation (LAI) et les limites dérivées des concentrations dans l'air (LDCA).

La dose efficace engagée constitue donc l'exposition interne  $E_{\text{interne}}$  qui est déterminée par le calcul suivant :

$$E_{\text{interne}} = \sum_j h(g)_{j,\text{ingéré}} A_{j,\text{ingéré}} + \sum_j h(g)_{j,\text{inhalé}} A_{j,\text{inhalé}}$$

Pour un travailleur exposé ou un membre du public appartenant au groupe d'âge  $g$  :

- ↳  $h(g)_{j,\text{ingéré}}$  et  $h(g)_{j,\text{inhalé}}$  sont les coefficients de doses efficaces engagées par unité d'incorporation du radionucléide  $j$  (exprimées en Sv.Bq<sup>-1</sup>) ingéré ou inhalé par un individu du groupe d'âge  $g$  ;
- ↳  $A_{j,\text{ingéré}}$  et  $A_{j,\text{inhalé}}$  sont respectivement les activités incorporées par ingestion ou par inhalation du radionucléide  $j$  (exprimées en Bq).

Si la méthode antérieure (LAI, LDCA) présentait l'avantage d'être plus opérationnelle sur le terrain pratique de la radioprotection, le grand intérêt de cette nouvelle approche est de prendre en compte des classes d'âge différentes (la CIPR retient 5 classes d'âge).

Pour illustration, le tableau suivant (Tableau 29) fournit des exemples de DPUI pour quelques radionucléides d'intérêt dans le cadre des travaux du GEP-Mines. De tels outils sont employés par le GT2 pour procéder, selon divers scénarios, à l'évaluation de l'impact dosimétrique résultant de l'ancienne exploitation de mines d'uranium en Limousin.

Tableau 29 : Exemples de valeurs de D.P.U.I. (pour le public)

Dose efficace engagée par unité incorporée (par ingestion ou par inhalation) pour la population [en Sv.Bq <sup>-1</sup> ]					
Isotope	Période	Voie	≤ 1 an	2-7 ans	≥ 17 ans
<sup>238</sup> U	4,47.10 <sup>9</sup> a	Ingestion	3,4.10 <sup>-7</sup>	1,2.10 <sup>-7</sup>	4,5.10 <sup>-8</sup>
<sup>238</sup> U	4,47.10 <sup>9</sup> a	Inhalation (M)	1,2.10 <sup>-5</sup>	9,4.10 <sup>-6</sup>	2,9.10 <sup>-6</sup>
<sup>235</sup> U	7,04.10 <sup>8</sup> a	Ingestion	3,5.10 <sup>-7</sup>	1,3.10 <sup>-7</sup>	4,7.10 <sup>-8</sup>
<sup>235</sup> U	7,04.10 <sup>8</sup> a	Inhalation (M)	1,3.10 <sup>-5</sup>	1,0.10 <sup>-5</sup>	3,1.10 <sup>-6</sup>
<sup>234</sup> U	2,44.10 <sup>5</sup> a	Ingestion	3,7.10 <sup>-7</sup>	1,3.10 <sup>-7</sup>	4,9.10 <sup>-8</sup>
<sup>234</sup> U	2,44.10 <sup>5</sup> a	Inhalation (M)	1,5.10 <sup>-5</sup>	1,1.10 <sup>-5</sup>	3,5.10 <sup>-6</sup>
<sup>231</sup> Pa	3,27.10 <sup>4</sup> a	Ingestion	1,3.10 <sup>-5</sup>	1,3.10 <sup>-6</sup>	7,1.10 <sup>-7</sup>
<sup>231</sup> Pa	3,27.10 <sup>4</sup> a	Inhalation (M)	2,2.10 <sup>-4</sup>	2,3.10 <sup>-4</sup>	1,4.10 <sup>-4</sup>
<sup>234</sup> Th	24,1 j	Ingestion	4,0.10 <sup>-8</sup>	2,5.10 <sup>-8</sup>	3,4.10 <sup>-9</sup>
<sup>234</sup> Th	24,1 j	Inhalation (M)	3,9.10 <sup>-8</sup>	2,9.10 <sup>-8</sup>	6,6.10 <sup>-9</sup>
<sup>232</sup> Th	1,40.10 <sup>10</sup> a	Ingestion	4,6.10 <sup>-6</sup>	4,5.10 <sup>-7</sup>	2,3.10 <sup>-7</sup>
<sup>232</sup> Th	1,40.10 <sup>10</sup> a	Inhalation (M)	8,3.10 <sup>-5</sup>	8,1.10 <sup>-5</sup>	4,5.10 <sup>-5</sup>
<sup>231</sup> Th	1,06 j	Ingestion	3,9.10 <sup>-9</sup>	2,5.10 <sup>-9</sup>	3,4.10 <sup>-10</sup>
<sup>231</sup> Th	1,06 j	Inhalation (M)	2,2.10 <sup>-9</sup>	1,6.10 <sup>-9</sup>	3,1.10 <sup>-10</sup>
<sup>230</sup> Th	7,70.10 <sup>4</sup> a	Ingestion	4,1.10 <sup>-6</sup>	4,1.10 <sup>-7</sup>	2,1.10 <sup>-7</sup>
<sup>230</sup> Th	7,70.10 <sup>4</sup> a	Inhalation (M)	7,7.10 <sup>-5</sup>	7,4.10 <sup>-5</sup>	4,3.10 <sup>-5</sup>
<sup>227</sup> Th	18,7 j	Ingestion	3,0.10 <sup>-7</sup>	7,0.10 <sup>-8</sup>	8,8.10 <sup>-9</sup>
<sup>227</sup> Th	18,7 j	Inhalation (M)	3,2.10 <sup>-5</sup>	2,5.10 <sup>-5</sup>	8,5.10 <sup>-6</sup>
<sup>227</sup> Ac	21,8 a	Ingestion	3,3.10 <sup>-5</sup>	3,1.10 <sup>-6</sup>	1,1.10 <sup>-6</sup>
<sup>227</sup> Ac	21,8 a	Inhalation (M)	5,7.10 <sup>-4</sup>	5,5.10 <sup>-4</sup>	2,2.10 <sup>-4</sup>
<sup>226</sup> Ra	1,60.10 <sup>3</sup> a	Ingestion	4,7.10 <sup>-6</sup>	9,6.10 <sup>-7</sup>	2,8.10 <sup>-7</sup>
<sup>226</sup> Ra	1,60.10 <sup>3</sup> a	Inhalation (M)	1,5.10 <sup>-5</sup>	1,1.10 <sup>-5</sup>	3,5.10 <sup>-6</sup>
<sup>223</sup> Ra	11,4 j	Ingestion	5,3.10 <sup>-6</sup>	1,1.10 <sup>-6</sup>	1,0.10 <sup>-7</sup>
<sup>223</sup> Ra	11,4 j	Inhalation (M)	2,8.10 <sup>-5</sup>	2,1.10 <sup>-5</sup>	7,4.10 <sup>-6</sup>
<sup>210</sup> Po	138 j	Ingestion	2,6.10 <sup>-5</sup>	8,8.10 <sup>-6</sup>	1,2.10 <sup>-6</sup>
<sup>210</sup> Po	138 j	Inhalation (M)	1,5.10 <sup>-5</sup>	1,1.10 <sup>-5</sup>	3,3.10 <sup>-6</sup>
<sup>214</sup> Bi	0,332 h	Ingestion	1,4.10 <sup>-9</sup>	7,4.10 <sup>-10</sup>	1,1.10 <sup>-10</sup>
<sup>214</sup> Bi	0,332 h	Inhalation (M)	8,7.10 <sup>-8</sup>	6,1.10 <sup>-8</sup>	1,4.10 <sup>-8</sup>
<sup>210</sup> Bi	5,01 j	Ingestion	1,5.10 <sup>-8</sup>	9,7.10 <sup>-9</sup>	1,3.10 <sup>-9</sup>
<sup>210</sup> Bi	5,01 j	Inhalation (M)	3,9.10 <sup>-7</sup>	3,0.10 <sup>-7</sup>	9,3.10 <sup>-8</sup>
<sup>214</sup> Pb	0,447 h	Ingestion	2,7.10 <sup>-9</sup>	1,0.10 <sup>-9</sup>	1,4.10 <sup>-10</sup>
<sup>214</sup> Pb	0,447 h	Inhalation (M)	6,4.10 <sup>-8</sup>	4,6.10 <sup>-8</sup>	1,4.10 <sup>-8</sup>
<sup>211</sup> Pb	0,601 h	Ingestion	3,1.10 <sup>-9</sup>	1,4.10 <sup>-9</sup>	1,8.10 <sup>-10</sup>
<sup>211</sup> Pb	0,601 h	Inhalation (M)	6,2.10 <sup>-8</sup>	4,5.10 <sup>-8</sup>	1,1.10 <sup>-8</sup>
<sup>210</sup> Pb	22,3 a	Ingestion	8,4.10 <sup>-6</sup>	3,6.10 <sup>-6</sup>	6,9.10 <sup>-7</sup>
<sup>210</sup> Pb	22,3 a	Inhalation (M)	5,0.10 <sup>-6</sup>	3,7.10 <sup>-6</sup>	1,1.10 <sup>-6</sup>

Nota 1 : afin d'alléger le tableau, les classes d'âge 7-12 ans et 12-17 ans n'ont pas été rapportées.

Nota 2 : Pour la voie inhalation, le type M pris en exemple représente une forme physico-chimique du radionucléide dont la vitesse d'absorption dans le sang est modérée.

Nota 3 : il n'existe pas de DPUI pour les isotopes du radon (voir note figurant dans le volume 2 du rapport GT2).

#### 4.2.5. LES CONCEPTS ET LES PRINCIPES DE LA CIPR

Il convient de souligner que les dispositions réglementaires en vigueur en France découlent des recommandations exprimées par la CIPR-60 (publiée en 1991). C'est la raison pour laquelle nous insistons sur ce document cadre dans le présent chapitre. Pour autant, il apparaît utile de présenter brièvement la récente CIPR-103 (2007) dans la mesure où celle-ci entraînera des évolutions du système réglementaire à moyen terme<sup>24</sup>.

##### Concepts et principes introduits par la CIPR-60

La CIPR-60 a rencontré un écho important, y compris au sein du public. Certes, parce qu'elle a conduit à une réduction significative des limites annuelles d'exposition mais aussi parce que la Commission a voulu concevoir un système général de protection radiologique censé couvrir toutes les situations d'exposition. Ainsi, et c'est tout à fait novateur, les recommandations de la CIPR vont également intégrer dans le champ de la radioprotection des situations d'exposition à la radioactivité naturelle (vols aériens, radioactivité naturelle renforcée, radon...) ainsi que l'exposition des patients lors d'examens médicaux.

Les directives européennes 96/29/EURATOM et 97/43/EURATOM intégreront ces nouvelles recommandations au sein de leurs dispositions réglementaires.

Dans cette approche globale, la CIPR distingue deux types de situations :

- Les « **pratiques** » correspondant à des activités humaines conduisant à accroître l'exposition totale aux rayonnements ionisants ;
- Les « **interventions** » couvrant les activités visant à la réduction de l'exposition.

Parmi les pratiques, la Commission distingue 3 catégories d'expositions : les expositions professionnelles, les expositions médicales et l'exposition du public (qui comprend toutes les autres expositions).

Au chapitre des interventions, la CIPR retient les situations d'exposition existante (i.e. un territoire contaminé) et les situations d'urgence radiologique (accident nucléaire ou acte de malveillance).

Le système de protection radiologique recommandé par la CIPR **pour les pratiques** existantes ou envisagées est basé sur les trois principes fondamentaux suivants :

1. **Le principe de justification** d'une pratique. Aucune pratique impliquant des expositions aux rayonnements ionisants ne doit être adoptée à moins qu'elle n'apporte un avantage suffisant, aux individus exposés ou à la société, qui contrebalance le détriment radiologique qu'elle induit.

---

<sup>24</sup> Les discussions actuelles dans le contexte de la préparation d'une nouvelle directive-cadre européenne en matière de protection contre les rayonnements ionisants prennent en compte cette nouvelle CIPR-103.

2. **Le principe d'optimisation de la protection.** Pour toute source associée à une pratique, le niveau des doses individuelles, le nombre de personnes exposées, ainsi que la probabilité de subir des expositions (quand ces dernières ne sont pas certaines d'être reçues), doivent être maintenues aussi bas que raisonnablement possible compte tenu des facteurs économiques et sociaux.
3. **Le principe de limitation des expositions.** L'exposition des individus qui résulte de la combinaison des pratiques impliquées doit être soumise à des limites de dose ou à une certaine maîtrise du risque dans le cas des expositions potentielles. Ces limites ont pour but d'assurer qu'aucun individu n'est exposé à des risques radiologiques jugés inacceptables dans le cadre de ces pratiques dans des circonstances normales.

Le système de protection radiologique recommandé par la CIPR **pour les interventions** repose sur les deux principes généraux suivants :

1. **Le principe de justification.** L'intervention envisagée doit apporter plus d'avantages que d'inconvénients c'est-à-dire que la réduction du détriment, résultant d'une réduction de la dose, devrait être suffisante pour justifier les dommages et les coûts, y compris les coûts sociaux associés à l'intervention.
2. **Le principe d'optimisation.** La forme, l'ampleur et la durée de l'intervention devraient être optimisées afin que le bénéfice net associé à la réduction des doses (bénéfices de la réduction du détriment radiologique moins le détriment associé à l'intervention) soit maximum.

Les limites de dose ne s'appliquent pas en cas d'intervention. Les principes (justification et optimisation) peuvent conduire à définir des niveaux d'intervention qui permettront de faire les choix appropriés lorsqu'une intervention est nécessaire.

La CIPR insiste pour que les principes fondamentaux soient traités comme un système cohérent. En particulier, une simple conformité aux limites de dose n'est pas une démonstration pertinente de la performance d'un système de protection radiologique.

### **Nouveaux concepts introduits par la CIPR-103**

Avec la récente CIPR-103, publiée en 2007, la Commission a jugé nécessaire de privilégier une forme de stabilité pour les implications réglementaires nationales et internationales. Elle n'apporte donc pas de changements majeurs par rapport à la CIPR-60. En particulier, les principes fondamentaux (justification, optimisation, limites) sont réaffirmés et les valeurs de limites annuelles d'exposition sont conservées.

Après avoir réactualisé le risque radio-induit (par un retour sur 17 ans de développements scientifiques), la CIPR maintient que la relation dose/effet de type linéaire et sans seuil (LNT) reste la meilleure approche pratique pour la gestion du risque radiologique. Dans la manière d'évaluer les expositions, quelques paramètres sont modifiés (certains facteurs de pondération).

Par ailleurs, l'approche conceptuelle évolue vers une catégorisation nouvelle des situations d'exposition (cf. Figure 33) :

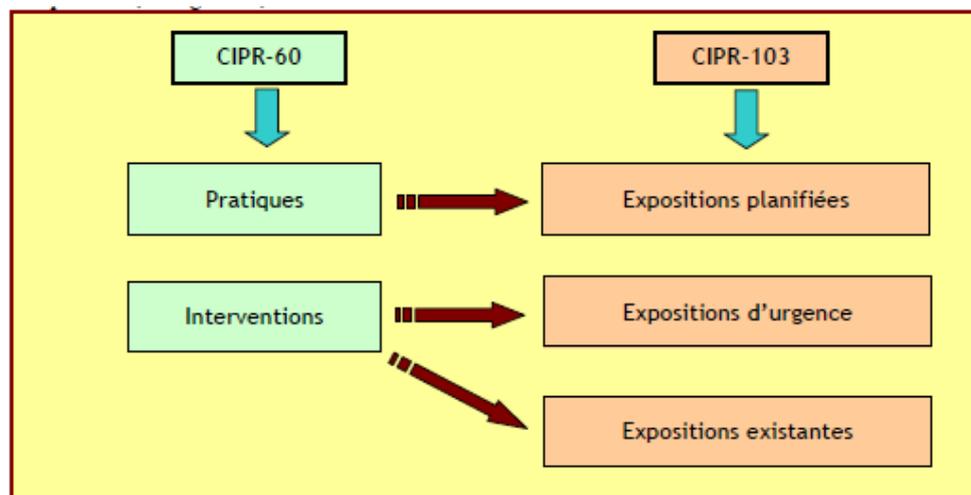


Figure 33 : Evolution de la catégorisation des situations d'exposition entre la CIPR-60 et la CIPR-103

L'exploitation d'une installation nucléaire et d'une mine d'Uranium relève d'une situation d'exposition planifiée. Les situations d'exposition d'urgence s'observent à la suite d'un accident nucléaire ou d'un acte de malveillance. Enfin, les situations d'exposition existante comprennent les expositions naturelles (notamment le radon) de même que les expositions dues à des événements antérieurs et à des accidents (i.e. territoires contaminés autour de Tchernobyl), ainsi qu'à des pratiques conduites hors d'un cadre réglementaire.

Dans la CIPR-103, la Commission met fortement l'accent sur l'optimisation de la radioprotection. Elle incite les autorités compétentes à proposer des valeurs :

De contraintes de doses (fixées en-deçà des valeurs limites), qui doivent encadrer la gestion de chacune des sources et constituer des restrictions de pratiques dans le cadre des situations planifiées ;

De niveaux de référence (au-dessus desquels il est jugé inapproprié d'accepter des expositions) dans le cadre des situations d'urgence et d'exposition existantes.

Il est par ailleurs bien indiqué que, dans les deux cas, l'optimisation doit s'appliquer en-dessous de ces valeurs.

Les concepts de *contrainte de dose* et de *niveau de référence* sont utilisés conjointement avec l'optimisation de la protection pour limiter les doses individuelles.

Tableau 30 : Contraintes de dose et niveaux de référence dans le système de radioprotection de la CIPR

Type situation	de Expositions professionnelles	Expositions du public	Expositions médicales
Expositions planifiées	Limites de dose	Limites de dose	Niveaux de référence diagnostique <sup>1</sup>
Expositions d'urgence	Contraintes de dose	Contraintes de dose	Contraintes de dose <sup>2</sup>
Expositions existantes	Niveaux de référence	Niveaux de référence	NA
	NA <sup>3</sup>	Niveaux de référence	NA

<sup>1</sup> concerne les patients

<sup>2</sup> concerne les accompagnants et les volontaires en recherche médicale

<sup>3</sup> traité comme les situations d'expositions planifiées.

NA : non applicable

Enfin, remettant en cause son ancien dogme selon lequel *dès lors que l'on protège l'homme, on protège l'environnement*, la CIPR recommande l'élaboration d'un cadre de protection radiologique des espèces non-humaines sur des bases scientifiques communes. Elle recommande aux autorités compétentes que, dans le cadre des situations d'expositions planifiées, la protection de l'environnement soit évaluée en tant que telle (ce qui nécessite de définir les expositions, d'estimer les doses pour des espèces non-humaines de référence et d'en évaluer les effets) [voir à ce sujet le volume 2 du rapport GT2].

#### 4.2.6. NORMES DE BASES ACTUELLES EN RADIOPROTECTION

Les normes de bases en radioprotection ont fortement évolué au cours du temps. Considérant l'hypothèse de la relation linéaire et sans seuil, l'objectif général de la CIPR est d'empêcher l'apparition d'effets déterministes (pour lesquels il existe des seuils), en maintenant les doses en-dessous de seuils appropriés, et à assurer que toutes les mesures raisonnables sont prises pour réduire l'induction d'effets stochastiques (absence de seuils).

##### Valeurs-limite d'exposition

Pour déterminer les limites d'exposition, la commission teste différentes valeurs en regard d'un détriment quantifié. Le terme détriment représente la combinaison de la probabilité qu'un effet nocif pour la santé se produise avec un jugement sur la gravité de cet effet. Ce concept est multidimensionnel. Les principales composantes du détriment sont les grandeurs stochastiques suivantes :

- La probabilité de cancer mortel attribuable ;
- La probabilité pondérée de cancer non mortel attribuable ;
- La probabilité pondérée d'effets héréditaires graves ;
- La durée de vie perdue (réduction de l'espérance de vie).

Les valeurs de limites d'exposition annuelles recommandées avec la CIPR-60 [ICRP, 1991] sont indiquées ci-après. Pour le public, l'application des limites de dose est restreinte aux doses reçues du fait des pratiques (elles sont exclues pour les situations d'intervention, par exemple à la suite d'un accident nucléaire). Par ailleurs, les limites de dose ne sont pas applicables aux expositions médicales.

Tableau 31 : Limites de dose annuelles recommandées [ICRP, 1991]

Application	Limites Travailleurs	Limites Public
Dose efficace	20 mSv [a]	1 mSv [b]
Dose équivalente cristallin	150 mSv	15 mSv
Dose équivalente peau	500 mSv	50 mSv
Dose équivalente extrémités	500 msv	—

[a] : 20 mSv/an en moyenne sur des périodes déterminées de 5 ans ; à la condition supplémentaire que la dose efficace ne dépasse pas 50 mSv pour une année donnée.

[b] : dans certaines circonstances, une valeur plus élevée de la dose efficace pourrait être autorisée pour une année donnée à condition que la moyenne sur 5 ans ne dépasse pas 1 mSv par an.

Pour l'exposition interne, les limites annuelles d'incorporation seront établies sur la base d'une dose efficace engagée de 20 mSv.

Concernant l'exposition professionnelle des femmes enceintes, la CIPR-60 préconise une limite d'exposition à la surface de l'abdomen de 2 mSv entre la déclaration de la grossesse et la fin de celle-ci. Si le risque est celui d'une exposition interne, la limite est portée à environ 1/20<sup>ème</sup> de la limite annuelle d'incorporation (soit 1 mSv). Cependant, le CIPR-75 [ICRP, 1997] reconnaît des difficultés dans l'application de cette limite de 2 mSv à la surface de l'abdomen et recommande désormais une limite de dose équivalente au fœtus de 1 mSv entre la déclaration et la fin de la grossesse. Le choix de cette valeur est clairement relié à celle de la limite annuelle pour le public.

*Les valeurs de limites de dose recommandées par la Commission ont été traduites en droit français et inscrites dans le code de la Santé Publique en avril 2002 et dans le Code du Travail en mars 2003. Cependant cette traduction a été appliquée de façon plus restrictive puisque la possibilité de moyenniser sur 5 ans, et d'accepter des dépassements certaines années (cf. notes [a] et [b] en bas du tableau XXXI), n'a pas été reprise dans notre législation.*

La CIPR-103 a choisi de conserver cet ensemble de valeurs-limite.

### **Autres valeurs de référence**

Depuis la CIPR-60, la Commission a produit une douzaine de rapports proposant près d'une trentaine de valeurs numériques de niveaux de protection radiologiques en rapport avec différentes situations d'exposition (ou de risque).

Une partie de ces valeurs concerne les contraintes de dose et les niveaux de référence. Le concept de contrainte, introduit avec la CIPR-60, est un point fort sur lequel la CIPR-103 met l'accent. Une contrainte de dose est une restriction (prospective) de la dose individuelle due à une source dans les situations d'exposition planifiée (hors exposition médicale), qui sert de borne supérieure à la dose prévue dans l'optimisation de la protection pour cette source.

Comme résumé dans la figure suivante (cf. Figure 34), la notion de contrainte de dose ou de niveau de référence est liée à une source unique d'exposition alors que la limite de dose (dont le dépassement constitue une infraction sur le plan réglementaire) est reliée à l'ensemble des sources d'exposition auxquelles un individu peut être soumis.

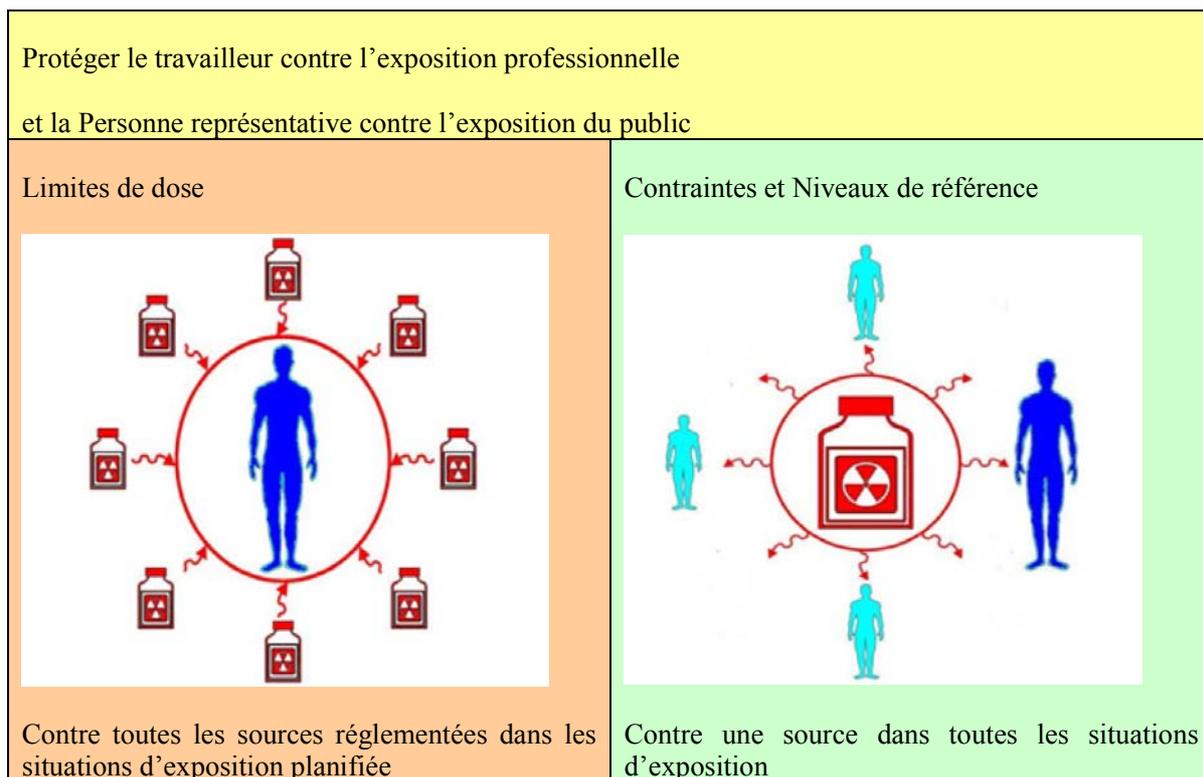


Figure 34 : Illustration des concepts visant à réduire la dose à l'individu.

Si la CIPR-60 a introduit le concept de contrainte de dose, elle n'a cependant proposé aucune valeur dans ce domaine considérant que cela relevait de la compétence des autorités nationales. Depuis, plusieurs publications ont introduit des valeurs numériques en cas d'exposition du public dans divers contextes (cf. Tableau 32). En tout état de cause, parce qu'elle est reliée à une seule source, la contrainte de dose « doit être inférieure à 1 mSv/an et une valeur  $\leq$  à 0,3 mSv/an serait appropriée » [ICRP, 1997c]. La CIPR-103 conserve ces données.

Tableau 32 : Contraintes de dose individuelle pour le public

Contraintes pour l'exposition du public en cas de :	Dose efficace	Référence
Stockage de déchets radioactifs	$\leq$ à 0,3 mSv/an	CIPR-77 (1997)
Stockage de déchets radioactifs à vie longue	$\leq$ à 0,3 mSv/an	CIPR-81 (1998)
Exposition prolongée	$<$ à 1 mSv/an et $\approx$ 0,3 mSv/an	CIPR-82 (1999)
Composante prolongée due à des radionucléides à vie longue	$\leq$ à 0,1 mSv/an (*)	CIPR-82 (1999)

(\*) La CIPR reconnaît qu'il existe certaines situations où les méthodologies d'évaluation de dose, pour garantir une conformité dans toute situation concevable de combinaison de doses, ne sont pas disponibles. Dans ces situations particulières, il serait prudent de restreindre la contrainte pour cette composante prolongée à un niveau de l'ordre de 0,1 mSv/an.

Si, dans le cadre des pratiques (supposées maîtrisables), la CIPR propose des valeurs de contraintes de dose relativement faibles (une fraction de la limite annuelle pour le public), dans le cadre des interventions (face à des situations d'expositions subies) elle recommande des niveaux plus laxistes pour engager des actions visant à réduire les doses.

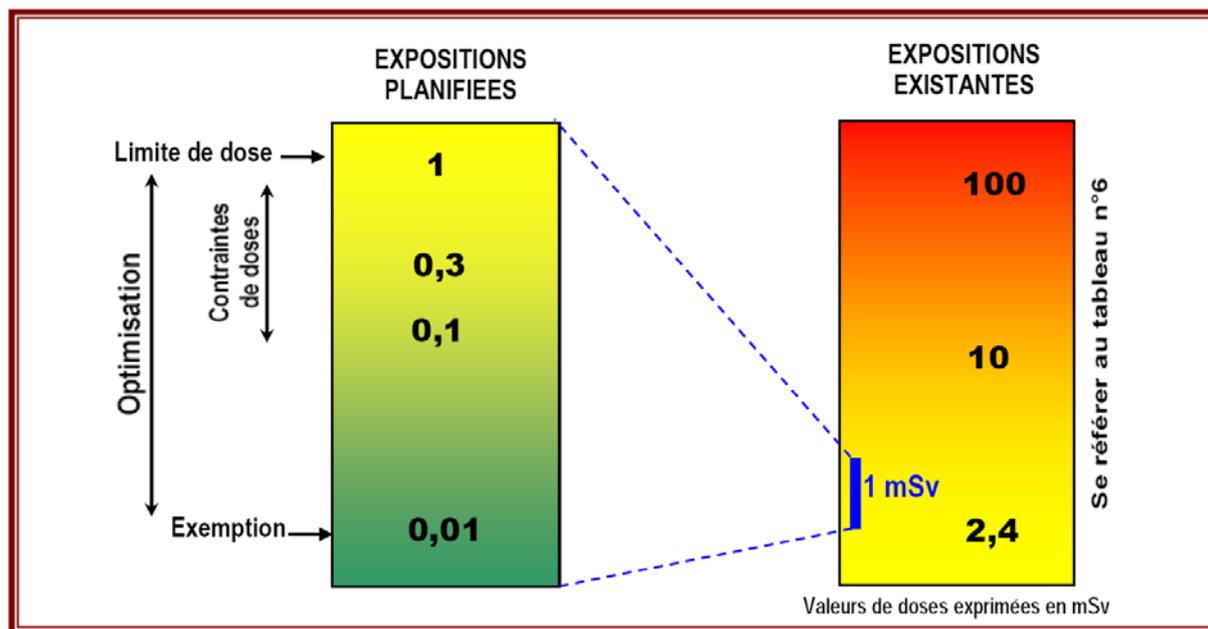


Figure 35 : Illustration de la gestion du risque dans le cadre des pratiques.

Ainsi, pour le radon, les niveaux d'action (ICRP-65) sont situés entre 3 et 10 mSv/an. De même, dans le cas de la radioactivité naturelle, du naturel renforcé ou encore des résidus radioactifs dans l'habitat, la CIPR-82 estime qu'en-dessous de 10 mSv/an toute intervention est « *non susceptible d'être justifiable* ».

La CIPR-103 tempère le propos antérieur de la Commission en insistant sur l'étude au cas par cas et un jugement en fonction de la situation concrète (incluant l'analyse des solutions techniques pour intervenir et leur efficacité). Ainsi, le niveau d'action « non susceptible d'être justifiable » se situe désormais dans une fourchette comprise entre 1 et 20 mSv/an.

Par ailleurs, sans entrer dans des précisions qui nécessiteraient des développements particuliers, la Commission a également proposé des valeurs de contraintes de dose graduées dans le champ des expositions médicales (volontaires dans la recherche biomédicale) qui s'échelonnent de < 0,1 mSv à > 1 mSv selon le bénéfice pour la société de cette activité de recherche.

Enfin, la CIPR-63 [ICRP, 1991] a recommandé des niveaux d'intervention pour le public dans le cadre de situations d'urgence (cf. Tableau 33).

Tableau 33 : Niveaux d'intervention en situation d'urgence radiologique (ICRP-63)

Type d'interventions	Presque toujours justifiées	Fourchette de valeurs optimisées
Confinement	50 mSv	≈ un facteur 10 fois plus faible que la valeur justifiée
Administration d'iode stable • dose équivalent à la thyroïde	500 mSv	
Evacuation (< 1 semaine) • dose corps entier • dose équivalent à la peau	500 mSv 5000 mSv	
Relogement permanent	1000 mSv	
Denrées alimentaires	10 mSv (en 1 année)	5 à 15 mSv/mois pour des expositions prolongées 1 000 à 10 000 Bq.kg <sup>-1</sup> (émetteurs β/γ) 10 à 100 Bq.kg <sup>-1</sup> (émetteurs α)

Cependant, à partir de la CIPR-103 (2007), la Commission souligne à présent l'importance de justifier et d'optimiser les stratégies de protection à appliquer dans les situations d'exposition d'urgence, le processus d'optimisation étant guidé par des niveaux de référence.

### La nouvelle approche globale

La CIPR recommande désormais une stratégie de protection globale (plutôt que des actions individuelles) qui se concentre sur l'optimisation (cf. Tableau 34). Les intervalles de valeur proposés par la Commission pour les contraintes et les niveaux de référence s'appliquent à toutes les situations d'exposition (planifiée, d'urgence et existante).

Tableau 34 : Cadre stratégique global pour les contraintes de dose et les niveaux de référence pour toutes les situations d'exposition qui peuvent être contrôlées [ICRP, 2007]

Intervalles de contraintes/niveaux de références <sup>a</sup>	Caractéristiques de la situation d'exposition	Exigences en termes de protection radiologique	Exemples
De 20 à 100 mSv <sup>b,c</sup>	Individus exposés à des sources non contrôlables, ou actions de réduction des doses très perturbantes. Expositions généralement contrôlées par des actions sur les voies d'exposition.	Il faut considérer la réduction des doses. Davantage d'efforts doivent être déployés pour réduire les doses lorsqu'elles avoisinent 100 mSv. Les individus doivent recevoir des informations sur les risques des rayonnements et sur les actions à prendre pour réduire les doses. L'évaluation des doses individuelles doit être entreprise.	Niveau de référence défini pour la dose résiduelle planifiée la plus élevée, subie en cas d'urgence radiologique.
De 1 à 20 mSv	Les individus tireront en général parti de la situation d'exposition mais non nécessairement de l'exposition elle-même. Les expositions peuvent être contrôlées à la source ou, sinon, par des actions sur les voies d'exposition.	Si possible, des informations générales doivent être disponibles pour permettre aux individus de réduire leurs doses. Pour les situations d'exposition planifiée, l'évaluation individuelle des expositions et une formation doivent avoir lieu.	Contraintes définies pour les expositions professionnelles dans les situations d'exposition planifiée. Contraintes définies pour le personnel soignant et les accompagnateurs de patients traités par des produits pharmaceutiques radioactifs. Niveau de référence pour la dose planifiée résiduelle la plus élevée due au radon dans les habitations.
< 1 mSv	Individus exposés à une source ne recevant pas ou peu de bénéfice de la situation, qui, en revanche, en procure à la société en général. Expositions généralement contrôlées par des actions menées directement au niveau de la source, pour laquelle des exigences en termes de protection radiologique peuvent être planifiées à l'avance.	Des informations générales sur le niveau d'exposition doivent être disponibles. Des contrôles périodiques doivent être effectués sur les voies d'exposition comme sur les niveaux d'exposition.	Contraintes pour l'exposition du public dans les situations d'exposition planifiées.

<sup>a</sup> : dose aiguë ou dose annuelle.

<sup>b</sup> : dans les situations exceptionnelles, des volontaires informés peuvent recevoir des doses supérieures à 100 mSv pour sauver des vies, pour prévenir des effets graves pour la santé induits par les rayonnements ou pour prévenir le développement de conditions catastrophiques.

<sup>c</sup> : les situations dans lesquelles le seuil de dose pour les effets déterministes dans les organes ou tissus pertinents pourrait être dépassé nécessiteront toujours la mise en œuvre d'une action.

### **Valeurs de référence issues d'autres instances et soutenues par la CIPR**

Dans le contexte international où différentes instances sont conduites à élaborer des directives ou des valeurs-guide, la CIPR peut recommander de s'appuyer sur de telles références.

Ainsi, dans la CIPR-96 (2005) consacrée à la protection du public dans la situation d'un attentat radiologique, la Commission reprend les niveaux-guides élaborés par le Comité sur les contaminants et les additifs dans l'alimentation du Codex Alimentarius. La CIPR fait donc sienne les limites de concentration d'une vingtaine de radionucléides (cf. Tableau 35) dans l'alimentation (en vue de sa commercialisation).

Tableau 35 : Niveaux-guide, révisés par le Codex Alimentarius, pour des radionucléides dans l'alimentation [ICRP, 2005]

Radionucléides dans l'alimentation	Niveaux-guide (en Bq/kg)
$^{238}\text{Pu}$ , $^{239}\text{Pu}$ , $^{240}\text{Pu}$ , $^{241}\text{Am}$	1
$^{90}\text{Sr}$ , $^{106}\text{Ru}$ , $^{129}\text{I}$ , $^{131}\text{I}$ , $^{235}\text{U}$	100
$^{35}\text{S}$ , $^{60}\text{Co}$ , $^{89}\text{Sr}$ , $^{103}\text{Ru}$ , $^{134}\text{Cs}$ , $^{137}\text{Cs}$ , $^{144}\text{Ce}$ , $^{192}\text{Ir}$	1 000
$^3\text{H}^*$ , $^{14}\text{C}$ , $^{99}\text{Tc}$	10 000

\*: Pour la valeur la plus conservatrice du Tritium (organiquement lié)

De la même manière, concernant les concentrations en radionucléides dans l'eau de consommation, la CIPR-96 (2005) note que l'OMS a produit des Directives applicables aux installations de distribution d'eau. Bien qu'elle juge certaines valeurs conservatrices, la Commission recommande leur mise en application.

Dans ses dernières Directives, l'OMS fixe des niveaux-guide pour les radionucléides dans l'eau de boisson (en concentration) correspondant pour chacun d'entre eux à un niveau de dose de référence de 0,1 mSv par an. Ces niveaux-guide sont calculés sur la base de l'équation suivante :

$$GL = IDC / (h_{\text{ing}} \cdot q)$$

Où :

GL : niveau-guide d'un radionucléide donné dans l'eau (Bq/L),

IDC : critère de dose individuel, égal à 0,1 mSv/an pour ce calcul,

$h_{\text{ing}}$  : coefficient de dose pour la voie ingestion pour l'adulte (mSv/Bq),

q : volume annuel ingéré d'eau de boisson, estimé à 730 L/an.

Des exemples de niveaux-guide - portant principalement sur des radionucléides naturels - sont reproduits dans le tableau suivant (cf. Tableau 36).

Tableau 36 : Niveaux-guides (Bq/L) pour les radionucléides dans l'eau de boisson

Radionucléides	Niveau-guide	Radionucléides	Niveau-guide
<sup>238</sup> U	10	<sup>234</sup> Th	100
<sup>236</sup> U	1	<sup>232</sup> Th	1
<sup>235</sup> U	1	<sup>231</sup> Th	1000
<sup>234</sup> U <sup>235</sup>	1	<sup>230</sup> Th	1
<sup>228</sup> Ra	0,1	<sup>228</sup> Th	1
<sup>226</sup> Ra	1	<sup>227</sup> Th	10
<sup>224</sup> Ra	1	<sup>231</sup> Pa	0,1
<sup>223</sup> Ra	1	<sup>210</sup> Po	0,1
<sup>210</sup> Bi	100	<sup>210</sup> Pb	0,1
<sup>3</sup> H	10 000	<sup>14</sup> C	100

Les niveaux-guide sont désormais arrondis à un ordre de grandeur donné sur une échelle log<sup>25</sup>. Ainsi, pour reprendre deux exemples bien connus de radionucléides – le Tritium et le Carbone-14 – leurs niveaux-guide dans les Directives antérieures étaient respectivement de 7 800 Bq.L<sup>-1</sup> et de 250 Bq.L<sup>-1</sup>.

### **Les valeurs de référence de l'OMS pour l'uranium**

Si, dans un premier temps (en 1984), l'OMS a considéré l'uranium comme un constituant inorganique ne nécessitant aucune action en regard des effets potentiels sur la santé, elle s'est par la suite engagée dans l'établissement de valeurs-directrices.

#### **Les valeurs d'incorporation journalière admissible**

L'OMS – dont la démarche repose principalement sur l'évaluation du risque chimique – définit ainsi, dans sa monographie publiée en 2001 [WHO, 2001], la notion d'*incorporation journalière admissible* (TDI, *en anglais*) : la TDI est une estimation de l'incorporation quotidienne d'une substance qui pourrait être incorporée durant toute la vie sans risque appréciable pour la santé.

Les valeurs de TDI recommandées par l'OMS [WHO, 2001] sont résumées dans le tableau ci-dessous (cf. Tableau 37).

L'ensemble des valeurs recommandées ici par l'OMS repose donc sur la chimiotoxicité de l'uranium (l'altération de la fonction rénale étant la cible retenue) à l'exception de l'exposition par inhalation aux composés insolubles de l'uranium où la valeur de référence est déterminée par la radiotoxicité.

---

<sup>25</sup> Les niveaux-guide ont été arrondis selon la manière de moyenner les valeurs sur une échelle log (i.e. à 10<sup>n</sup> si : 3.10<sup>n-1</sup> < valeur calculée < 3.10<sup>n</sup>).

Tableau 37 : Valeurs OMS de TDI (en  $\mu\text{g}$  d'uranium par kg de masse corporelle et par jour) pour le public selon les formes chimiques de l'uranium

Formes chimiques	voie	Valeurs TDI
Formes solubles [nitrates, carbonates]	ingestion	0,5 $\mu\text{g U/kg mc/j}$
	inhalation	0,5 $\mu\text{g U/kg mc/j}$ (ce qui correspond à une concentration atmosphérique en Uranium de $1 \mu\text{g.m}^{-3}$ )
Formes pratiquement insolubles [UO <sub>3</sub> , UF <sub>4</sub> , UCl <sub>4</sub> ]		Données plus limitées : appliquer les valeurs de TDI ci-dessus
Formes à solubilité limitée [(type S) : UO <sub>2</sub> , U <sub>3</sub> O <sub>8</sub> ]	Ingestion	5 $\mu\text{g U/kg mc/j}$
	inhalation <sup>28</sup>	0,5 $\mu\text{g U/kg mc/j}$ (ce qui correspond à une concentration atmosphérique en Uranium de $1 \mu\text{g.m}^{-3}$ )
Autres formes chimiques (solubilité non établie)		Données limitées et difficulté de donner un TDI pour chaque forme : par prudence, appliquer les valeurs de TDI des formes solubles

### Les valeurs-directrices pour l'eau

A partir des valeurs de TDI, l'OMS définit ses valeurs-directrices pour l'eau de consommation.

Dans ses Directives de 1998<sup>26</sup>, l'Organisation recommandera une valeur-directrice de 2  $\mu\text{g}$  d'uranium par litre pour les eaux de consommation. Basée sur des impératifs de santé, cette valeur est considérée comme provisoire en l'attente d'observer si des traitements technologiques sont disponibles dans les régions à teneurs élevées en uranium. Elle est considérée comme protectrice pour des effets rénaux sub-cliniques rapportés dans des études conduites sur des rats.

Dans sa monographie de 2001, L'OMS réitère la valeur-directrice de 2  $\mu\text{g U.L}^{-1}$ .

En 2006, considérant que « dans la plupart des régions, l'incorporation via la nourriture est faible comparativement à l'incorporation via l'eau », l'OMS recommande une nouvelle valeur-directrice de 15  $\mu\text{g}$  d'uranium par litre pour les eaux de consommation. La fraction de l'incorporation totale attribuée à l'eau passe de 10 % à 80 % (ce qui explique cette nouvelle valeur)<sup>27</sup>.

Pour autant, l'Organisation qualifie toujours cette nouvelle valeur-directrice de valeur « provisoire » en raison des incertitudes scientifiques dans le domaine de la toxicité de l'uranium et de l'épidémiologie mais aussi des difficultés concernant les disponibilités techniques dans les petites installations de distribution.

<sup>26</sup> Addendum à la 2<sup>nd</sup> édition de 1996.

<sup>27</sup> Il est intéressant de noter que, dans ce même document, l'OMS recommande pour les substances chimiques d'attribuer une fraction égale à 20% de l'incorporation totale pour l'ingestion par l'eau de boisson (lorsque les données sont insuffisantes).

## Niveaux d'action et niveaux de référence pour le radon

Sur la base de la conversion en dose qu'elle propose et du niveau de protection qu'elle juge utile de recommander pour ce type de situation d'exposition existante, la CIPR-65 recommande des niveaux d'action pour l'intervention. Ces niveaux sont fixés - tant pour les habitations que pour les lieux de travail - dans une fourchette de dose efficace annuelle de 3 à 10 mSv (cf. Tableau 38) :

Tableau 38 : Niveaux d'action recommandés pour l'intervention [ICRP-65]

Grandeur	Valeur recommandée*	Correspondance en dose
Niveaux d'action pour les habitations	200 à 600 Bq.m <sup>-3</sup>	3 à 10 mSv
Niveaux d'action pour lieux de travail	500 à 1500 Bq.m <sup>-3</sup>	3 à 10 mSv

\* : en considérant un facteur d'équilibre F = 0,4 et un taux annuel d'occupation des habitations et des lieux de travail respectivement de 7 000 h et de 2 000 h.

Dans ses récentes recommandations (2007), la Commission reconnaît que les grandes études cas-témoins sur le radon domestique publiées dans le milieu des années 2000 fournissent une méthode directe pour l'estimation des risques encourus dans l'habitat. L'approche pour la gestion du risque diffère quelque peu. Les niveaux d'action ont été remplacés par des niveaux de référence (niveaux plafonds et non plus planchers) à fixer par les autorités nationales en-dessous d'un niveau d'exposition annuelle de 10 mSv. La CIPR-103 insiste fortement sur l'application du principe d'optimisation en-dessous du niveau de référence retenu.

L'AIEA (qui élabore actuellement ses futurs *Basic Safety Standards*) pourrait adopter les niveaux de référence de la CIPR en terme de dose efficace mais en reprenant le coefficient de conversion en dose de l'UNSCEAR, ce qui impliquerait des niveaux de référence pour la concentration plafond en radon de 400 Bq/m<sup>3</sup> (habitat) et de 1 000 Bq/m<sup>3</sup> (lieux de travail).

De tels niveaux de référence peuvent paraître en retrait au moment où l'OMS s'apprêtait à recommander que les niveaux de référence nationaux soient choisis dans l'intervalle de 100 à 400 Bq/m<sup>3</sup> [WHO, 2007], ce que nombre de pays appliquent ou envisage d'appliquer. Le nouveau guide de l'OMS publié à la fin septembre 2009 et réalisé par plus de 100 experts issus de 30 pays, recommande des niveaux de référence du radon de 100 Bq/m<sup>3</sup>, et au moins en deçà de 300 Bq/m<sup>3</sup>.



## **Chapitre 4 : Synthèse des recommandations du GT2**

Les experts du GT2 s'accordent et insistent sur le fait que ces recommandations ne peuvent en aucun cas s'adresser exclusivement à l'exploitant. Certaines de ces recommandations sont à visée opérationnelle, les autres pourraient être inscrites dans des programmes de recherche. Les travaux du GT2 permettent de formuler des recommandations sur :

- La surveillance des écosystèmes ;
- La surveillance sanitaire ;
- L'évaluation du risque environnemental ;
- L'évaluation d'impact sanitaire associé au radon ;
- L'évaluation d'impact dosimétrique ;
- La veille sanitaire.

Ce chapitre vise à synthétiser les trente recommandations formulées par le GT2.

### **5.1. LA SURVEILLANCE ET PROTECTION DES ECOSYSTEMES**

Les travaux du GT2 permettent de formuler les cinq recommandations suivantes :

1. Intégrer dans la définition d'une politique de gestion des anciens sites miniers. les dispositions de protection de la nature incluant la protection des espèces vivantes, mais aussi des habitats qui les abritent.
2. Intégrer plus largement les acteurs de l'environnement dans les instances de concertation (CLIS en particulier). Une association plus directe des services de l'Etat assurant la mission de protection de la nature (DIREN et ONEMA en particulier) serait nécessaire. Une meilleure concertation entre services de l'Etat en charge de l'industrie, et services de l'Etat en charge de la protection de la nature (DRIRE et DIREN en particulier).
3. Intégrer des éléments propres à une surveillance des écosystèmes en tant que tels dans la surveillance à long terme et améliorer les connaissances des outils disponibles par l'exploitant et les services de l'Etat (DRIRE).
4. Donner les moyens pour que des études scientifiques soient conduites pour comprendre et quantifier les effets d'une exposition chronique à des substances radioactives et/ou chimiques (notamment l'uranium) applicables à la protection des espèces patrimoniales.
5. Prévoir l'intégration de la surveillance et de la protection des écosystèmes dans un dispositif beaucoup plus global d'études couvrant l'évaluation des risques sanitaires et environnementaux. Assurer des études d'impact potentiel global intégrant les effets sanitaires et sur l'ensemble des éléments de l'environnement (milieux, faunes ou flores) afin d'éclairer le gestionnaire en vue de l'ajustement des mesures de gestions des anciens sites proposés.

### **5.2. LA SURVEILLANCE SANITAIRE**

Les travaux du GT2 permettent de formuler les trois recommandations suivantes :

- Pour faire une surveillance sanitaire, il faut un outil dédié.
- Dans le cadre de la surveillance des cancers, il apparaît préférable de travailler sur l'incidence.

- Après examen de l'ensemble des outils disponibles (les registres et les bases médico-administratives), les travaux du GT2 montrent qu'actuellement seuls les registres de cancer permettent d'identifier les quorums de cas incidents exhaustifs dans une zone d'intérêt.

### 5.3. L'ÉVALUATION DU RISQUE ENVIRONNEMENTAL

Les travaux du GT2 permettent de formuler les sept recommandations suivantes :

1. Lors de l'évaluation de l'impact chimique et radiologique environnemental d'un site minier uranifère, le GT2 recommande d'appliquer cette méthode, dont l'approche est graduée, et de s'intéresser à toutes les substances, les milieux et les voies d'exposition et de transfert d'intérêt.
2. Si une évaluation de risque s'avère pertinente et faisable (conclusion de l'étape préliminaire), le GT2 estime que les outils de calculs définis dans ce rapport sont applicables.
3. Si une évaluation de risque s'avère pertinente mais non faisable. D'autres outils ou principes de gestion peuvent alors être utilisés.
4. Concernant le choix de la valeur de référence pour l'étape de screening, le GT2 recommande pour le risque radiologique, la valeur issue du programme européen ERICA, à savoir un débit de dose ajoutée de 10  $\mu\text{Gy/h}$  ; cette valeur ayant été établie avec pour objectif de protéger les écosystèmes.
5. Pour le risque chimique lié à l'uranium, le GT2 recommande la valeur de 3,2  $\mu\text{g/L}$  ; cette valeur est obtenue à partir de l'approche européenne d'évaluation de risque chimique. Cette valeur est à comparer à la concentration ajoutée par les pratiques anthropiques. Parallèlement à sa contribution aux travaux du GEP, l'IRSN a entrepris une révision de cette PNEC de 3,2  $\mu\text{g/L}$ . Aux termes d'un travail de compilation critique de données d'effets relatives à l'écotoxicité chronique de l'uranium au sein du compartiment "eau", l'IRSN propose une valeur de 5  $\mu\text{g/L}$  exprimée en uranium dans la colonne d'eau vs. 0,3  $\mu\text{g/L}$  publié à titre provisoire dans le cadre de la circulaire du 7 mai 2007 DCE/23. Le rapport de l'IRSN publié fin novembre 2009 (Beaugelin-Seiller *et al.*, 2009) sera soumis en 2010 au comité d'experts auquel l'Ineris fait appel pour valider les PNEC.
6. L'application de la méthode graduée nécessite de nombreuses données qui ne sont pas toutes disponibles aussi le GT2 recommande :
  - ↳ L'acquisition des données de terrain nécessaires en fonction des étapes de la méthode :
    - ✓ Dès la première étape, les données permettant de mieux caractériser les bruits de fond (chimique et radiologique) et les équilibres au sein des familles de l'uranium 235 et 238 doivent être collectées ;
    - ✓ A partir de la deuxième étape, les écosystèmes locaux peuvent être caractérisés de façon appropriée, en partenariat avec les associations locales ;
    - ✓ A partir de l'étape 3, les mesures nécessaires à la modélisation de la spéciation de l'uranium (carbonates, phosphates, matières organiques, etc.) seront à compléter en fonction des conclusions des études de R&D évoquées ci-après.
  - ↳ La mise en œuvre d'études de R&D afin :
    - ✓ D'évaluer la quantité d'uranium labile (i.e. a priori biodisponible) dans l'eau (acquisition des données nécessaires à la validation de la modélisation de la spéciation chimique de l'uranium) ;
    - ✓ D'établir la relation entre l'uranium labile et les effets écotoxiques ;
    - ✓ D'approfondir les questions relatives à l'écotoxicité de l'uranium présent dans les sédiments.
7. En conséquence, le GT2 recommande la mise en place d'une station d'étude expérimentale pour l'acquisition d'informations in situ. Il s'agirait de poursuivre les travaux initiés dans le cadre du GEP au niveau du bassin versant du Ritord en y incluant le lac de St Pardoux afin d'étudier notamment les phénomènes de remise en suspension de sédiments.

8. Pour l'interprétation des résultats d'évaluation de risque, le GT2 préconise de prendre en compte les informations issues d'une surveillance écologique adéquate. Le plan de cette surveillance pourrait être défini en partenariat avec les acteurs publics et les associatifs locaux.
9. Il serait également pertinent d'investiguer l'évaluation de l'état écologique via la bioindication<sup>28</sup>.
10. Par ailleurs le GT2 considère que l'abaissement attendu des limites de détection (et seuils de décision) des méthodes de mesure devrait répondre à deux points problématiques mis en évidence lors du screening :
  - ↳ La détermination de concentrations représentatives à l'échelle de l'année pour l'approche déterministe (objectif : remplacer le maximum annuel par une valeur plus représentative en termes d'exposition chronique) ;
  - ↳ L'acquisition en nombre suffisant de mesures significatives pour l'approche probabiliste (objectif : disposer d'un nombre suffisant de données pour leur traitement statistique).
11. Pour ce qui concerne la prise en compte des résultats de mesure inférieurs aux limites de détection (LD), le GT2 préconise de leur attribuer la valeur du seuil de décision ( $SD = LD/2$ ) si leur proportion dépasse 60 % du nombre total de mesures. Dans le cas inverse, le GT2 recommande l'emploi des méthodes statistiques citées précédemment.
12. Le GT2 considère que cette méthode est applicable pour une évaluation du risque chronique à long terme à condition de bien caractériser les phénomènes d'accumulation, l'évolution des conditions physico-chimiques...

## **5.4. L'ÉVALUATION D'IMPACT SANITAIRE ASSOCIE AU RADON**

Les réflexions du GT2 ont abouti à la proposition d'une démarche pragmatique visant la prise en compte de la problématique « radon » dans la gestion des anciennes exploitations uranifères. Cette démarche s'articule en 3 étapes :

1. Identification des voies pertinentes d'exposition au radon d'origine minière ;
2. Identification des populations potentiellement concernées par une exposition au radon d'origine minière ;
3. Choix des indicateurs pertinents et estimations de ces indicateurs pour les populations d'intérêt.

Les travaux du GT2 permettent de formuler les huit recommandations suivantes :

---

<sup>28</sup> La bioindication consiste à suivre *in situ* des populations naturelles dont la sensibilité aux toxiques d'intérêt est caractérisée par une évolution connue de certaines de leurs caractéristiques.

1. L'ensemble des experts du GT2 recommandent de mener ou poursuivre des études en vue d'améliorer la connaissance du transfert du radon depuis les sites miniers uranifères et d'estimer la part radon provenant des sites.
2. L'identification *a priori* des populations potentiellement concernées par la problématique radon d'origine minière nécessite ainsi une géo localisation des travaux miniers souterrains. Les experts du GT2 recommandent la définition d'une zone d'étude de part et d'autre de la galerie souterraine afin d'y identifier les habitations. Cette zone d'étude doit être définie au cas par cas sur la base de plusieurs caractéristiques tels que celles propres à la galerie sous terrain et à la géologie.
3. Concernant les stériles, des travaux semblent en cours pour lever tout ou partie les difficultés associées à leur identification (mesures héliportées en vue d'établir une cartographie).
4. Le GT2 recommande de tout mettre en œuvre pour estimer la part ajoutée par les anciennes exploitations minières dans l'exposition au radon. La connaissance du bruit de fond est donc indispensable. Il est également recommandé de mettre en perspective cette part ajoutée à l'exposition totale au radon.
5. Le calcul d'impact sanitaire associé aux expositions au radon ajouté par les anciennes exploitations minières nécessite la connaissance des niveaux d'expositions. Ces niveaux d'expositions peuvent être estimés en réalisant des campagnes de mesure ou par l'utilisation de modélisations préalablement ajustées. Une réflexion sur la pertinence et la faisabilité des différents types de campagne et leurs implications, notamment en termes d'enjeux sanitaires *a priori* et de gestion des risques individuels, devra être menée en impliquant différentes parties prenantes (InVS, IRSN, ASN, Exploitant, Drire, le CSTB, la Ddass...).
6. L'ensemble des experts rappelle la nécessité de réaliser les mesures selon la norme AFNOR en vigueur (NF M60-771) laquelle est déjà imposée par la réglementation française (arrêté du 22 juillet 2004, loi n°2009-879 du 21 juillet 2009) lors des mesures du radon dans les lieux ouverts au public ainsi que pour les lieux de travail (arrêté du 7 août 2008 relatif à la gestion du risque lié au radon dans les lieux de travail, décision de l'ASN n°2009-DC-0135 du 7 avril 2009 homologuée par arrêté du 5 juin 2009).
7. A ce jour, il n'existe pas encore de valeurs réglementaires pour l'habitat et le GT2 recommande la définition de telles valeurs réglementaires pour l'habitat.
8. L'exposition au radon doit être intégrée aux différents scénarios de la méthode de calcul d'impact dosimétrique proposée par le GT2. La limite réglementaire pour le scénario « stérile » doit faire l'objet d'une discussion approfondie au sein du GT3 du GEP.

## 5.5. L'EVALUATION D'IMPACT DOSIMETRIQUE

Les travaux du GT2 permettent de formuler les trois recommandations suivantes :

1. Le GT2 estime que cette méthode est applicable à l'ensemble des sites miniers uranifères et pour des évaluations d'impact dosimétrique à court et long terme. La différence majeure entre l'approche à court terme et celle à long terme concerne l'estimation des niveaux d'activité. Dans le premier cas, cette estimation est fondée sur les résultats de mesure et dans le second cas, elle s'appuie sur une modélisation.

Pour le court terme :

2. L'application de cette méthode nécessite des données qui ne sont pas toutes disponibles. Le GT2 recommande :
  - L'acquisition de données de terrain permettant de mieux caractériser les bruits de fond (mesures dans des zones non influencées par les anciens sites miniers pour tous les compartiments de l'environnement pris en compte dans le calcul d'impact dosimétrique) et les équilibres au sein de la famille de l'uranium et recouvrant tous les compartiments pertinents en termes d'impact dosimétrique pour l'homme.
  - Cette acquisition de données pourrait être envisagée dans le cadre d'une évolution du plan de surveillance actuel selon une approche en trois étapes :

- ↳ Mener une campagne de mesures en adéquation avec les besoins de l'évaluation d'impact dosimétrique. Il est à noter qu'AREVA a réalisé des campagnes de mesures en 2007 et 2008 dans les jardins potagers afin d'acquérir des données relatives à la chaîne alimentaire qui seront utiles pour évaluer la contribution de la voie ingestion de produits terrestres à la dose totale.
- ↳ Déterminer les compartiments et radionucléides contributeurs majoritaires à la dose.
- ↳ Faire évoluer le plan de surveillance si nécessaire.

Le GT2 estime que, rapidement, une première campagne de mesures doit être réalisée avec des limites de détection adaptées pour être suffisamment informative et que les suivantes seraient à réaliser avec une fréquence de 4 à 5 ans.

3. Une des difficultés rencontrées pour estimer les niveaux d'activité dans l'environnement est liée au nombre très important de résultats de mesures inférieurs aux limites de détection. Il est à noter cependant que des progrès ont été faits depuis quelques années. Pour exemple, lorsque l'on regarde la chronique des mesures d'uranium 238 dans l'eau du Ritord de 1998 à 2007, on note que la LD était égale à 0,1 en 1997 et à 0,001 à partir de 2006. Le GT2 recommande d'appliquer l'approche développée au paragraphe : si LD connue et en fonction du nombre de ces mesures, prise en compte dans les calculs de la valeur du SD ( $LD/2$ ) ou mise en œuvre de méthodes statistiques (Kaplan Meier...).
4. La prise en compte du radon dans l'évaluation dosimétrique a été longuement discutée au sein du GT2 et fait l'objet d'un chapitre à part (cf. paragraphe 3.2.1) qui présente notamment les recommandations du GT2 en termes d'évaluation des niveaux d'exposition et de l'impact associé.

Pour le long terme :

5. Le GT2 recommande de dresser un inventaire des outils de modélisation existants pour évaluer les niveaux d'activité dans l'environnement à long terme et de mener des études complémentaires si ces outils ne s'avèrent pas adaptés à une telle évaluation. Ces outils sont à valider avec les mesures faites dans le cadre de la surveillance des sites.

## 5.6. LA VEILLE SANITAIRE

Les travaux du GT2 permettent de formuler les recommandations suivantes :

- Les travaux du GT2 permettent de proposer une méthode de veille sanitaire autour des anciens sites miniers permettant de décrire l'état de santé des populations vivants à proximité des sites miniers. Cette méthode est transposable à l'ensemble des sites miniers français, compte tenu des recommandations faites sur la surveillance sanitaire. Le GT2 recommande son application.
- L'objectif de la veille sanitaire est purement descriptif et ne permet pas d'établir de lien de causalité entre les risques observés et l'influence environnementale des sites miniers. Elle permet de mener une recherche d'agrégats au niveau communal pour les pathologies d'intérêt. Cette méthode met en perspective des données sanitaires avec un indicateur d'influence minière en tenant compte des indicateurs d'exposition environnementale potentiellement dangereuses pour la santé.
- L'application de la méthode de veille sanitaire en Limousin a montré la nécessité de mener une étude complémentaire portant sur la prise en compte des facteurs socio-démographiques. La prise en compte de ces facteurs socio-démographiques dans les régressions de poisson est en effet particulièrement importante pour l'interprétation.
- Le GT2 souligne la nécessité de mener une réflexion approfondie sur l'interprétation des résultats issus d'une veille sanitaire et sur la définition de critères permettant d'en tirer des conclusions en terme de surveillance sanitaire, de pertinence d'étude épidémiologique et plus généralement d'actions de santé publique. Les experts du GT2 notent que ces critères doivent être fixés *a priori*.



## Chapitre 5 : Perspectives

A l'issue des 4 années de travail du GT2, trois idées fortes doivent être soulignées :

- L'importance de la diffusion des travaux qui doit être accompagnée d'une communication adaptée, permettant aux parties prenantes de s'approprier le travail accompli.
- Des recommandations précises ont été formulées et leur mise en œuvre requiert un accompagnement et un suivi.
- Un certain nombre de travaux engagés par le GT2 n'ont pas pu être menés à leur terme et nécessitent des développements complémentaires.
- La prise en charge de ces actions pourrait être assurée par la mise en place d'un groupe de travail pluraliste.

Par ailleurs, les travaux du GT2 abordent des thèmes transversaux qui doivent conduire à des travaux en commun avec des structures existantes.



## Chapitre 6 : Références

AIEA (Agence International de l'Energie Atomique) (1979). Methodology for Assessing Impacts of Radioactivity in Aquatic Ecosystems. IAEA Technical Reports Series No. 190, IAEA, Vienna.

AIEA (Agence International de l'Energie Atomique) (1988). Assessing the impact of deep sea disposal of low level radioactive waste on living resources. International Atomic Energy Agency, Technical Report Series N° 288.

AIEA (Agence International de l'Energie Atomique) (1992). Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards, Technical Reports Series No. 332.

ANZECC and ARMCANZ (2000). Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. National Water Quality Management Strategy Paper No 4. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council & Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra.

AREVA (2004). Méthodologie d'évaluation de la dose efficace ajoutée dans l'environnement proche des sites miniers et des stockages de résidus de traitement des minerais d'uranium, Etablissement de Bessines, CESAAM, 19 p.

AREVA NC (2004). Etablissement de Bessines : bilan décennal environnemental 1994-2003. COGEMA Bessines, CESAAM, 205 p.

ATSDR (1999). Toxicological profile for Uranium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of Health and Human Service. Public Health Service.

Beaugelin-Seiller K et Garnier-Laplace J (2007). Méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux rejets de substances radioactives – Adaptation au cas des sites miniers de Haute Vienne. IRSN/DEI, rapport SECRE/07-35, 76 p.

Beaugelin-Seiller K, Garnier-Laplace J, Gilbin R, Della-Vedova C (2008). Contribution à l'évaluation du risque environnemental associé aux rejets d'uranium dans le bassin versant du Ritord. IRSN/DEI, rapport SECRE/08-040, 72 p.

Beaugelin-Seiller K, Garnier-Laplace J, Gilbin R (2009). Vers la proposition d'une norme de qualité environnementale pour l'uranium en eau douce. IRSN/DEI/SECRE/2009-015, 70 p.

Beaugelin-Seiller K, Garnier-Laplace J, Gilbin R, Février L (2009). Prise en compte de l'influence de la spéciation chimique de l'uranium dans l'analyse de ses effets écotoxiques en eau douce - Développement méthodologique et application au cas du Ritord. IRSN/DEI, rapport SECRE/2009-38, 54 p.

BEIR VII (2006). Health risks from exposure to low levels of ionizing radiation. National Academy of Sciences Nat. Acad. Press.

Béguin M., Pumain D. La représentation des données géographiques, statistique et cartographie. Armand Collin, 1994.

Besag J, York JC, Mollié A. Bayesian image restoration, with two applications in spatial statistics, Annals of the Institute of Statistical Mathematics 1991;43:1-59.

Breslow NE, Day NE (1987) Statistical methods in cancer research. vol II – The design and analysis of cohort studies. IARC Scientific Publications 82.

Bureau européen des produits chimiques (2003). Technical Guidance Document in Support of the Commission Directive 93/67/EEC on Risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) N° 1488/94 on Risk assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II. EUR 20418 EN/2. Office for Official Publication of the European Communities, Luxembourg.

Catelinois O, Rogel A, Laurier D, Billon S, Hemon D, Verger P, Tirmarche M. Lung cancer attributable to indoor radon exposure in France: impact of the risk models and uncertainty analysis. *Environ Health Perspect.* 2006 Sep;114(9): 1361-6.

COMARE (2006). Committee on Medical Aspects of Radiation in the Environment, Eleventh Report. The distribution of childhood leukaemia and other childhood cancer in Great Britain 1969-1993. United Kingdom, London, Health Protection Agency.

Environment Agency. (2002). EU Habitats and Birds Directives Handbook for Agency Permissions and Activities, Controlled document at web address: [www.environment-agency.gov.uk](http://www.environment-agency.gov.uk)

Environment Australia. (2009). <http://www.environment.gov.au/ssd/research/ecol-risk.html>

Environnement Canada (1997). Environmental assessments of priority substances under the Canadian Environmental Protection Act. (EPS/2/CC/3E). Guidance Manual Version 1.0. March 1997. Chemicals Evaluation Division, Commercial Chemicals Evaluation Branch, Hull, Quebec.

Environnement Canada/Health Canada (2003). Second priority substances list assessment report (PSL2). Releases of radionuclides from nuclear facilities (Impact on non-human biota). Environment Canada and Health Canada, Ottawa.

ERICA (2007). *D-ERICA: An integrated approach to the assessment and management of environmental risk from ionising radiation*. Final Deliverable, European Commission, 6th Framework, Contract N°FI6R-CT-2003-508847. Beresford, N., Brown, J., Copplestone, D., Garnier-Laplace, J., Howard, B., Larsson, C.M., Oughton, D., Pröhl, G., Zinger, I. (Eds).

European Directive. 98/83/EC (1998). Related with Drinking Water Quality Intended for Human Consumption, Vol. L330, Brussels, Belgium, 1998., 32-54.

Expertise collective INSERM. Cancer et environnement. Les éditions Inserm, Paris, France. 2008. ISBN 978-2-85598-868-3.

Fiévet B et Della-Védova C (2007). French proposal for dealing with non-detects data in the scope of OSPAR periodic evaluations of radionuclide concentrations changes in the marine environment. IRSN, rapport DEI/SECRE/07-050, 46 p.

Framework for Assessment of Environmental Impact (FASSET). (2004). Framework for assessment of environmental impact of ionising radiation in major European ecosystems. Deliverable 6. Euratom, Contract N°FIGE-CT-2000-00102, EC 5<sup>th</sup> Framework Program, Larsson CM (Eds).

Gambard JP, Mitton N, Pirard P. Campagne nationale de mesure de l'exposition domestique au radon IRSN-DGS. Bilan et représentation cartographique des mesures au 01 Janvier 2000. IRSN, Notes Techniques SEGR/LEADS–2000/14.

Garnier-Laplace J. and Gilbin R. (Eds). (2006). Derivation of Predicted-No-Effect-Dose-Rate values for ecosystems (and their sub-organizational levels) exposed to radioactive substances. ERICA (Contract Number:FI6R-CT-2004-508847) pp 88 [www.ceh.ac.uk/protect](http://www.ceh.ac.uk/protect)

Germonneau P., Gourier-Frery P., et al. (2001). Investigation d'une suspicion d'agregat de leucemies dans la région de Gaillon (EURE). Rapport d'étude Paris, France, Avril 2001, Institut de Veille Sanitaire (INVS), Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales de l'EURE, Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale.

GRNC (1999). Groupe Radioécologie Nord-Cotentin, Volume 4 : Estimation des doses et des risques de leucémies associés.

Hamelink, J.L., Landrum, P.F., Bergman, H.L. and Benson, W.H. (eds.). (1994). Bioavailability: physical, chemical and biological interactions. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

Harrison F. (1997). Radiobiological endpoints relevant to ecological risk assessment. In: Symposium on Radiological Impacts from Nuclear Facilities on Non-human Species, Ottawa, Ontario, December 1–2, 1996. Canadian Nuclear Society, Toronto, Ontario. pp. 39–52.

Health Canada. (2008). Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Summary Table.

Hogan, A.C., van Dam R.A., Markich, S.J. and Camilleri, C. (2003). Chronic toxicity of uranium to the tropical green alga *Chlorella* sp. for the derivation of a site specific Trigger Value for Magela Creek. Internal Report 412, December, Supervising Scientist, Darwin.

Holdway, D.A. (1992). Uranium toxicity to two species of Australian tropical fish. *Sci. Total Environ.* 125: 137–158.

HPA-RPD-025 (2007). Hodgson A., Pellox P G D. and Stradling G N. Influence of nephrotoxicity on urinary excretion of Uranium. Health Protection Agency.

IAEA (1996). Basic Safety Standards. International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources. IAEA, Basic Safety Standards 115, STI/Pub/996, IAEA, Vienna.

ICRP (1934). International Recommendations for X ray and Radium Protection. *Br. J. Radiol.* 7, 1-5.

ICRP (1955). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *Br. J. Radiol.* (suppl. 6).

ICRP (1977). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Publication 26. Oxford Pergamon Press (Oxford)

ICRP Publication 60 (1991). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *Ann. ICRP* 21(1–3).

ICRP Publication 63 (1991). Principles for intervention for protection of the public in a Radiological emergency. *Ann. ICRP* 22(4).

ICRP Publication 65 (1993). Protection against radon-222 at home and at work. *Ann. ICRP* 23(2).

ICRP Publication 66 (1994). Human respiratory tract model for radiological protection. *Ann. ICRP* 24(1-3).

ICRP Publication 69 (1995). Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 3 Ingestion Dose Coefficients. *Ann. ICRP* 25(1).

ICRP Publication 72 (1996). Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 5. Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients. *Ann. ICRP* 26(1).

ICRP Publication 75 (1997). General principles for the radiation protection of workers. Ann. ICRP 27(1).

ICRP Publication 78 (1997). Individual Monitoring for Internal Exposure of Workers. Ann. ICRP 27(3-4).

ICRP Publication 82 (1999). Protection of the public in situations of prolonged radiation exposure. Ann. ICRP 29(1-2).

ICRP (2003). A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species – ICRP Publication 91, Editor: J. VALENTIN Annals of the ICRP, Vol. 33, No. 3.

ICRP (2006). Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of Radiation Protection of the Public and The Optimisation of Radiological Protection: Broadening the Process.

ICRP Publication 103 (2007). The 2007 recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Ann. ICRP 37(2-4).

ICRP (2008). Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants. ICRP-108. Volume 38, Issues 4-6, Pages 1-242. Copplestone D., Hingston J. and Real A. (2008). The development and purpose of the FREDERICA radiation effects database. J. Environ. Radioact., 99, 1456-1463.

ICRU (1980). Radiation quantities and units. Rapport ICRU 33. Publications ICRU : Bethesda, MD.

ICRU (1993). Quantities and units in radiation protection dosimetry. Rapport ICRU 51. Publications ICRU : Bethesda, MD.

ICRU (1998). Fundamental Quantities and Units for Ionizing Radiation. Rapport ICRU 60. Publications ICRU : Bethesda, MD.

InVS (2007). Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire. Impact sanitaire du radon domestique : de la connaissance à l'action. BEH thématique 18-19, 15 mai 2007.

InVS (2009). Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire. Surveillance en santé environnementale : mieux comprendre. BEH thématique 27-28, 22 juin 2009.

Iles, M. (2004). Water quality objectives for Magela Creek – revised November 2004. Internal Report 489, December, Supervising Scientist, Darwin. Unpublished paper.

IRSN (2007). Expertise globale du bilan décennal environnemental d'AREVA NC, 2<sup>ème</sup> partie : impact environnemental à l'échelle des bassins versants et évaluation de la surveillance. IRSN/DEI, rapport SARG/2007-042, 390 p.

Johnston A. and Milnes A.R. (2007). Review of mine-related research in the Alligator Rivers Region 1978–2002: Prepared for ARRTC9 meeting, 25–27 February 2002. Supervising Scientist Report 186, Supervising Scientist, Darwin NT.

Jones, D., Humphrey, C, Iles, M. and Van Dam, R. (2006). An approach to deriving water quality criteria with implications for closure – Ranger mine case study. *In* Proceedings of the first international seminar on mine closure, Mine Closure 2006. (A. Fourie and M. Tibbert, Eds. ) September 13-15, Perth, pp 635-646.

Kulldorff, M., Nagarwalla, N. (1995). "Spatial disease clusters: Detection and Inference." Stat Med 14(8), 799-810.

Liber, K. and George, T. (2000). Toxicity of uranium to *Ceriodaphnia dubia* at different water hardnesses representative of northern Saskatchewan conditions. Report for COGEMA Resources Inc., Saskatoon, Saskatchewan. Toxicity Centre, University of Saskatchewan, Saskatoon, Saskatchewan (cited in Environment Canada, 2003)

Markich, S.J., Brown, P.L. and Jeffree, R.A. (1996). The use of geochemical speciation modelling to predict the impact of uranium to freshwater biota. *Radiochim. Acta* 74: 321–326.

Markich, S.J., Brown, P.L., Batley, G.E., Apte, S.C. and Stauber, J.I. (2000). Incorporating metal speciation and bioavailability into water quality guidelines for protecting aquatic ecosystems. *Aust. J. Ecotoxicol.* 7: 109–122

NCRP (National Council on Radiation Protection and Measurements). (1991), Effects of ionising radiation on aquatic organisms. NCRP Report 109, Bethesda, MD, USA.

NRC (1988). National Research Council. Health risks of radon and other internally deposited alpha emitters. Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations, Washington, DC: National Academy Press, USA. BEIR IV report.

NRC (1999). National Research Council. Committee on Health Risks of Exposure to Radon. Board on Radiation Effects Research. Health effects of exposure to radon. Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations, Washington, D.C.: National Academy Press, USA. BEIR VI report.

NRPB-W22 (2002). Stradling G N., Hodgson A., Ansoborlo E., Bérard P., Etherington G., Fell T., Rance E. and Le Guen B. Industrial Uranium Compounds: Exposure Limits, Assessment of Intake and Toxicity after Inhalation. National Radiological Protection Board.

Paternain, J.L., Domingo, J.L., Ortega A. and Llobet, J.M. (1989). The effects of uranium on reproduction, gestation and postnatal survival in mice. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 17: 291–296.

Potthoff, R. F., Whittinghill, M. (1966). Testing for homogeneity. II. The Poisson distribution. *Biometrika* 53(1), 183-90.

Radioprotection (2002). Evaluation de la toxicité chimique des radionucléides à vie longue sur la base des directives de qualité pour l'eau de boisson fixées par l'OMS, vol 37, n°4, article p 427 - 441.

Real, A., Sundell-Bergman S., Knowles J.F. et al. (2004). Effects of ionising radiation exposure on plants, fish and mammals: relevant data for environmental radiation protection. *J. Radiol. Prot.*, 24(4A), 123-137.

Riethmuller N, Camilleri C, Franklin N, Hogan A, King A, Koch A, Markich SJ, Turley C and van Dam R. (2003). *Ecotoxicological testing protocols for Australian tropical freshwater ecosystems*. Supervising Scientist Report 173, Supervising Scientist, Darwin NT.

Salines G, Eilstein D, Le Moal J, Bloch J, Imbernon E. Opinion on the issue: the causes of cancer in France. *Rev Epidemiol Sante Publique.* 2007;55(6):423-4.

Sample, B.E., Opresko, D.M. and Suter II, G.W. (1996). Toxicological benchmarks for wildlife: 1996 revision. Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee. 217 pp. (ES/ER/TM-86/R3) (in Environment Canada, 2003).

Servant AC et Cessac B (2001). Méthode d'évaluation de l'impact des sites de stockage de résidus de traitement de minerais d'uranium. IPSN/DPRE, rapport IPSN/DPRE/SERGD 01-53, 69 p.

Spiegelhalter DJ, Best NG, Carlin BP, Van der Linde A. Bayesian measures of model complexity and fit (with discussion), *Journal of the Royal Statistical Society* 2002;Series B,64:583-640.

UNSCEAR (2000). United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Sources and effects of ionizing radiation. Report to the general assembly with scientific annexes, United Nations, New York.

UNSCEAR (2008). United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Sources and effects of ionizing radiation. Report to the general assembly with scientific annexes. United Nations, New York.

Upton G.J.G., Fingleton B. Spatial Data Analysis by Example. Volume I. Point Pattern and Quantitative Data. John Wiley & Sons, Chichester, 1985.

Sheppard, S.C., Evenden W.G. and Anderson, A.J. (1992). Multiple assays of uranium toxicity in soil. Environ. Toxicol. Water Qual. 7: 275–294.

Tarzwell, C.M. and Henderson, C. (1960). Toxicity of less common metals to fish. Ind. Wastes 5: 12.

Thompson, P.A., Kurias, J.A. and Mihok, S.S. (2005). Derivation and use of sediment quality guidelines For ecological risk assessment of metals and radionuclides released to the environment from uranium mining and milling activities in Canada, Environmental Monitoring and Assessment, 110: 71–85.

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation). (1996). Sources and effects of ionizing radiation. Report to the General Assembly, with scientific annex. United Nations sales publication E.96.IX.3. United Nations, New York, 1996.Fifty-first Session, Supplement N° 46 (A/51/46).

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation). (2008). Effects of ionizing radiation on non-human biota, Fifty-sixth session, Vienna, 10 to 18 July 2008, A/AC.82/R.672, pp. 134.

US-DoE (United States Department of Energy). (2002). A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. DoE-STD-1153-2002. United States Department of Energy, Washington.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), A regulator's guide to the management of radioactive residuals from drinking water treatment technologies. Office of Water (4606M), EPA 816-R-05-004, 2005.

van Dam, R. (2000). Derivation of a site-specific water quality trigger value for uranium in Magela Creek. Internal Report 350, Supervising Scientist, Darwin. Unpublished paper.

Van Dam, R.A., Humphrey, C.L. and Martin, P. (2002). Mining in the Alligator Rivers Region, northern Australia: Assessing potential and actual effects on ecosystems and human health. Toxicology, 181-182, 505-515.

WHO (1998). Guidelines for Drinking-Water Quality - Second Edition - Volume 2 – Health Criteria and Other Supporting Information – Addendum. World Health Organization Library.

WHO (2001). Depleted uranium : Sources, Exposure and Health Effects. World Health Organization Geneva.

WHO. (2004). *Guidelines for Drinking-Water Quality. 3rd Edition*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

WHO (2006). Guidelines for Drinking-water Quality. First Addendum To Third Edition. Volume 1 Recommendations. World Health Organization Library.

WHO (2008). Guidelines for Drinking-water Quality. Second Addendum To Third Edition. Volume 1 Recommendations. World Health Organization Library.

WHO (2007). World Health Organization international radon project, Report of the 3rd meeting, <http://www.who.int>.

Woodhead, D. and I. Zinger. (2003). Framework for Assessment of Environmental Impact (FASSET). Deliverable 4: Radiation effects on plants and animals (D. Woodhead and I. Zinger, eds.).



## Chapitre 7 : Liste des participants aux travaux du GT2

### 8.1. COMPOSITION DU GT2 " IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET SANITAIRES ; SURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE, DES ECOSYSTEMES ET SANITAIRE "

<b>Animateurs</b>		
RINGEARD	Caroline	IRSN
CATELINOIS	Olivier	InVS
<b>Membres du groupe</b>		
ANDRES	Christian	AREVA NC
BARATIN	Hubert	ASN-Orléans
BARBEY	Pierre	ACRO
BEAUGELIN-SEILLER	Karine	IRSN
BERGOT	Dominique	DRIRE Limousin
CAZALA	Charlotte	IRSN
CHABANIS	Olivier	MEEDDAT
CROCHON	Philippe	AREVA NC
DEVIN	Patrick	AREVA NC
GALLERAND	Marie-Odile	IRSN
GARNIER-LAPLACE	Jacqueline	IRSN
GAY	Didier	IRSN
LEURAUD	Klervi	IRSN
MARIGNAC	Yves	WISE-Paris
PETITFRERE	Michael	IRSN
ROUGY	Christel	DGS
SEIGLE	Frédéric	MEEDDAT
SENE	Monique	GSIEN
SERVANT-PERRIER	Anne-Christine	IRSN
STEMPFELET	Morgane	InVS
VANDENHOVE	Hildegarde	SCK-CEN (Belgique)
ZERBIB	Jean-Claude	Expert indépendant

**8.1.1. COMPOSITION DU GT2 RESTREINT "IMPACT DOSIMETRIQUE"**

<b>Animateurs</b>		
RINGEARD	Caroline	IRSN
CATELINOIS	Olivier	InVS
<b>Membres du groupe</b>		
ANDRES	Christian	AREVA NC
BARBEY	Pierre	ACRO
CROCHON	Philippe	AREVA NC
DEVIN	Patrick	AREVA NC
GALLERAND	Marie-Odile	IRSN
SENE	Monique	GSIEN
SERVANT-PERRIER	Anne-Christine	IRSN

**8.1.2. COMPOSITION DU GT2 RESTREINT "VEILLE SANITAIRE"**

<b>Animateurs</b>		
RINGEARD	Caroline	IRSN
CATELINOIS	Olivier	InVS
<b>Membres du groupe</b>		
ACKER	Alain	AREVA NC
ANDRES	Christian	AREVA NC
BARBEY	Pierre	ACRO
DEVIN	Patrick	AREVA NC
GORIA	Sarah	InVS
LEURAUD	Klervi	IRSN
SENE	Monique	GSIEN
SERVANT-PERRIER	Anne-Christine	IRSN
STEMPFELET	Morgane	InVS
ZERBIB	Jean-Claude	Expert indépendant

### **8.1.3. COMPOSITION DU GT2 RESTREINT "REDACTION"**

<b>Animateurs</b>		
RINGEARD	Caroline	IRSN
CATELINOIS	Olivier	InVS
<b>Membres du groupe</b>		
ANDRES	Christian	AREVA NC
BARBEY	Pierre	ACRO
DEVIN	Patrick	AREVA NC
LEURAUD	Klervi	IRSN
SENE	Monique	GSIEN
SERVANT-PERRIER	Anne-Christine	IRSN
VANDENHOVE	Hildegarde	SCK-CEN (Belgique)
ZERBIB	Jean-Claude	Expert indépendant

### **8.1.4. EXPERTS MEMBRES DU GEP PLENIER AYANT PARTICIPE A CERTAINES PHASES DES TRAVAUX DU GT2**

GATET Antoine (Sources et rivières du Limousin) et GENET Paul (Sauvegarde de la Gartempe).

### **8.1.5. EXPERTS EXTERIEURS AU GEP AYANT PARTICIPE A CERTAINES PHASES DES TRAVAUX DU GT2**

GORIA Sarah (InVS), VACQUIER Blandine (InVS), AMEON Roselyne (IRSN), FIEVET Bruno (IRSN), BOUMEDIENE Farid (Geolab), LEULEU Jean-Philippe (Geolab), QUET Fabrice (Registre des cancers du Limousin), ACKER Alain (AREVA NC), GRUGIER Yvan (correspondant Natura 2000).



## Sommaire du volume 2 du rapport GT2

<b>1. Lettres de mission</b>	<b>3</b>
<b>2. Risque environnemental</b>	<b>7</b>
Méthode d'évaluation du risque environnemental associé aux rejets de substances radioactives – Adaptation au cas des sites miniers de Haute Vienne	<b>9</b>
Contribution à l'évaluation du risque environnemental associé aux rejets d'uranium dans le bassin versant du Ritord	<b>85</b>
Cahier des charges du GT2 pour une étude de l'influence de la spéciation chimique de l'uranium dans l'analyse de ses effets écotoxiques en eau douce	<b>157</b>
Prise en compte de l'influence de la spéciation chimique de l'uranium dans l'analyse de ses effets écotoxiques en eau douce - Développement méthodologique et application au cas du Ritord	<b>163</b>
Vers la proposition d'une norme de qualité environnementale pour l'uranium en eau douce	<b>217</b>
<b>3. Impact dosimétrique</b>	<b>287</b>
Les rations alimentaires et taux d'autoconsommation retenus par le GT2	<b>289</b>
Les activités moyennes prises en compte par le GT2 pour son évaluation d'impact dosimétrique	<b>291</b>
<b>4. Veille sanitaire</b>	<b>293</b>
Cahier des charges du GT2	<b>295</b>
Une méthode de veille sanitaire autour des anciens sites d'exploitation d'uranium - Approche expérimentale en Limousin	<b>301</b>
<b>5. Outils d'aide à l'interprétation des résultats</b>	<b>367</b>
Environnement / Les normes dans le domaine radiologique et chimique	<b>369</b>
Population / Les normes de base en radioprotection	<b>389</b>