

**Expertise de la situation radioécologique du site COGEMA  
des Bois-Noirs-Limouzat  
Synthèse du Comité de Suivi Scientifique et Technique**

## **I – Historique et situation réglementaire**

Entièrement situé sur le territoire de la Commune de Saint-Priest-la-Prugne, le site couvre une superficie de 88 ha dont 18 ha de bassin en eau et 3 ha d'emprise des anciennes installations de traitement. Le site des Bois Noirs Limouzat a été le siège :

- d'une extraction de minerai d'uranium par mine à ciel ouvert et mine souterraine entre 1955 et 1980,
- d'un traitement de minerai dans une usine hydrométallurgique (fabrication d'un concentré sous forme de nitrate d'uranyle) entre 1960 et 1980.

Par ailleurs, des affleurements ont été exploités à l'extérieur de la mine en particulier sur le site des Gadaillères et sur le site dénommé BN2 à proximité du village de Saint-Priest-la-Prugne.

Les installations minières ont été démantelées et les chantiers d'extraction mis en sécurité et réaménagés. Des résidus de traitement de minerai (environ 1 300 000 tonnes) sont stockés sous eau, derrière un barrage du type « digue homogène en terre », implanté dans la vallée de la Besbre dont le cours a été dévié par un canal. Une partie de la fraction sableuse ou grossière des résidus a été réutilisée pour remblayer les travaux miniers souterrains (environ 800 000 tonnes).

Un arrêté préfectoral en date du 20 octobre 1980 (modifié en 1987 et 1990) a pris acte des travaux de démantèlement des installations minières et a prescrit une série de mesures et de contrôles pour en assurer la mise en sécurité et suivre son impact sur le milieu.

Actuellement le site est sous surveillance réglementaire géotechnique et radiologique par des experts et un laboratoire agréé au titre du RGIE (règlement général des industries extractives). Les résultats de cette surveillance sont régulièrement transmis à l'administration.

Les infrastructures des installations de traitement ont été cédées à la Commune de Saint-Priest après déséquipement et font l'objet de restrictions d'utilisation. Elles n'ont jamais été exploitées par la Commune. Leur démolition et le stockage des produits de démolition et de nettoyage des abords feront l'objet d'un dossier spécifique.

La principale source potentielle de pollution radioactive est le stockage de résidus de traitement de minerai qui contient en particulier de l'ordre de 286 tonnes d'uranium résiduel et 2 kg de radium 226 et leurs descendants (le tout représentant une activité totale de l'ordre de 792 TBq) ainsi que les stériles miniers. Le site est équipé d'une station de traitement des eaux utilisée autant que nécessaire et dont les rejets, placés sous autosurveillance, sont réglementés par l'arrêté précité.

## **II - La démarche de l'expertise**

A la suite des demandes de la Mairie de St-Priest-la-Prugne et du Collectif Bois-Noirs, Madame la Ministre de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement et Monsieur le Secrétaire d'Etat à l'Industrie ont donné en juin 1998 un avis favorable à l'expertise radioécologique du site COGEMA. Sur proposition de Monsieur le Préfet de la Loire, deux études de la situation radioécologique du site COGEMA des Bois-Noirs-Limouzat ont donc été réalisées en parallèle par des laboratoires choisis par appel d'offres respectivement par l'Etat (SUBATECH) et par la Commune de St Priest la Prugne (CRII-RAD ; étude financée par les Conseils généraux de la Loire et de l'Allier, ainsi que par le Conseil régional Rhône-Alpes).

L'objectif de ces études est de donner une information indépendante de l'exploitant sur l'état radioécologique actuel du site et de son environnement proche sans exclure les zones où il y aurait eu dépôt ou réutilisation de stériles miniers.

Elles doivent notamment permettre de vérifier le respect de la réglementation en matière de radioprotection du public et de confirmer le niveau d'exposition des populations ajouté par l'ancien site minier dans son ensemble.

Elles doivent également permettre de critiquer le dispositif de mesure mis en place et les résultats acquis auparavant afin d'apporter au dispositif de mesure actuel les modifications qui pourraient être nécessaires.

La bonne exécution de l'expertise radioécologique a été suivie par un Comité de Suivi Scientifique et Technique (CSST) comprenant des représentants de l'Etat (Sous-préfecture de Roanne, DRIRE, OPRI//RSN, DDASS) assistés d'un expert M.GUETAT (agronome) et de la Collectivité de Saint-Priest-La-Prugne (maire et M.DURAY président du Collectif des Bois-Noirs) assistée de Mme SENE (GSIEN), M.BILLET (Professeur de droit public), M.COTTIN (professeur de géologie). Les deux études ainsi encadrées se sont déroulées de décembre 2000 à mars 2002 (sur le terrain).

Par ailleurs, une cartographie héliportée de la situation radiologique du site et de son environnement proche a été réalisée par le Commissariat à l'Energie Atomique en septembre 2001. Elle fait apparaître :

- Des concentrations en radionucléides naturels caractéristiques des granites uranifères,
- Des zones plus ponctuelles avec une activité massique marquée : anciens chantiers miniers, plate forme de scierie, Vallée de la Besbre (accumulation de radon).
- Des zones avec une activité massique nettement plus élevée : le site minier et sa bordure Sud-Est, la scierie Mondière,

Cette cartographie présente une situation globale mais ne peut pas permettre de mettre en évidence des anomalies ponctuelles de quelques ares et d'intensité moyenne.

### **III – Les normes et effets de la radioactivité**

Les produits radioactifs ou radionucléides sont des substances naturelles ou artificielles qui en se désintégrant (transformation d'un atome donnant naissance à un ou plusieurs atomes) émettent des particules (alpha ou bêta) et/ou des rayonnements (gamma) qui traversent plus ou moins profondément les tissus du corps humain.

L'exposition à ces rayonnements émis par des produits radioactifs (ou radionucléides) peut s'effectuer:

- **par irradiation externe** provenant de sources (nuage ou dépôts radioactifs) situées en dehors de l'organisme humain (corps) ;
- **par irradiation interne** lorsque les radionucléides sont *incorporés* soit par inhalation (voies respiratoires), soit par ingestion (en mangeant des aliments contaminés par des radionucléides ou en buvant de l'eau contaminée).

L'unité de radioactivité est le Becquerel (Bq) qui correspond à une transformation par seconde. Par exemple, 1 kilogramme d'uranium naturel concentré représente 26 000 000 Bq et 1 gramme de radium 226 37 milliards de Bq (37 GBq).

Les **principaux radionucléides présents naturellement dans les sols et les roches** sont :

- ? L'uranium 238 et ses 13 descendants radioactifs, dont le radium 226 et le radon 222 (gaz)
- ? L'uranium 235 et ses 10 descendants radioactifs,
- ? Le thorium 232 et ses 10 descendants radioactifs,
- ? Le potassium 40.

Les effets sur l'organisme humain de ces rayonnements dépendent de la durée d'exposition, de la nature du rayonnement, et de l'organe irradié (la moelle osseuse est, par exemple, plus sensible que la peau). Une grandeur exprimée en Sievert (symbole Sv) appelée dose efficace rend compte de l'effet biologique de la dose reçue. Il n'y a donc pas de relation directe et simple entre une activité exprimée en Becquerel et des effets exprimés en Sievert.

Les effets sanitaires des faibles doses de rayonnement, encore mal connus, sont de plusieurs types :

- Une augmentation des risques de cancer (les facteurs de risque utilisés étant issus d'extrapolation des connaissances acquises sur les fortes doses),
- Une augmentation possible des risques de transmission d'anomalies génétiques.
- Des effets possibles sur les systèmes cardiovasculaire, nerveux, digestif ou endocrinien pouvant être induits par une incorporation chronique de radio-éléments.

Des textes réglementaires ou des directives européennes fixent des limites à ne pas dépasser pour l'irradiation globale, l'ingestion ou l'inhalation de radionucléides ainsi que pour la consommation de denrées alimentaires. Les principes du système de protection radiologique, sont la justification de la pratique, l'optimisation de la protection radiologique et la limitation des doses individuelles imputables à la pratique.

Exposition naturelle en millisievert par an (mSv/an) observation	Limite de dose annuelle ajoutée due à l'ensemble des activités nucléaires en millisievert par an (mSv/an) <sup>1</sup>
Moyenne France = 2,4 mSv/an Moyenne Régionale = 3,0 mSv/an	Public = 1 mSv/an (5 lors du fonctionnement de la mine*) Travailleurs Nucléaires = 20 mSv/an (50 lors du fonctionnement de la mine*)
<b>Radon<sup>2</sup></b>	
<b>Objectif recommandé pour les constructions nouvelles = 200 Bq/m<sup>3</sup></b> Objectif de précaution pour les bâtiments recevant du public = 400 Bq/m <sup>3</sup> en moyenne annuelle Seuil d'alerte = 1 000 Bq/m <sup>3</sup> en moyenne annuelle soit 20 mSv Moyenne des mesures de radon effectuées en France dans les habitations = 90 Bq/m <sup>3</sup> .	

\* limites modifiées par la directive Euratom 96/29 du 13 mai 1996

#### **IV – Le contexte de l'étude**

L'uranium naturel est constitué outre l'uranium 238 (et ses 13 descendants radioactifs dont l'uranium 234), d'uranium 235 (et ses 10 descendants radioactifs) père d'une famille indépendante de la précédente. Ce dernier est présent en faible quantité (0,72%) et en rapport constant avec l'uranium 238 (99,275%) Son importance est secondaire dans une étude d'impact radiologique de mine.

Dans un but d'exhaustivité, il convient de noter l'existence de 2 autres éléments naturels pouvant être présents, le thorium 232, père d'une autre famille, et le potassium 40. Ils existent à un niveau faible sur le site.

Dans une telle étude, les éléments importants de la famille de l'uranium 238 sont : l'uranium 238, l'uranium 234, le thorium 230, le radium 226, le radon 222 (et ses descendants à vie courte), le plomb 210 et le polonium 210 du fait de leur période radioactive longue ou/et de leur comportement environnemental et de leur radiotoxicité.

Les autres éléments sont des éléments à vie très courte dont la radioactivité se met rapidement à l'équilibre avec celle de l'élément à vie longue immédiatement situé au-dessus dans la succession familiale. Leur durée de vie est suffisamment courte pour qu'ils n'aient pas le temps d'avoir un comportement environnemental spécifique.

<sup>1</sup> Décret n° 2002-460 du 4 avril 2002 relatif à la protection générale des personnes contre les dangers des rayonnements ionisants et Décret n° 2003-296 du 31 mars 2003 relatif à la protection des travailleurs contre les dangers des rayonnements ionisants.

<sup>2</sup> Circulaire DGS - DGUHC n° 99-46 du 27 janvier 1999 relative à l'organisation de la gestion du risque lié au radon et circulaire DGS n° 2001/303 du 2 juillet 2001 relative à la gestion du risque lié au radon dans les établissements recevant du public.

Du point de vue de l'exposition externe l'exposition au rayonnement gamma dans l'environnement est due essentiellement au bismuth 214, au thallium 208 et au potassium 40. Elle est due majoritairement au bismuth 214 dans les zones du site comportant des stériles ou des résidus miniers.

Présent à Saint-Priest-la-Prugne ou dans son voisinage depuis plusieurs centaines de millions d'années, l'uranium 238 a eu le temps de créer toute sa descendance et d'atteindre un état d'équilibre, dit séculaire.

Tous ces éléments ont été soumis à l'action du climat (pluie, gel) et des organismes vivants (bactéries, plantes...). Cette action conjuguée a eu pour effet de créer le sol des champs et prairies de la vallée tout en ne conservant que les éléments chimiques les moins mobiles. L'uranium n'étant pas de ceux-là, il a progressivement quitté les horizons de surface pour rejoindre la Besbre. Seule la roche sous-jacente et certains rochers affleurant (indices uranifères) révélaient alors une radioactivité sensiblement plus importante que celle des sols.

L'extraction minière a eu pour conséquence d'amener en surface des roches qui n'ont pas subi cet appauvrissement et par-là même a conduit à augmenter la radioactivité présente en surface.

Par ailleurs, le travail minier a eu pour effet d'augmenter la surface d'échange entre la roche et les fluides, air et eau, circulant entre les blocs.

## **V – Les principaux résultats**

La première phase de l'étude a consisté à réaliser une campagne de prédétection radiamétrique afin de mieux cerner l'étendue de l'étude.

D'une manière générale, les mesures réalisées par les deux laboratoires sont comparables et présentent des écarts relativement faibles.

Les incertitudes de mesure pour le dosage des radionucléides par spectrométrie gamma sont de l'ordre de 10% mais peuvent excéder 50% dans le cas d'activités faibles. A noter que les méthodes d'échantillonnage peuvent entraîner des variations supérieures aux incertitudes de mesures.

L'ensemble des vecteurs de contamination a fait l'objet de mesures de la part de SUBATECH : eau, air et chaîne alimentaire. Compte tenu du budget alloué, la CRIIRAD n'a pas pu réaliser de mesure sur les eaux et la chaîne alimentaire, mais seulement sur les sédiments et les plantes aquatiques.

### **a) vecteur eau**

Les prélèvements d'eaux ont concerné la Besbre, les bassins et écoulements du site minier et les captages d'eaux potables pour la distribution de la commune de Saint-Priest-la-Prugne. Les analyses de ces prélèvements révèlent la présence quasi exclusive dans l'eau des descendants de l'uranium 238.

Il y a bonne concordance des niveaux mesurés lors de la surveillance et ceux observés lors de l'expertise.

S'agissant des eaux de la Besbre, la différence entre amont et aval montre clairement une influence de la mine. Les teneurs en uranium des eaux de la Besbre sont comprises environ entre 2 et 15 microgrammes par litre ( $\mu\text{g/l}$ ) en aval du site (7,4  $\mu\text{g/l}$  à 1,5km et 1,3  $\mu\text{g/l}$  à 12 km) pour une valeur en amont du site de 0,18 microgramme par litre ( $\mu\text{g/l}$ ). Les teneurs en radium sont en moyenne de 0,05 Bq/l en aval pour 0,03 Bq/l en amont (données IRSN et COGEMA).

L'eau dans le périmètre de la mine est sensiblement plus radioactive que celle de la Besbre, notamment les eaux du Grand Bassin et du TBO qui ne peuvent et n'ont jamais été considérées

comme potables. La dose efficace annuelle due au seul radium 226 serait supérieure ou de l'ordre de 0,5 mSv par an pour une consommation de ces eaux de 600 litres par an.

Les eaux de distribution ont des teneurs en uranium et radium 226 très faibles inférieures ou proche de la limite de détection.

La consommation d'eau de la Besbre en aval immédiat du site entraînerait une dose efficace annuelle globale de l'ordre de **0,1 mSv par an** (pour 600 litres par an, activités de l'uranium, du radium, du plomb égales à la valeur mesurée et reste de la chaîne considéré à l'équilibre à partir du plomb 214 ) à comparer à l'équivalent d'une dose efficace annuelle de 0,025 mSv/an due à la consommation d'une eau de source moyenne peu saline.

Les analyses chimiques des eaux de consommation montrent le respect des critères de potabilité à l'exception de l'eau issue du captage Fond du Puy alimentant une grande partie de la population de Saint-Priest-la-Prugne qui présentait une forte teneur en plomb restant à expliquer (très probablement d'anciennes canalisations en plomb car prélèvement réalisé au robinet de l'utilisateur). En effet, les dernières analyses du 3 décembre 2001 (prélèvement à l'émergence de la source) réalisées pour le compte de la DDASS et portant sur les substances toxiques ont montré que la qualité de ces eaux à la source est conforme aux normes de potabilité, la teneur en plomb mesurée étant inférieure à 2 microgrammes par litre.

#### b) vecteur air

Trois composantes peuvent contribuer à une exposition : les poussières et le radon (gaz issu de la chaîne de désintégration de l'uranium 238) inhalés, ainsi que le rayonnement gamma (provenant principalement des descendants par désintégration de l'uranium 238 et du thorium 232 ainsi que du potassium 40) par irradiation externe.

**b.1) Radon à l'extérieur.** Le radon est produit partout à la surface de la terre à partir de l'uranium contenu dans les sols. A l'extérieur des habitations, la concentration en radon dépend de la nature géologique des sols (selon la brochure de l'IRSN : zone sédimentaire moins de 30 Bq/m<sup>3</sup>, zone granitique de 150 à 250 Bq/m<sup>3</sup>). La concentration en radon est influencée par de nombreux paramètres tels que les conditions climatiques d'où des fluctuations importantes au cours de l'année et même de la journée. Par exemple, dans le Massif central, la concentration en radon peut passer de 230 Bq/m<sup>3</sup> en octobre à 40 Bq/m<sup>3</sup> en février-mars.

D'une manière générale le site minier constitue une source de radon importante qui influence les lieux placés sous le vent dominant (Moulin St-Priest notamment). Il reste très difficile d'évaluer la part du radon que l'on pourrait attribuer à l'exploitation minière ; avant leur extraction, les anciens filons de minerai d'uranium étant des sources naturelles importantes de radon.

De plus, on peut s'interroger sur le niveau naturel de référence à prendre en compte vu la variabilité géographique, climatique et temporelle du paramètre étudié.

En dehors du site et à l'extérieur des bâtiments, les calculs effectués à partir des mesures réalisées montrent que la mine entraînerait un accroissement de dose moyen de l'ordre de **0,02 mSv/an à 0,06 mSv/an** (cas de travailleurs en extérieur de la scierie construite sur des stériles miniers) avec des pointes de l'ordre de 0,1 mSv/an dans certains cas particuliers (Moulin St-Priest et Moulin Thienon pour 20% du temps passé en extérieur)

Par ailleurs, un travailleur séjournant sur le site COGEMA 600 heures par an (cas réel) recevrait une dose efficace ajoutée due au radon de l'ordre de 0,125 mSv/an.

**b.2) Radon à l'intérieur :** Le radon représente le tiers de l'exposition moyenne aux rayonnements ionisants de la population française. C'est la principale source d'exposition naturelle et la deuxième source après les expositions médicales (radiographies,..).

Les mesures de radon faites à l'intérieur de certaines habitations montrent des valeurs élevées cohérentes avec les niveaux moyens observés dans le département de la Loire dans les habitations anciennes construites en pierre locale. Deux sites font cependant exception, la scierie Mondière (affectée par la présence de stériles miniers, 7000 Bq/m<sup>3</sup> à l'intérieur d'un local avant travaux) et le Moulin Saint-Priest (sous le vent dominant du site et construit en pierre locale, 1200 Bq/m<sup>3</sup>). Dans une moindre mesure, le Moulin Poyet (700 Bq/m<sup>3</sup>, réemploi de stériles miniers et pierre locale) et une maison hors influence (600 Bq/m<sup>3</sup>, pierre locale ?) présentent des niveaux anormalement élevés.

**b.3) Poussières :** Des prélèvements de poussières ont été réalisés par le laboratoire SUBATECH sur 4 points particulièrement exposés en terme de radioactivité. Les mesures correspondantes ont donné des valeurs inférieures aux limites de détection conformes aux mesures réalisées en permanence par la COGEMA.

CRIIRAD a procédé à des calculs paramétrés à partir d'hypothèses d'empoussièrement et des mesures d'activité de la couche superficielle des sols.

Dans le cas d'une activité normale et avec un taux d'empoussièrement moyen, l'activité ajoutée contribue à un équivalent de dose allant au maximum de **0,0002 mSv/an** (calcul fait à partir des mesures de SUBATECH pour le travailleur COGEMA) à **0,3 mSv/an** (calcul CRIIRAD à la scierie Mondière avec des hypothèses pessimistes notamment un remblai très actif à 27 000 Bq/kg en uranium 238, 2000 heures de présence et un taux de remise en suspension moyen). Les cas de chantiers ou travaux importants sur des remblais contenant des stériles devront faire l'objet d'estimations adaptées aux conditions rencontrées et d'éventuelles dispositions de protection des travailleurs.

**b.4) Exposition gamma :**

De nombreuses mesures du flux de rayonnement gamma et de débit de dose instantané ont été effectuées par SUBATECH et la CRIIRAD sur le site minier et dans l'environnement (campagne radiométrique complétée par l'installation, sur une durée de 3 mois à une hauteur de 1m du sol, de films sur des sites choisis en fonction de cette campagne. Il convient de souligner que de nombreux points de mesure se situaient sur des zones hétérogènes.

Les valeurs les plus élevées ont été mesurées à l'intérieur du site minier (environ 2 fois à 10 fois le bruit de fond avec la présence de points singuliers très actifs), mais aussi à l'extérieur (cas de la plate-forme de la scierie du Mondière avec environ 3,5 fois le bruit de fond avec des secteurs dépassant 10 fois le bruit de fond) en raison de l'utilisation dans le passé de stériles ou de déchets miniers pour améliorer certains chemins ou constituer des plates-formes :

- L'exposition ajoutée pour un agent travaillant 600 heures sur le site COGEMA serait de l'ordre de **0,05 mSv/an** (calcul détaillé dans le rapport Subatech),
- En dehors du site minier, de nombreux sites sont concernés par la présence de remblais ou stériles miniers qui induisent, parfois sur plusieurs mètres carrés, un débit de dose ajouté supérieur à 0,2 voire 0,3 µSv/h. Ces cas concernent par exemple, les pistes au sud du site BNL, le foyer de ski de fond, la cour de moulin Poyet, le hangar de Moulin Thienon, la piste BN3, le chemin des Gadailières, la scierie Mondière, la scierie de Bellechasse, le chemin de la pierre des fées, le chemin des Prades ou l'ancien site SIMO.

Le débit de dose ajouté pour un ouvrier de la scierie Mondière travaillant 1600 heures est de l'ordre de **0,5 mSv/an** (calcul Subatech).

En dehors de cette situation, si les doses ajoutées sont probablement négligeables dans le cas d'un chemin de passage, une évaluation plus détaillée en fonction d'un scénario réaliste et prenant en compte la surface intéressée est nécessaire pour appréhender les doses ajoutées et juger de l'opportunité d'une intervention. Ces cas concernent notamment la cour du moulin Poyet et le hangar du Moulin Thienon.

**c) Chaîne alimentaire**

Les mesures réalisées sur les salades, les carottes et le lait récoltés d'une part, sur un site réputé influencé par la mine et, d'autre part, sur un site hors influence n'ont pas laissé apparaître de différence significative.

Pour ce qui concerne les poissons de la Besbre, les contrôles réalisés en 1996 (COGEMA) montrent une radioactivité 3 fois supérieure en aval du site (chairs+arêtes) par rapport à l'amont.

Par ailleurs, la consommation annuelle de 2,5 kg des poissons (chairs+arêtes) issus du bassin de stockage des résidus miniers, où toute pêche est interdite, entraînerait une dose ajoutée de 1mSv. Rappelons que la radioactivité est essentiellement fixée par les arêtes et les viscères qui en général ne sont pas consommées.

**d) Milieu aquatique**

Les sédiments de la Besbre transportent l'essentiel de la radioactivité de la rivière. Ils contiennent des descendants de l'uranium 238 (radium 226 notamment). Les curages et débordements de la rivière conduisent à un marquage notable des sédiments et terres de rives sur plusieurs kilomètres avec parfois des phénomènes de dépôts différenciés (concentration plus forte pour les dépôts fins argileux).

Des accumulations significatives ont été détectées sur le site COGEMA en pied de digue (tourbière) mais aussi dans les sédiments du barrage de Saint-Clément 12 km en aval (hors étude et prélèvement fait uniquement par CRIIRAD). La contamination en radium 226 des terres de rives est quelquefois plus élevée que celle des sédiments du cours d'eau.

Par ailleurs, l'analyse des plantes aquatiques (fontinales) montre qu'il existe un transfert sur la flore aquatique.

**VI – Conclusions**

Les mesures réalisées par l'exploitant sont cohérentes avec celles effectuées par les deux laboratoires. Cependant, le programme de surveillance de l'environnement mis en œuvre par COGEMA ne prend pas en compte tous les impacts ponctuels liés au réemploi de stériles ou de remblais miniers et à l'utilisation ou fréquentation effective des lieux (cas du Moulin Poyet). En particulier, la contribution du polonium 210 à l'exposition des individus étant soupçonnée être significative, une attention particulière devra y être apportée.

Bien que l'absence de données sur l'état initial du site constitue une difficulté majeure, les études menées montrent que le site minier a un réel impact sur l'environnement par l'uranium et ses descendants.

**Vecteur air :**

Radon : le radon présente une grande difficulté méthodologique ; les différentes mesures effectuées ne permettent pas de conclure de manière satisfaisante quant à la part ajoutée liée à l'activité minière. Le site minier est clairement une source de longue durée d'émanations de radon. Le grand bassin joue son rôle dans la rétention du radon. L'influence de sources diffuses de l'environnement est probable. Il existe des sources internes dans les habitations qui sont à l'origine de variations du même ordre de grandeur voire plus que l'influence de la mine. L'impact radon peut être très important dans le cas des bâtiments construits sur des stériles miniers comme la scierie Mondière.

Poussières : Les résultats des mesures ne laissent pas apparaître d'impact, mais des estimations théoriques montrent que, dans le cas particulier de travaux très empoussiérés mettant en jeu des remblais actifs, l'exposition pourrait être significative.

**Exposition externe gamma :** Elle peut représenter potentiellement l'impact le plus important sur les zones de réemploi de stériles miniers ou de présence d'échantillon de minerai pour de longues durées d'exposition.

**Vecteur eau :** L'eau dans le périmètre de la mine est sensiblement plus radioactive que celle de la Besbre. Les eaux du site minier ne peuvent pas en général être considérées comme potables.

La différence entre amont et aval de la Besbre par rapport au site minier montre clairement une influence de la mine. L'activité mesurée de l'eau de la Besbre à l'aval du site tant en radium qu'en uranium montre que cet impact est faible.

La radioactivité des eaux de distribution est faible.

**Chaîne alimentaire :** L'étude de deux sites, sous et hors influence, ne laisse pas apparaître de divergence significative. Cependant, on note une contamination du milieu aquatique (sédiments, terres de berges, plantes aquatiques, poissons). Le risque lié à la consommation de poissons pêchés directement en aval n'est pas négligeable mais reste relativement faible : l'exposition ajoutée par le site serait de 0,03 à 0,05 mSv/an (0,18 mSv/an d'après les calculs de la CRIIRAD pour des chabots avec des hypothèses maximales) pour une consommation de 10kg/an (chair uniquement). Par contre, la pêche reste interdite à l'intérieur du site minier.

**Bilan des doses ajoutées :** Pour pratiquement toutes les voies d'exposition, les données actuellement disponibles sont insuffisantes pour permettre une évaluation fine des doses subies par la population. Des hypothèses simplificatrices fixées à la demande de l'Administration (On notera le désaccord de la CRIIRAD sur ces scénarios) peuvent cependant donner un ordre de grandeur de l'exposition ajoutée par la présence du site minier. Plusieurs cas peuvent être considérés.

Les scénarios très conservatoires retenus par la CRIIRAD aboutissent à des expositions ajoutées pouvant s'élever à plusieurs millisieverts par an.

	Dose efficace ajoutée par le site minier en mSv/an	
	Ordre de grandeur hors incertitude	Observations
Travailleur COGEMA séjournant 600 ou 1600 heures sur le site et habitant hors de la zone d'influence	0,2 (600 h) 0,5 (1600h)	Le radon représente la dose la plus importante (71%)
Travailleur séjournant 1600 heures à la scierie Mondière en extérieur (hors cas de l'agent travaillant dans le local d'affûtage)	0,6	Le rayonnement gamma représente 90% de la dose
Habitant du Moulin St-Priest : Adulte Enfant de 2 à 7 ans	0,5 à 1,5 0,6 à 1,1	Le radon représente la dose la plus importante.
Habitant du Moulin Poyet Adulte Enfant de 2 à 7 ans	0,6 à 2,7 0,7 à 2,0	Le radon représente la dose la plus importante.

Les calculs d'évaluation de la dose efficace ajoutée en application des recommandations de l'IRSN validées par le ministère de l'écologie et du développement durable

L'impact diffus lié à la dispersion de remblais actifs ne doit pas être négligé. Il pourrait conduire en effet à des niveaux d'exposition inacceptables (scierie Mondière par exemple).

## **VII – Recommandations**

1. Réalisation, à partir des informations fournies par les populations et les collectivités locales, d'un inventaire des sites et bâtiments concernés par la réutilisation de reblais et stériles miniers. Cet inventaire devra être validé et complété par des campagnes de mesures radiométriques adaptées et le cas échéant de radon dans les locaux suspectés. Devrait être également effectuée une cartographie radiologique (chemins et plates-formes reblayés essentiellement, berges accessibles) dont le périmètre reste à déterminer en fonction des informations précitées, mais qui concernera obligatoirement dans un premier temps les zones accessibles dans un rayon de 3 km autour du site minier et 1 km autour du site des Gadaillères.
2. Examen par les Autorités administratives de l'opportunité d'imposer le traitement des sites concernés par le dépôt de stériles issus de l'activité minière et par les dépôts de radionucléides (sédiments et terres de berges).  
A cet égard, la démolition de l'ancienne usine SIMO, la décontamination du site de cette usine et le devenir des déchets issus de ces travaux feront l'objet d'un dossier particulier qui sera soumis à enquête publique.
3. Proposition par l'exploitant d'une adaptation et d'une amélioration du dispositif d'autocontrôle, dont les principes seront justifiés.
4. Information de la population et des travailleurs sur les résultats des études menées et sur les risques sanitaires ainsi que sur les risques liés aux stériles miniers ou à la détention d'échantillon de minerai. La population pourrait être invitée à faire part à la Mairie des sites susceptibles de contenir de tels stériles et de la présence d'échantillons de minerai (questionnaire à renvoyer à la Mairie).
5. Amélioration, en cas d'impact confirmé, de la collecte de quelques écoulements en provenance des sites miniers et réflexion sur la stratégie de contrôle et de traitement de ces eaux avant rejet.

## **ANNEXE I**

### **Contexte environnemental de l'étude**

#### **A.1 - L'origine géologique de la mine**

La mine des Bois Noirs se situe dans du granite, et l'uranium y était déposé dans des filons, probablement créés par des circulations d'eau thermale. L'uranium peut se trouver sous différentes espèces chimiques, et selon les conditions du milieu peut soit se dissoudre soit précipiter. Ces mécanismes de transport et précipitation sont à l'origine de la plupart des mines d'uranium et aussi d'autres métaux.

#### **A.2 - L'uranium et la radioactivité**

L'uranium 238 est le père d'une famille radioactive de 13 descendants. Chaque élément radioactif se transforme, lors d'une désintégration, en un autre élément en émettant des particules de matière ou/et d'énergie.

Il existe ainsi une cascade d'éléments se transformant plus ou moins vite selon les éléments, jusqu'à une ultime désintégration qui aboutit à un élément stable.

L'unité de radioactivité est la désintégration par seconde, appelée Becquerel dans le système international des unités. 80 microgrammes d'uranium 238 pur contient le nombre d'atomes conduisant à une désintégration par seconde. En raccourci, on peut dire qu'un Becquerel d'uranium 238 pèse 80 microgrammes.

Les émissions résultant d'une désintégration sont appelées rayons alpha (noyaux d'hélium), beta (électrons) et gamma (photons). Elles sont à l'origine d'un transport d'énergie. Cette énergie est absorbée lors de son parcours par le milieu environnant et en particulier les individus présents. C'est cette absorption d'énergie dans des cellules vivantes qui peut être à l'origine de perturbations intra-cellulaires lorsque l'énergie déposée est importante. Toute la question d'une étude d'impact est d'évaluer cette importance.

Le numéro associé aux noms est une indication de la masse des atomes, et caractérise ce qu'on appelle les isotopes, chacun ayant des propriétés radioactives propres. Par contre le comportement chimique de tous les isotopes d'un élément est le même pour tous. C'est pourquoi les uranium 234, 235 et 238 se trouvent toujours dans les mêmes proportions car ils voyagent ou précipitent ensemble. Ceci n'est pas le cas pour des éléments chimiques différents tels que uranium, radium et thorium dont les propriétés chimiques diffèrent. Il se peut donc, et c'est souvent le cas, qu'il apparaisse un léger déséquilibre dans la chaîne, lié à une plus grande disponibilité ou, au contraire, à une plus faible mobilité de l'un d'entre eux.

A chaque désintégration, la radioactivité de la roche diminue. Le rythme de diminution est caractérisé par ce qu'on appelle la période radioactive ou demi-vie de l'élément, qui correspond à la durée nécessaire à la disparition de la moitié des atomes radioactifs contenus. Les éléments radioactifs qui sont présents dans une mine d'uranium ont pour un bon nombre d'entre eux une période radioactive très longue comparée à l'échelle de temps humaine. L'uranium 238 a une demi-vie qui se compte en milliards d'années et le thorium 230 une demi-vie de 75 000 ans. Or, ce sont les deux éléments qui pilotent la radioactivité du site. De ce fait, la radioactivité globale du site va évoluer très lentement et principalement par des mécanismes chimiques de dissolution ou fixation.

#### **A.3 - Les acteurs de l'étude d'impact d'une mine**

Les éléments importants, dans une étude environnementale, de la famille de l'uranium 238 sont : l'uranium 238, l'uranium 234, le thorium 230, le radium 226, le radon 222, le plomb 210 et le polonium 210 du fait de leur période radioactive longue ou/et de leur comportement environnemental.

Les autres éléments sont des éléments à vie très courte dont la radioactivité se met rapidement à l'équilibre avec celle de l'élément à vie longue immédiatement situé au-dessus dans la succession familiale. Leur durée de vie est suffisamment courte pour qu'ils n'aient pas le temps d'avoir un comportement environnemental spécifique.

La chaîne de succession de l'uranium 238 est donnée en annexe 2.

### ? **Éléments à vie très courte et mesures de radioactivité**

Cette égalité de radioactivité constitue un moyen indirect de mesure lorsque l'élément à vie longue est moins facile à mesurer que l'élément fils à vie très courte. En pratique, on peut assimiler les éléments à vie très courte à leur père et considérer leur rayonnement comme un rayonnement légèrement différé du père.

Ainsi, la mesure du thorium 234 est une mesure indirecte de l'uranium 238, le bismuth 214 une mesure du Radium 226 dans une matrice de roche...

Dans la chaîne de filiation, le radon 222 (de demi-vie égale à 3,8 jours) a la particularité d'être un gaz. Il a de ce fait la possibilité de sortir de la roche non seulement dans l'eau de lixiviation mais surtout, et plus rapidement, dans l'air des fissures et anfractuosités. Il est ainsi source d'une propagation d'atomes radioactifs par la voie atmosphérique particulière qu'il convient d'analyser, sachant que le radon 222 est par ailleurs le principal responsable de l'exposition naturelle des individus par l'intermédiaire de ses descendants à vie très courte.

Ceci explique les mesures spécifiques mises en place. Deux techniques de mesure d'intérêt complémentaires ont été utilisées.

### ? **Les autres éléments radioactifs naturels :**

L'uranium naturel est constitué outre l'uranium 238 (et ses 13 descendants radioactifs dont l'uranium 234), d'uranium 235 (et ses 10 descendants radioactifs) totalement indépendant de la famille précédente et père d'une autre famille, présent en faible quantité et en rapport constant avec l'uranium 238. Son importance ne peut être que négligeable dans une étude d'impact radiologique de mine et il n'y a pas lieu de s'y intéresser outre mesure.

Dans un but d'exhaustivité, il convient de noter l'existence de 2 autres éléments naturels pouvant être présents, le thorium 232, père d'une autre famille, et le potassium 40. Ils existent à un niveau faible sur le site et ne présentant pas non plus d'intérêt ici.

## **A.4 - La mine comme source de transfert d'éléments radioactifs et de rayonnement**

Présents à St Priest ou dans son voisinage depuis plusieurs centaines de millions d'années, l'uranium 238 a eu le temps de créer toute sa descendance et d'atteindre un état d'équilibre, dit séculaire, au sein de la matrice rocheuse.

Ainsi à l'origine, tous les éléments de la chaîne étaient présents et avaient en première approximation la même radioactivité, c'est-à-dire le même nombre de désintégration par seconde dans un volume de roche donné.

Mais tous ces éléments ont été soumis depuis la dernière glaciation à l'action du climat (pluie, gel) et des organismes vivants (bactéries, plantes...). Cette action conjuguée a eu pour effet de créer le sol des champs et prairies de la vallée tout en ne conservant que les éléments chimiques les moins mobiles. L'uranium n'étant pas de ceux-là, il a progressivement quitté les horizons de surface pour rejoindre la Besbre. Seule la roche sous-jacente et certains rochers affleurent (indices uranifères) révélaient alors une radioactivité sensiblement plus importante que celle des sols.

## ? Exposition par les solides

L'extraction minière (ainsi que les carrières) a eu pour conséquence d'amener en surface des roches qui n'ont pas subi cet appauvrissement et par-là même a conduit à augmenter la radioactivité présente en surface.

Dans les produits résultant de l'extraction de l'uranium, on trouve :

- en grande quantité les stériles miniers qui ne sont autres que des roches insuffisamment riches en uranium pour être exploitées. Ils contiennent l'ensemble des éléments de la famille de l'uranium 238. La teneur de coupure varie habituellement entre 25 et 300 ppm (parties pour million), soit 600 à 3600 Bq d'Uranium 238 par kg de roche. Des stériles ont été utilisés comme remblais, en particulier dans des plates-formes de scieries et des chemins.
- en plus faible quantité, les sables résultant du concassage des roches riches, fortement appauvris en uranium, mais contenant tous les descendants à partir du thorium 230. Ces sables ont été en partie remis dans les galeries de mines, mais en raison du foisonnement lié au concassage, une partie est restée en surface et a été placée au fond du lac, l'eau de ce dernier servant à arrêter les rayonnements émis.

Les roches et autres matériaux (sable, sédiments, sols de berges) sont source de rayonnement gamma (photons pouvant parcourir de grandes distances dans l'air) et constituent une voie importante d'exposition des personnes. Elle restera pratiquement constante sur des centaines voire des milliers d'années.

La première phase des études (dite campagne de prédétection) avait pour objectif de caractériser cette source de rayonnement par mesures directes, à la fois sur le site, dans son environnement et dans les zones de recyclage ou emplois de stériles. L'objectif était ainsi de définir le niveau d'exposition aux rayonnements et d'orienter le choix des mesures de concentration, plus lourdes et plus coûteuses.

En ce qui concerne la surveillance du site, la répétition de mesures de rayonnement par les solides est de très faible utilité, (pour ne pas dire d'aucune) en absence de déplacement volontaire des matériaux ou de recouvrement par des matériaux de niveaux de radioactivité différents.

## ? Exposition par la voie eau

Le travail minier a eu pour effet d'augmenter la surface d'échange entre la roche et les fluides, air et eau, circulant entre les blocs.

L'uranium et le radium présentent une certaine solubilité et peuvent de ce fait être libérés dans l'eau qui circule entre les blocs ou dans les fissures. Notons que lorsque la quantité de radium soluble dans l'eau est jugée importante, il est possible d'effectuer un traitement chimique au sulfate de baryum qui l'insolubilise.

Le thorium est un élément très peu mobile. Son évolution à l'échelle de la centaine de milliers d'années est fonction de la présence d'uranium 234-238 qui le génère ou dans le cas contraire de sa décroissance radioactive et de l'entraînement des particules qui le contiennent.

Plomb 210 et polonium 210 sont des éléments de durée de vie assez courte (22 ans et 138 jours) et ils sont générés par le gaz radon. Leur comportement est de ce fait assez difficile à cerner a priori. La contribution du Polonium à l'exposition des individus étant soupçonnée être significative, une attention particulière doit y être apportée, même s'il est difficile à mesurer.

La surveillance de la radioactivité des eaux a pour principal objectif de contrôler l'évolution des échanges entre eaux et solides. Cette évolution ne peut être que lente, compte tenu des phénomènes en jeu et la définition du programme de surveillance doit en tenir compte.

## ? **Exposition par la voie atmosphérique**

En ce qui concerne la surveillance de l'air, il convient de préciser un peu les mécanismes d'émission du radon.

La période du radon est seulement de 3,8 jours. Si le temps de transit entre son lieu de naissance et l'atmosphère est grand (de l'ordre du mois) il aura disparu avant d'y parvenir. C'est en particulier le cas des atomes nés dans la matrice rocheuse et qui y sont piégés. Dans le cas contraire, il entre dans l'atmosphère et pourra être dispersé sur quelques dizaines de kilomètres autour du point d'émission avant de disparaître.

Sa production vers l'atmosphère dépend donc essentiellement de l'existence du radium en surface de roches ou blocs situés dans les premiers mètres du sol. Cette quantité de radium n'a pas de raison d'être significativement modifiée sur une échelle de temps de plusieurs centaines d'années.

Si une quantification « fiable et reconnue » des émanations de radon et de l'impact en résultant est importante, la surveillance dans le temps du radon de l'air n'a que très peu d'intérêt et ne conduit qu'à enregistrer de manière indirecte les variations météorologiques des vents en direction et intensité, variations qui sont relativement faibles en moyenne annuelle.

Un point particulier de l'impact du radon doit être souligné : seul le radon est émis à partir des sols et roches. Pendant son transfert dans l'air, il génère ses descendants mais ce transfert est relativement rapide et l'état d'équilibre est atteint après une durée d'environ deux heures. Les points où les concentrations en radon sont les plus fortes, sont les points les plus proches (pour eux cette transformation ne s'effectue que très partiellement. Il convient cependant de considérer que ce radon entre dans les habitations et se trouve alors dans une atmosphère calme et faiblement renouvelée, dans laquelle la mise en équilibre s'effectue plus complètement. Il apparaît ainsi que l'exposition au radon dans les maisons est plus importante qu'à l'extérieur, pour un apport extérieur. Ceci est encore plus vrai lorsque l'émission de radon est interne à l'habitation, dans le cas des habitations construites en matériaux traditionnels, contenant naturellement du radium 226.

La voie atmosphérique concerne également le transport de poussières à partir des zones remaniées. Il s'agit habituellement d'une voie mineure qu'il convient cependant d'évaluer.

## ? **Exposition par la chaîne alimentaire**

Les éléments radioactifs comme tous les autres éléments, peuvent être transférés aux végétaux et par leur intermédiaire aux animaux par deux voies distinctes, la voie foliaire c'est-à-dire par dépôt sur le feuillage de poussières ou d'eau d'irrigation, ou par la voie racinaire, à partir du sol. Le sol peut lui-même être enrichi par l'irrigation.

Par la voie atmosphérique, on peut imaginer qu'il y ait dépôt de plomb et polonium 210 à partir du radon de l'air, mais l'analyse mathématique prévoit que ces dépôts sont insignifiants. Il en va de même de dépôts de poussières dans des conditions moyennes d'émission.

La voie racinaire est connue pour être une voie mineure pour le radium, comparée à l'exposition externe.

La voie la plus significative est celle du transfert foliaire par irrigation, c'est pourquoi les prélèvements ont été effectués dans un jardin irrigué à partir des eaux de la Besbre.

Cette voie d'ingestion de produits végétaux et animaux (animaux consommant eux-même de l'eau et des végétaux), doit également être complétée par la consommation de poissons, pour lesquels il existe des transferts soit directement à partir de l'eau soit à partir de leur nourriture.

## Annexe 2 – Chaîne radioactive de l'uranium

Radionucléide	Mode de désintégration	Période radioactive
<b>Uranium 238</b>	Alpha	4,5 milliards d'années
Thorium 234	Beta, gamma	24 jours
Proactinium 234m	Beta, gamma	1.2 minutes
<b>Uranium 234</b>	Alpha	250 000 ans
<b>Thorium 230</b>	Alpha, gamma	75 000 ans
<b>Radium 226</b>	Alpha, gamma	1600 ans
<b>Radon 222 (gaz)</b>	Alpha	3.8 jours
Polonium 218	Alpha	3 minutes
Plomb 214	Beta, gamma	27 minutes
Bismuth 214	Beta, gamma	20 minutes
Polonium 214	Alpha	0,00016 seconde
<b>Plomb 210</b>	Beta, gamma	22,3 ans
Bismuth 210	Beta	5 jours
<b>Polonium 210</b>	Alpha	138,5 jours
Plomb 206		stable

Ne sont noté en « gamma » que les rayonnements significatifs utilisés pour les analyses.

Sont marqués en gras les radionucléides pilotes soit par la période radioactive courte des descendants soit par leur comportement.