



15 Juin 1994

CRIIRAD

Commission de Recherche
et d'Information Indépendantes
sur la Radioactivité

Etudes radioécologiques sur la division minière de la Crouzille

**Site SIMO de Bessines
Sites de Montmassacrot, Bellezane et Puy-de-l'Age**

SYNTHESE

Document élaboré par la CRIIRAD
à la demande du Conseil Général de la Haute-vienne
et du Conseil Régional du Limousin

(Prélèvements et mesures réalisés de janvier à septembre 1993)

CRIIRAD - 471 Avenue Victor Hugo 26000 VALENCE

Tél. 75 40 95 05 - Fax. 75 81 26 48

Sur la division minière de la Crouzille, la présence de gisements uranifères dans le substrat granitique de la région a rendu possible l'exploitation par la COGEMA depuis 1948 d'une cinquantaine de chantiers miniers (mines à ciel ouvert et travaux miniers souterrains). A partir de 1958 à l'usine SIMO de Bessines a été réalisée l'extraction de l'uranium utilisé ensuite pour l'élaboration des assemblages combustibles dans les réacteurs électronucléaires.

Ces différentes activités ont conduit à la dispersion de substances radioactives et à l'accumulation de déchets miniers. Les installations étant en phase d'arrêt et de délaissement, le Conseil Régional du Limousin et le Conseil Général de la Haute-Vienne ont demandé au laboratoire de la CRII-RAD de conduire une étude radiologique ciblée sur quelques sites dont le site SIMO de Bessines dans le but d'identifier les problèmes et de dresser un premier bilan de la contamination des sites et de leur impact éventuel sur les populations.

La COGEMA a souhaité confier au laboratoire CRPM/Algade la réalisation de prélèvements et d'analyses croisés avec ceux de la CRII-RAD. Les prélèvements ont été réalisés de janvier à août 1993. Le dernier volume du rapport de la CRII-RAD a été remis aux élus le 8 avril 1994. Le présent document constitue une synthèse de ces travaux.

A - LA DIVISION MINIERE DE LA CROUZILLE : *UNE REGION NATURELLEMENT A RISQUE*

Une radioactivité naturelle supérieure à la moyenne nationale

L'uranium présent dans les roches est un élément radioactif. Les isotopes 238 et 235 donnent en outre naissance en se désintégrant à toute une chaîne de radioéléments : 13 radionucléides pour l'uranium 238, les plus connus étant le radium 226 et le radon 222 ; 10 radionucléides pour l'uranium 235. Ces différents radioéléments émettent des rayonnements ionisants alpha ou bêta, et souvent gamma, qui peuvent entraîner une exposition des populations. Exposition externe des individus qui évoluent sur les sols concernés mais aussi exposition interne lorsque les radioéléments sont absorbés dans l'organisme qu'ils vont alors irradier de l'intérieur. L'absorption de ces radioéléments peut résulter de l'ingestion d'eau ou d'aliments, ou de l'inhalation des radioéléments présents dans l'air sous forme gazeuse (cas du radon) ou sous forme de fines poussières en suspension.

Le fait que cette radioactivité est d'origine naturelle ne signifie pas qu'elle est inoffensive. Les dommages cellulaires, les risques de cancérisation ou d'anomalies génétiques induits par les rayonnements ionisants dépendent de la radiotoxicité des radionucléides et non de leur caractère naturel ou artificiel. Plusieurs radionucléides des chaînes de l'uranium 235 et 238 appartiennent ainsi à la classe 1 qui regroupe les radioéléments les plus radiotoxiques. Par inhalation, le thorium 230, le protactinium 231 et l'actinium 227 sont aussi radiotoxiques, ou même plus radiotoxiques que le plutonium.

Dans les sols de la division de la Crouzille certains filons uranifères ont une teneur en uranium qui peut être plusieurs centaines de fois supérieure à celle des granits voisins. Ces derniers présentant déjà des teneurs supérieures à celles des sols d'autres régions de France. Les mesures effectuées dans le cadre de cette étude ont permis de vérifier que les populations de cette région sont soumises à une exposition radiologique plus élevée que la normale. Pour illustrer ceci, nous prendrons deux exemples.

- **Exposition externe**

Du point de vue de l'exposition externe, les mesures que nous avons effectuées hors influence des sites miniers, nous ont permis d'évaluer à 0,25 $\mu\text{Sv/h}$ le débit moyen d'équivalent de dose à 1 mètre du sol. Pour une personne vivant en permanence dans la région ceci correspond à une dose intégrée annuelle de **2,2 mSv/an** alors que le niveau moyen est en France de l'ordre de 0,66 mSv/an.

- **Concentration en radon 222 dans les bâtiments**

Du point de vue des concentrations en radon 222 à l'intérieur des habitations, le même constat peut être effectué. Sur 8 mesures réalisées dans les environs de Bessines, la moitié des valeurs est supérieure à **400 Bq/m³** (limite d'intervention fixée par la CEE pour les habitations anciennes) et deux valeurs sont supérieures à **1 000 Bq/m³**. De tels niveaux sont particulièrement élevés. Aux Etats-Unis, les autorités sanitaires préconisent d'abaisser les niveaux de radon en dessous de **150 Bq/m³** (200 Bq/m³ en Angleterre).

De par les teneurs naturellement élevées en uranium du sous-sol, les populations de la division sont donc exposées à un risque sanitaire plus élevé que dans d'autres régions de France. A cette situation naturelle vient s'ajouter l'impact des activités minières Cogema et SIMO. L'exploitant a souvent utilisé l'argument de la forte radioactivité naturelle de cette région pour banaliser l'augmentation des niveaux de radioactivité du fait des activités minières. Cette démarche constitue du point de vue sanitaire une aberration. Compte tenu de l'exposition naturellement élevée que subissent les populations locales il conviendrait tout au contraire de faire preuve d'une vigilance toute particulière afin de ne pas augmenter les niveaux d'irradiation.

B - L'EXPLOITATION URANIFERE : ACCUMULATION EN SURFACE DE MATERIAUX RADIOACTIFS : STERILES ET RESIDUS

L'extraction de minerai riche en uranium et son traitement conduisent à augmenter les transferts de radioéléments vers les populations par la mise au jour, la manipulation, la dispersion et le stockage de matériaux radioactifs, toutes opérations susceptibles d'augmenter la radioactivité des milieux aquatique et atmosphérique environnants.

Sur la division de la Crouzille, l'exploitation d'une cinquantaine de chantiers miniers uranifères (mines à ciel ouvert et travaux miniers souterrains) a conduit à l'accumulation en surface de millions de tonnes de **stériles miniers**. Les stériles sont des cailloux, sables et rocs dont les teneurs en uranium sont trop faibles pour être exploitées (moins de 4 000 Bq/kg d'uranium 238 en théorie), mais plusieurs dizaines de fois supérieures à celles des sols de la région (de l'ordre de 100 Bq/kg).

Les minerais uranifères de la division (de l'ordre de 4 000 à 25 000 Bq/kg d'uranium 238) ont eux été concassés et traités sur le site SIMO de Bessines afin d'en extraire l'uranium. Ainsi plus de 20 millions de tonnes de **résidus** ont été produits à Bessines. Ces matériaux se présentent sous forme de sables et de produits fins et conservent environ 75 % de la radioactivité d'origine : pour l'uranium 238, seuls les quatre premiers radioéléments sont éliminés (à 90-95 % environ), les 10 radioéléments restent au même niveau d'activité. Ces résidus, dont certains ont une granulométrie très fine (du type limon), ont été stockés dans les mines à ciel ouvert du Brugeaud, de Montmassacrot et de Bellezane (et parfois même réinjectés pour remblayage dans des galeries souterrains).

1) Caractérisation des solides et produits fins

L'analyse des échantillons de solides prélevés au niveau des verses, bassins, galeries et MCO ont permis d'effectuer les constats suivants :

• situations attendues

- Les stériles miniers prélevés sur la verse de Puy de l'Age présentent des teneurs de l'ordre de 4 500 Bq/kg pour chaque radioélément de la chaîne de l'uranium 238. L'exposition externe en surface sur la verse est 3 à 7 fois supérieure au niveau naturel.

- Les résidus de traitement frais prélevés sur camion avant déchargement dans la fosse de Bellezane présentent un déséquilibre attendu dans la chaîne de l'uranium 238. Il reste de l'ordre de 40 000 à 70 000 Bq/kg de thorium 230, radium 226 et plomb 210 mais seulement 3 000 Bq/kg d'uranium 238 qui a été extrait sur le site SIMO. L'exposition externe sur la plate forme de déchargement est de 4 à 15 fois supérieure au niveau naturel.

• situations anormales

- Les produits fins stockés sur la grande verse dite "verse à stériles" du Brugeaud ont dans de nombreux cas des teneurs extrêmement élevées en radium 226, supérieures d'un ordre de grandeur à celles admises pour un stérile. Huit échantillons sur dix sont en fait des résidus d'extraction et présentent en outre des anomalies radiochimiques (déficit de thorium 230). Certains des matériaux analysés présentent une activité en radium 226 supérieure à 100 000 Bq/kg, soit près de 4 fois la teneur nominale des minerais traités sur la division. Des niveaux d'exposition externe de 8 μ Sv/h soit plus de 30 fois le niveau naturel ont été mesurés sur cette verse qui est apparue comme un véritable dépotoir de ferrailles et de substances radioactives déposées à même le sol sans précaution particulière. Il est probable qu'une partie de ces substances soit constituée des résidus et gravats issus de l'usine du Bouchet.

- Les boues recueillies dans les galeries souterraines de Bellezane, au droit des stockages en surface des résidus, présentent une activité en radium 226 supérieure à 90 000 Bq/kg et une composition radiochimique typique de résidus. L'activité massique totale est supérieure à 1 million de becquerels par kilogramme. Cogema a reconnu qu'il s'agissait de boues de décantation des eaux issues des stockages de résidus en surface. Le stockage des déchets radioactifs dans les anciennes MCO n'assure donc pas leur confinement. L'écoulement des boues radioactives dans les galeries souterraines met bien en évidence les risques de contamination des eaux souterraines, d'autant que les transferts pourront s'opérer sur de très longues périodes.

- Les résidus prélevés en surface de la MCO du Brugeaud présentent une activité en radium 226 qui suggère une teneur initiale des minerais de l'ordre de 0,1 à 0,2 % (les minerais de la Crouzille ont une teneur réputée inférieure à 0,2 %). On constate par contre des teneurs en thorium 230, radioélément très radiotoxique, 10 à 20 fois supérieures à la normale.

2) Le stockage des déchets radioactifs

Ces différents constats font apparaître des situations anormales tant en ce qui concerne la composition radiochimique des substances que leur mode d'entreposage. Des substances radioactives de forte radiotoxicité sont stockées sans précaution à même le sol (grande verse du Brugeaud) ou dans les fosses des mines à ciel ouvert dont le confinement n'est pas assuré (résidus de Bellezane).

Le décret 66-450 du 6 juin 1966 fixe les règles de classification des matériaux radioactifs. Dans le cas de substances radioactives solides naturelles, le seuil de déclaration, déterminé à partir de l'activité massique totale, est de 500 000 Bq/kg ; il est de 100 000 Bq/kg dans tous les autres cas. Or les résidus de traitement qui se présentent sous forme de boues ont subi des opérations de broyage et divers traitements chimiques. Une tonne de résidus comprend ainsi environ 100 kilogrammes de produits de précipitation : sulfate de calcium, hydroxyde de fer, alumine. Les résidus d'extraction ne présentent donc plus les caractéristiques d'une substance solide naturelle. Il convient alors de leur appliquer le critère de 100 000 Bq/kg. D'après nos analyses, 16 des 18 produits fins prélevés sur la division ont une activité totale supérieure à 100 000 Bq/kg, et dans deux cas nettement supérieure à un million de becquerels par kilogramme. Tous les résidus et boues de décantation prélevés à Bellezane, sur le Brugeaud et dans le bassin de Lavaugrasse (soit 10 échantillons) présentaient une activité massique totale supérieure à 100 000 Bq/kg et dans 4 cas nettement supérieure à 500 000 Bq/kg.

Par ailleurs, l'annexe 1 du décret 66-450 précise : est définie comme substance radioactive *"toute substance qui contient un ou plusieurs radionucléides dont l'activité ou la concentration ne peut être négligée du point de vue de la radioprotection"*. Ce qui compte donc dans l'analyse de ces stockages, c'est bien la notion de risque sanitaire. La réglementation impose d'évaluer le potentiel de risque d'un stockage en calculant l'activité totale équivalent groupe 1 mise en jeu. Il s'agit de faire la somme, pour chaque radioélément présent, des activités stockées pondérées par un facteur en relation avec la radiotoxicité du radionucléide. Par exemple, dans le cas de la chaîne de l'uranium 238, 5 des 14 radioéléments présents appartiennent au groupe 1 des substances de très forte radiotoxicité (il s'agit de l'uranium 234, du thorium 230, du radium 226, du plomb 210, du polonium 210). A partir des analyses que nous avons effectuées sur les échantillons prélevés et connaissant les masses stockées sur chaque site nous obtenons les estimations suivantes :

- Dans la MCO de Bellezane où 1,2 millions de tonnes de résidus sont stockées fin 1991, on peut estimer l'activité équivalent groupe 1 totale stockée à **8 000 curies**.

- Dans la MCO du Brugeaud (5,8 millions de tonnes) l'activité doit être supérieure à **71 000 curies**.

Rappelons que le seuil de classement d'un site en Installation Nucléaire de Base (INB) est de **1 000 curies**. Or, en dépit des activités qui y sont stockées, aucun des sites de la division n'est classé dans cette catégorie. La dangerosité des stockages n'est pas correctement prise en compte. Cette situation est probablement due au fait que l'exploitant et l'administration ont longtemps considéré qu'il ne s'agissait pas de déchets radioactifs.

Les modalités de stockage de ces substances sont actuellement tout à fait insuffisantes. Les radioéléments qu'ils contiennent sont en effet beaucoup plus aisément transférables à l'homme que lorsqu'il s'agissait d'une roche compacte et profonde : le gaz radon peut plus aisément parvenir à l'air libre, l'envol de poussières radioactives est facilité ainsi que la solubilisation des radioéléments ou le transport de fines particules par les eaux.

De par la forte toxicité de certaines des substances radioactives stockées, de par leur très longue durée de vie*, et de par leur structure granulométrique facilitant les transferts (boues et limons), les sites de stockage de la division de la Crouzille constituent des installations à risque qui nécessitent une gestion adaptée et l'évaluation précise des risques radiologiques et sanitaires qu'elles induisent.

* la majeure partie des radionucléides incriminés va évoluer en fonction de la période radioactive du thorium 230 soit 75 000 ans, il faudra 700 000 ans pour que les stockages de Bellezane retrouvent une activité massique équivalente à celle des sols standard de la région.

C - UN IMPACT MANIFESTE DES ACTIVITES MINIÈRES

1) Exposition externe

La mise au jour de substances radioactives qui étaient antérieurement à plusieurs dizaines de mètres sous la surface a conduit à augmenter la radioactivité en surface au niveau des sols, qu'il s'agisse des sites eux mêmes du fait de la réutilisation de stériles pour divers travaux de terrassement ; du stockage des substances sur les verses, aires de lixiviation, fosses des MCO ; ou qu'il s'agisse de l'environnement de par la dispersion des boues et produits fins lors du transport ou de la dissémination des stériles pour la construction de pistes, routes ...

a) Sur les sites, l'exposition externe est nettement supérieure au niveau naturel.

Sur le site SIMO de Bessines la valeur moyenne du débit d'équivalent de dose peut être estimée à 1,97 $\mu\text{Sv/h}$ soit près de 8 fois le niveau naturel, avec un point chaud où cette valeur atteint 50 $\mu\text{Sv/h}$ soit 200 fois le niveau naturel. Une telle zone devrait être signalée et balisée afin d'éviter un séjour prolongé des travailleurs ou des visiteurs. Sur le site de Bellezane, les niveaux radiométriques atteignent 2 à 6 fois le niveau naturel sur le carreau et à l'entrée des descenderies et 4 à 15 fois au dessus des résidus épandus sur le sol sur la plate forme de déchargement des camions dans la fosse de Bellezane.

Sur le site de Puy de l'Age, on mesure de 2 à 7 fois le niveau naturel sur les verses à stériles, à l'entrée de la descenderie et à proximité des bassins de décantation. Même constat sur la plate forme sableuse probablement réaménagée au moyen de stériles miniers, à l'entrée de la descenderie d'Henriette. A l'entrée de la descenderie et autour des bassins de rétention d'eau à Montmassacrot on mesure également de 2 à 4 fois le niveau naturel.

b) En limite des sites, nous avons pu constater des niveaux d'exposition externe également élevés induisant un dépassement de la limite réglementaire. Dans le cas du site SIMO par exemple, le décret 90-222 et l'arrêté préfectoral du 21 août 1990 imposent de ne pas dépasser 5 mSv/an en plus de l'exposition naturelle et en limite de propriété. Or le long de la route communale de Lavaugrasse située dans le domaine public, l'exposition ajoutée moyenne est de 5,68 mSv/an et le long de la Gartempe sur terrain Cogema/SIMO en limite du site, elle est de 8,3 mSv/an. D'autre part, l'absence de délimitation de site par une clôture défensive en de nombreux points pose le problème de la protection du public et des enfants qui peuvent ainsi avoir accès à des zones dangereuses (bassins de décantation, ferrailles contaminées ...).

c) La dissémination de stériles miniers et produits fins sur les voies d'accès ou leur réutilisation pour des travaux routiers pose également le problème d'un accroissement de l'irradiation externe à une distance notable des sites. Ainsi, la route goudronnée d'accès à Puy de l'Age souillée par les produits fins tombés lors du transport du minerai induit une exposition externe ajoutée qui peut atteindre 4,8 mSv/an. De même, la piste construite par Cogema entre le site de Bellezane et la D 203, probablement constituée de stériles miniers, induit un triplement de l'exposition externe par rapport au niveau naturel et une exposition externe ajoutée de 3,4 mSv/an. On constate également sur le bas côté graveleux du chemin d'accès au site de Montmassacrot une exposition externe supérieure à 2 fois le niveau naturel.

2) Inhalation du radon 222 et de poussières radioactives

Le gaz radon, antérieurement "piégé" dans une roche mère compacte et profonde, va diffuser beaucoup plus facilement dans l'atmosphère lors des opérations de fracturation de la roche sur les sites miniers, de concassage du minerai sur le site SIMO et même lors de l'arrêt de ces opérations du fait du stockage en surface de produits fins desquels les atomes de radon pourront plus aisément s'échapper. Les bouches d'aérage des galeries souterraines constituent également des chemins privilégiés du radon vers la surface. Les activités minières conduisent en outre à la remise en suspension de fines poussières radioactives.

Nous avons effectué aux alentours du site SIMO de Bessines des mesures de concentration en radon 222 dans l'air et des analyses de radioactivité dans une mousse, le bryum argenté. Les mesures ont été réalisées selon trois couronnes de rayon croissant centrées sur le site.

a) Le radon 222 et ses descendants

• un impact très marqué

Aux alentours du site SIMO de Bessines, et dans un rayon de 780 mètres, les niveaux de radon 222 dans l'air, déterminés sur 48 heures au moyen de canisters, sont plus de 3 fois supérieurs au niveau naturel (87 Bq/m³ contre 27 Bq/m³, voir annexe 3). L'impact du site induit des niveaux 10 fois supérieurs dans le hameau du Puy Bertrot et plus de 30 fois supérieurs sur la route communale de Lavaugrasse. Sur cette route des mesures effectuées en mai, juin et juillet ont confirmé à chaque fois des concentrations en radon 222 supérieures à 600 Bq/m³ et pouvant atteindre 1040 Bq/m³.

Les mesures de concentration en énergie alpha potentielle effectuées en mai, juin et août 1993 au moyen de films Kodack, ont confirmé :

- des valeurs très élevées sur le site SIMO, où 4 des 5 stations de mesure dépassent 450 nJ/m³, les niveaux atteignant 2070 nJ/m³ au nord/ouest du bassin du Brugeaud en août 1993 (soit 25 fois le niveau naturel).
- un impact très sensible à proximité du site sur la route communale de Lavaugrasse où l'on mesure 744 nJ/m³ et 1053 nJ/m³ (soit de 13 à 18 fois le niveau naturel).
- un impact sensible en certaines stations proches (Villard RN 20 où l'on mesure des valeurs plus de deux fois supérieures au niveau naturel).

N.B. Les résultats des films Kodack sont exprimés en nJ/m³ pour un facteur d'équilibre supposé de 0,4.

• Un risque sanitaire supérieur aux limites réglementaires

L'augmentation des concentrations en radon 222 à proximité du site SIMO est manifeste. Nous avons évalué l'exposition ajoutée sur la route communale de Lavaugrasse, à partir des mesures de concentration en radon 222 et en énergie alpha potentielle. Pour un facteur d'équilibre estimé entre 0,03 et 0,09, elle correspond à un dépassement (1,4 fois) de la limite fixée par la réglementation. Au niveau du hameau habité de Lavaugrasse les calculs indiquent qu'une fraction notable de la limite réglementaire est atteinte (de 35 à 85 %). Ces estimations sont basées sur des mesures ponctuelles et devront être poursuivies sur une longue durée afin d'effectuer un calcul définitif des doses auxquelles sont soumises les populations.

N.B. L'utilisation des facteurs d'équilibre retenus par l'UNSCEAR (0,8) et la CIPR 50 (0,7) conduisent à des équivalents de dose plus élevés.

• Un exemple : l'école maternelle de Bessines

L'impact sanitaire des activités minières peut se manifester dans des situations tout à fait spécifiques comme l'a montré le cas de l'école maternelle de Bessines dans laquelle les niveaux élevés de radon 222 dans l'air (de 800 à 1 200 Bq/m³ en mai/juin 1993) sont dus à l'utilisation de stériles ou résidus pour la constitution du remblai sous la dalle de l'école. Ces valeurs correspondent à des niveaux de risque supérieur aux limites qui marquent le seuil du risque "tolérable".

Le CRPM/Alcade conclut sur ce dossier : *"les mesures effectuées en 1993 dans l'école ont montré que les niveaux de radioactivité naturelle liés au radon et à ses descendants, sans présenter un caractère de danger du point de vue sanitaire pour les occupants, étaient comparables aux valeurs recommandées au niveau international pour entreprendre des actions d'assainissement"*. Il est important de préciser que cette

affirmation est erronée : la limite de 1 000 Bq/m³, qui figure effectivement dans la CIPR 65, ne s'applique pas aux écoles, qui doivent être considérées comme des habitations. Les limites en vigueur dans la plupart des pays se situent autour de 200 Bq/m³. Cette valeur ne correspond pas à un niveau de non risque, mais à un compromis entre le coût des interventions et le souci de la protection sanitaire des populations.

b) Les aérosols radioactifs

L'analyse des teneurs en divers radioéléments naturels dans une mousse terrestre qui fixe durablement les poussières atmosphériques a permis de démontrer que les activités d'extraction et de traitement pratiquées sur le site SIMO à Bessines ont conduit à la mise en suspension de quantités importantes d'aérosols contenant les radioéléments des chaînes de l'uranium 238 et 235 (voir annexe 4). Les teneurs moyennes en thorium 234 et radium 226 dans un rayon de 1,5 km autour du site sont supérieures d'un facteur 4 aux niveaux naturels de la région. Avant de se déposer sur les mousses, les poussières radioactives présentes dans l'air ambiant peuvent être inhalées par les populations résidant dans la zone d'influence. Or il convient de rappeler que certains radioéléments naturels des chaînes de l'uranium présentent une toxicité par inhalation équivalente ou supérieure à celle du plutonium (c'est le cas du thorium 230, du protactinium 231 ou de l'actinium 227).

Nous avons démontré également que le va et vient des camions chargés de minerai et de résidus sur la D203 (130 camions par jour) à travers des zones habitées a entraîné un dépôt tout à fait mesurable de produits fins radioactifs sur les sols adjacents et au dépôt de boues contaminées sur la chaussée ayant une teneur en radium 226 équivalente à celle des minerais de forte teneur. Nous avons démontré que les doses reçues par les riverains du fait de l'inhalation des poussières lors du transport pouvaient être tout à fait conséquentes (84 % de la limite réglementaire actuelle).

3) Milieu aquatique de surface

Les eaux qui ruissellent sur les versants et les sites de stockage et les eaux souterraines qui circulent à travers les fractures de la roche se chargent en radioéléments qu'elles entraînent sous forme dissoute ou sous forme de fines particules insolubles. Il en va de même pour les eaux de process de l'usine SIMO. Ces eaux après traitement sont rejetées dans le milieu naturel où elles sont susceptibles de redéposer sur de grandes distances les radioéléments qu'elles transportent.

Les rejets liquides des sites de Puy de l'Age et de Bellezane ont conduit dans les ruisseaux récepteurs à une contamination très importante des sédiments et des plantes aquatiques (fontinales). Les teneurs en radium 226 dépassent ainsi 25 000 Bq/kg dans les sédiments du ruisseau de Bellezane, les teneurs en thorium 234 dépassent 35 000 Bq/kg dans les sédiments du ruisseau des Petites Magnelles. Ainsi les sédiments de ces ruisseaux présentent des niveaux de radioactivité comparables à ceux des résidus d'extraction.

La contamination du cours de la Gartempe en aval des rejets des sites de Puy de l'Age, Bellezane et SIMO est également manifeste. L'impact des rejets est mesurable jusqu'au confluent avec la Brame.

D - PRESCRIPTIONS REGLEMENTAIRES NON RESPECTEES

DISPOSITIF DE SUIVI DE L'IMPACT SANITAIRE TOTALEMENT INADAPTE

L'évaluation de l'impact sanitaire autour des sites, qu'il s'agisse de l'exposition externe ou des risques liés à l'inhalation de radon 222 ou des poussières radioactives conduit à des résultats en parfaite contradiction avec les mesures transmises à la DRIRE par l'exploitant. Ces différences sont dues à l'inadaptation du dispositif de mesure mis en œuvre par le CRPM/Algade et au fait que de nombreuses prescriptions réglementaires n'ont pas été respectées par l'exploitant.

1) Détermination de l'exposition naturelle de référence par l'exploitant : un enjeu décisif.

Aux termes du décret 90-222 du 9 mars 1990 les expositions naturelles correspondent à *"l'exposition due aux rayons cosmiques et à la présence de substances naturelles radioactives, observables sur le site d'exploitation et dans son voisinage avant le début des travaux"*. Les textes font ainsi obligation au directeur de la DRIRE de *"constater les expositions naturelles, en se basant sur les éléments fournis par l'étude d'impact, ainsi que, le cas échéant, sur les résultats des mesures de l'exposition qu'il a prescrites à l'exploitant"*.

Les différentes études d'impact que nous avons pu consulter ne permettent pas de déterminer de façon satisfaisante les niveaux d'exposition naturelle avant exploitation et nous n'avons pu obtenir de la DRIRE aucun dossier scientifique concernant l'établissement des niveaux naturels de référence. Dans ces conditions et en l'absence de point zéro initial satisfaisant, le CRPM Algade a opté pour une détermination des niveaux naturels de façon indirecte à partir de mesures hors influence des sites. Cette évaluation est décisive, en effet, si le niveau naturel est surévalué, il permettra de masquer l'impact du site.

Or, pour évaluer les niveaux d'exposition naturelle associés à tous les sites de la division minière de la Crouzille, le CRPM n'utilise que deux stations de mesure fixes : Malabard et Rilhac Rancon (cette dernière station étant située en dehors de la division). Nous n'avons pu obtenir aucun dossier scientifique justifiant le choix de l'emplacement de ces stations. Il est à ce propos surprenant de constater que du point de vue de la concentration en radon 222, la station de Rilhac Rancon apparaît comme un point chaud (en 1991, aucune des mesures effectuées sur les sites miniers n'atteint ce niveau). Du point de vue de la gestion de ces stations aucune mesure de l'exposition externe n'a été publiée pour l'année 1990 ni les trois premiers trimestres 1991. De même, pour le radon, de septembre 1990 à octobre 1991 seule la station de Rilhac Rancon a été exploitée. Or, en 1991, sur 14 résultats de mesure dans l'environnement proche, 4 seulement sont supérieurs aux valeurs obtenues à Rilhac Rancon. L'impact des sites va alors apparaître comme négatif et on pourrait en conclure que les activités minières décontaminent.

2) Détermination de l'exposition externe dans l'environnement proche des sites.

Les biais méthodologiques que nous avons évoqués pour l'évaluation des niveaux naturels se retrouvent dans le cadre de la mesure de l'impact direct des sites.

En ce qui concerne l'estimation prévisible des impacts futurs, au lieu de donner des justifications scientifiques étayées, l'exploitant se retranche le plus souvent d'étude d'impact en étude d'impact sur son "expérience passée".

En ce qui concerne par exemple l'impact dû au transport de minerai et résidus, il est mentionné dans l'étude d'impact de Bellezane (novembre 1983) : *"l'expérience passée du transport de minerai d'uranium dans la région montre que l'influence des retombées de poussières à partir des camions de transport est, malgré les effets cumulés des passages répétitifs totalement négligeable et est indécélable, compte tenu du "bruit de fond" de la région uranifère limousine"*. Or nous avons démontré plus haut que cet impact est non seulement mesurable mais conduit de surcroît à une exposition conséquente des riverains.

D'autre part, le système de mesure mis en place par Algade étant basé sur des stations fixes, leur emplacement constitue un paramètre clef. Or le choix de ces emplacements aurait dû être effectué, d'après la réglementation, après qu'"une zone d'influence de l'exploitation sur l'atmosphère (ait été) déterminée au plus tard un an après l'ouverture des travaux". La réglementation impose de même que le périmètre d'influence sur les eaux souterraines soit également déterminé. Or nous n'avons obtenu aucun document spécifique concernant la définition de ces zones d'influence, quant aux études d'impact elles sont trop lacunaires à ce sujet. (Dans le cas du site de Montmassacrot par exemple, la demande d'autorisation de stockage de résidus mentionne une rose des vents déterminée à Limoges). Ainsi l'emplacement des stations fixes retenues par Algade a montré :

- qu'il ne permet pas de mettre en évidence l'accroissement de l'exposition externe dû à la dissémination de stériles. Dans le cas du site de Bellezane, par exemple, nous avons montré que la piste Cogema induit une exposition externe ajoutée de 3,4 mSv/an tandis qu'avec les mesures Algade on obtient au maximum 0,16 mSv/an (village des Grandes Magnelles - 1991).

- qu'il ne permet pas de rendre compte de l'impact des sites en terme d'exposition externe et d'inhalation de radon et poussières. En effet,

- il n'existait pas de station de mesure en limite de site à Montmassacrot et Puy de l'Age ;
- sur le site de Bellezane le réseau de contrôle ne tient pas compte de la position relative des bouches d'aéragé qui génèrent pourtant un flux très important de radon 222 (plusieurs milliards de becquerels par heure) ;
- les stations sont déplacées ce qui empêche de réaliser un suivi dans le temps. Ainsi sur le site SIMO, sur les 6 stations environnement proche, seules 2 stations implantées avant 1992 étaient encore en place en 1993. De même aucune des stations en place avant 1990 n'est en fonction en 1992 ;
- certains résultats disparaissent des documents officiels. Ainsi, la station Hôtel du Pont dans l'environnement proche du site SIMO indique au premier trimestre 1992 un dépassement de 19 % de l'exposition ajoutée due à l'inhalation de radon 222. Dans le bilan annuel 1992, ces valeurs ont disparu.

3) Non respect des prescriptions réglementaires

Les prescriptions réglementaires concernant la détermination préalable des zones d'influence et l'évaluation de l'exposition ajoutée en limite de site n'ont pas été respectées par l'exploitant. Mais de nombreuses autres situations s'avèrent en infraction vis-à-vis de la réglementation.

Ainsi nous avons pu constater qu'aucune précaution n'était prise (balisages, signalement), pour limiter l'irradiation des travailleurs ou des visiteurs sur des sites où certains points chauds (50 µSv/h sur le site SIMO

et 35 $\mu\text{Sv/h}$ près du laboratoire de Pathologie Pulmonaire de Razès) conduisent à des expositions conséquentes et injustifiées. Cette situation est en contradiction avec le principe d'optimisation de la radioprotection et avec les dispositifs réglementaires qui prévoient un classement en zone contrôlée des lieux sur lesquels l'exposition est susceptible de dépasser 25 $\mu\text{Sv/h}$.

D'autres infractions réglementaires sont tout à fait identifiables au vu des documents transmis par l'exploitant à l'administration et ne semblent pas avoir été relevées et sanctionnées. Nous citerons deux exemples.

- Dans les documents transmis à la DRIRE par l'exploitant les calculs de l'exposition annuelle ajoutée reposent sur une hypothèse de présence de 7000 heures par an au lieu des 8760 prévues par la réglementation ce qui conduit à sous estimer de 20 % les doses imputables à l'impact du site.

- Les mesures que nous avons effectuées sur les eaux issues des galeries souterraines ou les eaux de ruissellement sur les sites indiquent des teneurs élevées en divers radioéléments solubles susceptibles d'être transportés sur de grandes distances. On mesure jusqu'à 90 Bq/l. d'uranium 238 et 3,2 Bq/l. de radium 226 dans les eaux d'exhaure de Bellezane, et 3 Bq/l. de plomb 210 dans les eaux stagnantes de la galerie d'Henriette. La réglementation impose que ces eaux subissent après pompage un traitement visant en particulier à l'insolubilisation du radium 226. Les liquides rejetés dans le milieu naturel ne doivent pas dépasser alors 0,37 Bq/l de radium 226 et 22 Bq/l d'uranium 238 soluble. Or nous avons pu constater que sur les 3 eaux de rejet que nous avons analysées, celles de Bellezane présentaient des teneurs en radium 226 soluble (0,67 Bq/l.) et uranium 238 soluble (40,6 Bq/l.) supérieures aux normes autorisées. Or selon les mesures transmises à la DRIRE par le CRPM - Algade ces dépassements ont été fréquents, soit mensuellement (comme en 1991 à la Traverse, Pierre Belle, Venachat), soit même au niveau de la moyenne annuelle (comme à Puy de l'Age en 1991). Ces données mettent fortement en cause la capacité de la Cogema à garantir que ses rejets d'effluents radioactifs aient été conformes aux prescriptions réglementaires.

Il apparaît donc que le réseau de surveillance et le système de calcul de l'exposition ajoutée mis en place par le CRPM/Algade est totalement inadapté (absence de points de référence, emplacement non pertinent des stations de mesure, déplacement des stations, disparition de résultats ...) et conduit à laisser croire que l'impact des installations est négligeable ce qui est en contradiction avec nos propres mesures.

D'autre part, les infractions qui transparaissent dans les tableaux de mesures transmis par l'exploitant à l'administration (en matière de qualité radiologique et de débit des eaux de rejet par exemple) ne semblent pas avoir été relevées ni sanctionnées. L'exploitant abuse ainsi d'une situation d'auto-contrôle qui n'a pas été soumise à des procédures de vérification de la part de l'administration.

E - DEVENIR DES SITES ET REAMENAGEMENT : UN AVENIR HYPOTHEQUE

Les résidus d'extraction de l'uranium sont des déchets radioactives qui présentent un risque radiologique important et pour le très long terme. Les quantités stockées sont considérables : plus de vingt millions de tonnes de ces résidus ont été stockées sur la Division sur les sites de Bessines, Montmassacrot et Bellezane. Or, le confinement de ces substances n'est assuré sur aucun des sites étudié. Aucune protection des eaux souterraines n'a été mise en place. Dans de nombreux cas, les résidus ont même été réinjectés dans les galeries souterraines.

De par leur activité et leur radiotoxicité, ces substances radioactives devraient être confinées et stockées dans une structure spécifique, ayant statut d'Installation Nucléaire de Base, qui permette un niveau optimum de confinement et donc de protection des populations environnantes.

Dans ce contexte, le réaménagement des sites doit faire l'objet d'un cahier des charges élaboré visant à réduire au maximum les risques de transfert de radionucléides vers l'environnement et la population. Force est de constater que tel n'est pas le cas.

1) L'exemple de Villard et de Montmassacrot

L'abandon des sites miniers comme celui de Villard, transformé en déchetterie municipale a été réalisé avec une légèreté édifiante sans qu'aucune étude hydrogéologique n'ait été réalisée, sans aucune prise en compte de la présence des verses à stériles et des risques liés à l'exposition externe et à l'inhalation de radon.

Le réaménagement de la couverte du site de Montmassacrot, où ont été stockées 0,7 millions de tonnes de résidus semble être effectué sans cahier des charges prédéterminé et accepté par l'administration. De façon empirique l'exploitant procède à des essais de recouvrement au moyen de stériles miniers et s'efforce d'abaisser l'exposition externe en dessous de 5 mSv/an. Rappelons que depuis 1985, la CIPR préconise une limite de 1 mSv/an. Dans son rapport de mai 1993, M. Barthélémy, ingénieur général des mines indique " *il nous semble que l'on ne peut pas aujourd'hui concevoir le réaménagement des sites de stockage de résidus de minerai d'uranium sans tenir compte de cette évolution réglementaire*".

Nous avons indiqué plus haut, dans le cas du site SIMO par exemple, que l'exposition externe et les flux de radon sur le site sont supérieurs d'un ordre de grandeur aux valeurs de référence. Le choix des matériaux de recouvrement susceptibles de garantir un abaissement de l'exposition externe et des flux de radon pendant des milliers d'années n'est pas, on le conçoit, chose aisée. Or nous n'avons obtenu de l'administration aucun dossier scientifique spécifiant les objectifs à atteindre et les moyens à mettre en œuvre en cette matière.

2) Les risques liés à la pollution des eaux souterraines

Lorsque l'on évoque la protection sanitaire à long terme des populations, le point le plus préoccupant réside dans le fait que ni le confinement des résidus de traitement, ni la protection des eaux souterraines, n'ont été suffisamment pris en compte.

En effet, les résidus de traitement ont parfois été déposés à même le sol comme sur la grande verse du Brugeaud, les sables de résidus ont souvent été utilisés comme remblai dans certaines galeries souterraines, et

même lorsque les résidus ont fait l'objet de stockages "spécifiques" comme dans les fosses du Brugeaud, de Montmassacrot ou de Bellezane, le confinement n'est pas assuré. Nous avons ainsi retrouvé dans les galeries sous la fosse de Bellezane les boues de décantation des eaux issues des résidus stockés en surface. Ces boues extrêmement fines présentent une activité en radium 226 de 92 500 Bq/kg et une activité massique en équivalent groupe 1 supérieure à 500 000 Bq/kg. Les radioéléments contenus dans ces boues dont certains sont particulièrement radiotoxiques par ingestion comme le plomb 210, le polonium 210, le radium 226 ou l'actinium 227 auront donc tout loisir pendant les milliers d'années à venir de contaminer les eaux souterraines. Or précisément l'étude a permis de montrer que le risque de pollution à long terme des eaux souterraines n'a pas été pris en compte par l'exploitant. L'exploitant et les services de contrôle ne sont pas en mesure de définir les zones d'influence des sites du point de vue hydrogéologique et d'apprécier la circulation des eaux souterraines. Le décret 90-222 impose pourtant une telle détermination du périmètre d'influence. Dans son rapport de mars 1983 concernant le site de Montmassacrot un expert indique quant aux eaux profondes : *"leurs origines sont très diverses et les trajets souvent insaisissables"*. En fait dans les granit à deux micas de la division, les eaux circulent le long du réseau des fractures du massif et les vitesses de circulation de l'eau peuvent être ainsi bien plus élevées qu'en milieu poreux. De plus les galeries et fissures engendrées par les travaux à l'explosif constituent également des cheminements privilégiés et le noyage des mines augmente la charge hydraulique et donc les débits d'écoulement interstitiels. Les produits solubilisés dans l'eau pourront ainsi être transportés avec plus de facilité qu'à l'origine.

En ce qui concerne la notion de confinement des résidus l'exploitant présente des arguments tout à fait incohérents. Dans le cas de Bellezane, on apprend l'existence d'une série de sondages de liaisons entre la MCO et les galeries sous-jacentes et Cogema reconnaît que les boues radioactives prélevées dans les galeries sont bien issues des résidus stockés en surface. Par contre pour Montmassacrot, à notre question "l'étanchéité de la MCO est-elle assurée ?", Cogema répond "l'étanchéité est confirmée par les analyses des eaux périphériques". Mais en réalité la méconnaissance des écoulements souterrains sur la division ne permet pas de garantir que 2 ou 3 puits ou piézomètres des environs d'un site sont représentatifs de la qualité globale des eaux souterraines. Les mesures que nous avons effectuées dans les puits ou piézomètres et aux environs des sites de stockage de résidus de Bessines, Bellezane et Montmassacrot nous ont permis de confirmer les valeurs publiées par le CRPM. Globalement certaines de ces eaux sont chargées en radium 226 et plomb 210 à un niveau supérieur aux normes préconisées par l'O.M.S en 1972 mais sans qu'il soit possible de déterminer s'il s'agit de niveaux naturels ou témoignant d'un apport par les résidus. Ces mesures constituent un point de référence pour l'avenir mais le contrôle de ces quelques piézomètres n'est pas suffisant pour garantir l'absence de pollution des eaux souterraines par les résidus.

3) La stabilité des ouvrages

Aux risques de pollution diffuse et à long terme des eaux souterraines s'ajoutent les risques liés à l'instabilité géotechnique des ouvrages. Là encore les stockages n'ont pas été conçus avec une rigueur compatible d'une part avec l'exigence de la tenue dans le temps, d'autre part avec les risques radiologiques que représenterait une perte progressive ou brutale de confinement.

En particulier il ne semble pas que des garanties aient été prises pour s'assurer de la capacité du pied de digue du Brugeaud à résister à une crue millénaire de la Gartempe (c.f. rapport Barthélémy). Dans un rapport concernant le site de Montmassacrot on peut lire par ailleurs : *"les risques présentés par le stockage des résidus à Montmassacrot tiennent essentiellement à l'aspect physique du matériau qui se présente sous forme de fines particules. C'est donc essentiellement un problème de stabilité qui pourrait éventuellement se poser, après comblement complet, avec comme conséquence éventuelle un glissement de terrain vers le talweg au sud de l'excavation dans lequel il n'y a aucune installation sensible ..."*

CONCLUSION

L'étude que nous avons effectuée sur la division minière de la Crouzille est avant tout une étude de prédétection visant à identifier les problèmes principaux qui se posent du point de vue radiologique sur cette région. Elle ne prétend pas permettre un diagnostic complet. La division compte une cinquantaine de sites miniers. Nos mesures ont été ciblées essentiellement sur les sites de Bessines, Montmassacrot et Bellezane, lieux de stockages de résidus d'extraction. D'autre part, les problèmes d'ordre chimique n'ont pas du tout été abordés dans cette étude.

Il convient également de garder à l'esprit le problème particulier des déchets extérieurs à la division stockés sur les sites de Fanay (fûts ayant contenu de l'uranothorianite de l'usine du Bouchet), Margnac (fûts de conditionnement de yellow cake provenant de la COMURHEX à Malvézi), bassin de Lavaugrasse (résidus du Bouchet), verses et mine à ciel ouvert du Brugeaud (résidus, gravats, ferrailles issus du démantèlement de l'usine du Bouchet et fûts de déchets uranifères faiblement enrichis provenant de Pierrelatte). Nous n'avons pu effectuer que des prélèvements de surface dans le bassin de Lavaugrasse et sur les verses et la MCO du Brugeaud. Il ne nous est donc pas possible de proposer un réel bilan sur la nature des déchets stockés sous des millions de tonnes de matériaux.

Concernant les sites étudiés, les différents prélèvements et mesures effectués et l'étude des documents transmis par la DRIRE (études d'impact, arrêtés préfectoraux, résultats des mesures effectuées par le CRPM/Algade) permettent de mettre en évidence des problèmes d'ordre général.

Le bilan radiologique actuel est particulièrement pénalisant qu'il s'agisse de l'impact en matière d'exposition externe, d'inhalation de radon 222 ou de poussières radioactives et de la pollution de la Gartempe. Non seulement l'impact des sites est tout à fait manifeste mais il conduit pour certaines des populations avoisinantes au dépassement des normes sanitaires réglementaires.

L'exploitation des sites a été conduite alors que les zones d'influence sur le milieu atmosphérique et sur les eaux souterraines n'ont pas été déterminées. De nombreuses prescriptions réglementaires n'ont pas été respectées sans que l'administration ne semble en prendre conscience ni ne sanctionne un exploitant laissé libre d'effectuer sans contraintes son auto contrôle au moyen d'un dispositif d'évaluation totalement inadéquat. Nous avons montré que les affirmations rassurantes d'un exploitant qui invoque "l'expérience passée" et "l'absence de dangerosité" ne sont étayées par aucun cahier des charges. Quant aux critères de réaménagement ils ne sont pas de nature à garantir la protection sanitaire des populations sur le très long terme. En fait, tant que l'exploitant est laissé libre de déterminer ce qu'il est raisonnable de dépenser pour limiter l'exposition des populations, le principe ALARA n'est pas appliqué et les critères financiers prévalent.

Compte tenu des enjeux sanitaires et de la responsabilité vis-à-vis des générations futures ces tendances doivent être inversées et certains critères rétablis :

- **rigueur** : l'évaluation des critères et des modalités de confinement des substances radioactives entreposées sur la division de la Crouzille, la détermination des coefficients de transfert sur le long terme et la résolution des problèmes liés à la conservation de la "mémoire des sites" doivent faire l'objet d'études approfondies dans les domaines de la radiochimie, de la géologie, de l'hydrogéologie.

• **démocratie** : S'agissant d'établir un compromis entre les coûts sanitaires et les coûts économiques, il est indispensable que tous les groupes d'intérêt concernés soient associés à l'élaboration des futurs cahiers des charges concernant le réaménagement. Le pouvoir de décision ne doit pas être confisqué par l'exploitant, faute de quoi c'est une logique purement économique qui prévaudra. d'un exploitant qui s'empresse de réaménager ne soit pas force de loi - Il s'agit d'obtenir une concertation entre administration, élus, populations, syndicats, associations, scientifiques indépendants de l'exploitant et ce dernier.

• **contrôle** : Il est important que les autorités se réapproprient un pouvoir de contrôle sur les exploitant et veillent à ce que les prescriptions réglementaires soient respectées. Dans cette perspective, chacun doit retrouver une mission spécifique. La nomination du PDG de la Cogema au poste de vice président du Conseil Général des Mines, fonction qui lui confère des pouvoirs de contrôle importants sur toutes les activités minières, illustre parfaitement l'actuelle interpénétration entre les services de l'Etat et les producteurs de déchets.

• **transparence** : Il convient que les critères retenus sur le plan scientifique dans le cadre de l'élaboration du cahier des charges du réaménagement soient clairement exposés et accessibles à une expertise indépendante, en particulier les paramètres retenus concernant les modèles d'évaluation de l'impact sanitaire à long terme et les limites de dose considérées comme admissibles.

• **adaptation de la réglementation** : Il faut avoir à l'esprit que les contraintes qui seront fixées en ce qui concerne les doses admissibles pour la population doivent constituer un critère de base et un préalable au réaménagement. Or la réglementation française actuelle en matière de radioprotection présente de nombreuses lacunes et incohérences. Elle ne permet pas de garantir un niveau de protection suffisant des populations.

La radiosensibilité accrue de certaines tranches de population (enfants) n'est pas prise en compte, comme sont exclus des contrôles sur les eaux les teneurs en plomb 210 pourtant trois fois plus radiotoxique que le radium 226 par ingestion. Les hypothèses les plus pénalisantes concernant le lien entre radiotoxicité et formes physico-chimiques des radionucléides ne sont pas intégrées dans le calcul des normes (cas de la concentration admissible en aérosols émetteurs alpha). De même l'évaluation de la radiotoxicité des déchets miniers ne tient compte que de l'activité de l'uranium alors que ses descendants présents dans ces substances présentent une radiotoxicité bien plus importante et une activité plusieurs dizaines de fois supérieure.

• **choix du niveau de risque sanitaire admissible :**

Depuis la découverte de la radioactivité au début de ce siècle, les travaux scientifiques et l'expérience acquise en ce domaine ont conduit à une prise de conscience sans cesse accrue de la nocivité des radiations ionisantes. A l'époque de Marie Curie on constatait l'impact des fortes doses par des brûlures de la peau, puis vint la mise en évidence des effets des faibles doses en terme d'induction de cancers et d'anomalies génétiques. Aujourd'hui les effets délétères de l'irradiation sur l'embryon et leur impact négatif sur les facultés mentales sont reconnus. Ainsi les progrès des connaissances en la matière s'accompagnent d'une réduction à la baisse des normes de radioprotection.*

* En France, la limite fondamentale de dose pour le public est toujours de 5 mSv/an alors que la Commission Internationale de Protection Radiologique recommande depuis 1985 d'abaisser cette norme à 1 mSv/an. Il nous semble que dans le cas du stockage de résidus et du réaménagement de sites qui présentent de tels enjeux sanitaires sur le long terme, il convient de faire preuve d'humilité et de lucidité lorsqu'il s'agit de définir le niveau de risque que l'on se propose de laisser assumer aux futures générations. Rappelons que dans le cas du stockage souterrain des déchets de haute activité, les règles de sûreté imposent que : *"les équivalents de dose individuels devront être limités à 0,25 mSv/an pour des expositions prolongées à des événements certains ou très probables"*.