

« On dit qu'il faut conter les exécrables choses
dans le puits de l'oubli et au sépulcre encloués »

Agrippa d'Aubigné
(Tragiques)

Les déchets de l'industrie nucléaire et le sous-sol

par G. de MARSILY, E. LEDOUX, Ecole des mines de Paris,
directeur et directeur-adjoint du Centre d'informatique géologique.

J. MARGAT, Bureau de recherches géologiques et minières,
adjoint au directeur du Service géologique national.

A. BARBREAU, Commissariat à l'énergie atomique,
Institut de protection et de sûreté nucléaire, département de Sûreté nucléaire,
chargé de mission pour les problèmes de stockage géologique des déchets.

B. GIRAUD, Centre d'études nucléaires de Saclay, département de Physique théorique.

Y. SOUSSELIER, Commissariat à l'énergie atomique,
chargé de mission auprès du directeur de l'Institut de protection et de sûreté nucléaire

Après avoir décrit brièvement la nature des déchets du cycle nucléaire, ainsi que les différentes solutions envisagées pour s'en débarrasser, les auteurs posent le problème du rôle que la barrière géologique peut assurer dans le confinement de la radioactivité.

Compte tenu des durées de vie souvent importantes des radio-nucléides à l'échelle géologique, il semblerait raisonnable de fonder la sûreté d'un stockage, non pas sur la faible probabilité d'occurrence d'un incident, mais plutôt sur la preuve que, même en cas « d'accident géologique », un confinement relatif des déchets peut encore exister.

Dans ce but, un modèle de migration des éléments sous l'effet du mouvement de l'eau souterraine a été réalisé, et appliqué à une gamme de formations géologiques théoriques afin de déterminer quels sont les paramètres dominants.

OU EST LE PROBLEME ?

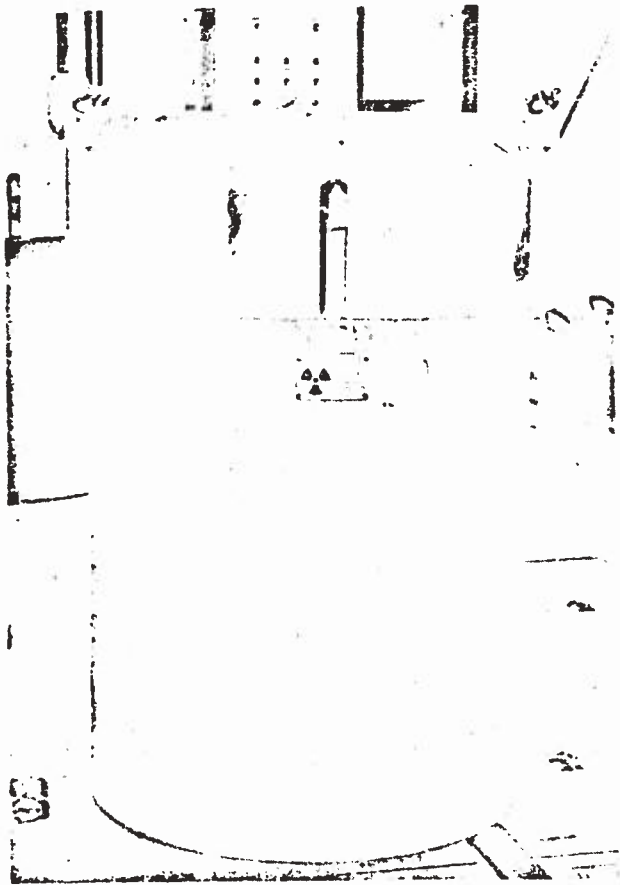
Dans une civilisation qui a fondé la satisfaction de ses besoins d'énergie sur l'utilisation des combustibles fossiles, l'art des mines s'est toujours trouvé à l'amont de la production d'énergie (extraction charbonnière ou pétrolière) et n'a jamais eu à résoudre le problème de l'élimination des déchets de la combustion. L'atmosphère et les

décharges pour les scories ont été chargées de résoudre le problème des déchets, créant ainsi des pollutions dont on prend maintenant conscience.

Avec l'énergie nucléaire, les techniques du sous-sol restent évidemment à l'amont de la production du combustible, mais vont être chargées d'une tâche nouvelle pour elles : recevoir les déchets produits.

MOTS CLES : MONOGRAPHIE SOMMAIRE, RECHERCHE TECHNIQUE, STOCKAGE SOUTERRAIN, DECHET INDUSTRIEL (Radioactif), ENERGIE NUCLEAIRE, PROTECTION, MILIEU

**LES DECHETS DU CYCLE NUCLEAIRE
ET LES DIFFERENTES SOLUTIONS
POUR LES ELIMINER**



Château de plomb pour le transport de déchets irradiants.

Dans le cycle du combustible nucléaire, nous laisserons de côté, pour l'instant, les déchets d'extraction et de concentration des minerais, ainsi que ceux de fabrication du combustible, pour ne parler que des déchets liés au fonctionnement du réacteur et aux combustibles usagés. C'est là en effet que se situe la source de radioactivité la plus importante.

Le fonctionnement normal d'un réacteur engendre des déchets solides provenant d'une part de la régénération des résines échangeuses et des filtres utilisés au traitement des effluents, d'autre part des pièces métalliques provenant de l'entretien, de la réparation, et, à la fin, du démantèlement du réacteur. Ces déchets n'ont généralement pas une très grande activité, et ne contiennent qu'exceptionnellement des transuraniens, c'est-à-dire des émetteurs α à très longue période.

Les combustibles usagés contiennent évidemment la majeure partie des déchets qui vont nous préoccuper ; on estime leur activité, mesurée en curies, à 99 % de l'activité totale des déchets du cycle nucléaire.

Une telle tâche, pour les géologues, demande, si l'on y réfléchit un peu, un bouleversement complet des habitudes de pensée : science essentiellement historique et déductive, la géologie était jusqu'ici chargée de décrire et d'expliquer l'état actuel de la terre à partir de son histoire passée, et d'extrapoler dans l'espace cet enseignement.

Avec la gestion des déchets, on lui demande une extrapolation vers l'avenir, et en un point précis de l'écorce terrestre (1).

Nous voudrions montrer, dans cet article, quels sont les problèmes qui se posent, et quels programmes ont été établis actuellement pour les résoudre. Nous passerons brièvement en revue, d'abord, l'origine et la nature des déchets concernés.



Aire de stockage à Infratome (La Hague) : Les déchets après mise en place sont recouverts d'une couche d'argile puis de terre. Des drains assurent l'écoulement des eaux de pluie.

(1) Une telle réflexion prospective peut, en fait, englober d'autres problèmes que ceux de la gestion des déchets. C'est pourquoi nous avons proposé que, dans le 25^e Congrès géologique international de Paris, en 1980, soit incluse une session de « géologie prospective ».

En France, les combustibles usagés sont retraités pour en extraire le plutonium et l'uranium résiduel. Ce retraitement permet la récupération du plutonium pour alimenter en combustible la filière des surrégénérateurs, et également la récupération de l'uranium 235 qui n'a pas été entièrement « brûlé ».

Cette récupération, qui a l'avantage de séparer la majeure partie du plutonium des autres éléments, n'est cependant pas totale, et laisse subsister dans les déchets un faible pourcentage du plutonium et de l'uranium initial.

Aux Etats-Unis, le président Carter vient de décider que les combustibles usagés ne seraient pas retraités, au moins pour une certaine période. On connaît les raisons, de nature politique, qui ont conduit à cette décision. Au niveau des déchets, le non-retraitement conduit à un taux bien plus élevé de plutonium dans ceux-ci.

Les déchets radioactifs provenant du retraitement des combustibles des réacteurs contiennent des produits de fission, émetteurs β , γ et en petite quantité des émetteurs α (entre 0,5 et 1 % de la quantité d'uranium et de plutonium contenue dans le combustible déclassé).

Entre leur sortie du réacteur et leur mise en dépôt définitive, les produits subissent une chaîne de traitement en cinq étapes que l'on peut résumer comme suit :

- dégainage, par tronçonnage des enveloppes contenant le combustible (gainés ou coques) ;
- retraitement avec mise en solution des produits ;
- stockage d'attente sous forme liquide, en cuve refroidie pendant une durée variant entre une et dix années. Ce stockage préliminaire est destiné à évacuer la plus grande partie du flux thermique dû aux réactions nucléaires. Après dix ans, par exemple, le flux rémanant est de l'ordre de 4 % du flux initial ;
- vitrification, puis stockage provisoire contrôlé et réversible du verre pendant une durée variable, probablement inférieure à 100 ans (2) ;

(2) Ce stockage provisoire, qui peut être réalisé en surface, a essentiellement pour but de permettre au flux thermique produit par la radioactivité des déchets de décroître avec le temps. S'il est réalisé dans une cavité souterraine ventilée, il peut permettre également la mise en observation sur une longue durée de la cavité que l'on transformerait ainsi par la suite, par scellement définitif en dépôt définitif.

- enfouissement (3) définitif dans des couches profondes du sous-sol, ou autre solution définitive.

Dans le cas de la chaîne à eau légère, une tonne de combustible fournit environ 500 l de solution de produits de fission ; la vitrification conduit alors à 90 l environ de verre de densité 2,9.

Pour l'an 2000, on estime que la quantité cumulée produite de ces verres en France sera d'environ 2 000 à 4 000 m³, ce qui est encore un volume relativement faible. Il faut encore y ajouter environ 20 000 m³ de résidus de gaine (« coques » en zircalloy), qui ont également une forte activité. Quant aux déchets solides provenant du fonctionnement des réacteurs, qui ont une faible ou moyenne activité, leur volume cumulé en l'an 2000 est estimé à un million de m³.

Que peut-on faire de ces déchets ? Nous ne parlerons pas ici de ceux dont l'activité est faible, ou dont la période est courte : ils sont généralement stockés dans des sites aménagés en surface (site Infratome à La Hague) après enrobage dans de la terre, du bitume ou du béton suivant leur toxicité. Après quelques décennies, l'activité résiduelle sera de l'ordre de celle des roches naturellement radioactives.

Les déchets de haute activité (principalement ces verres) ou contenant des transuraniens doivent être isolés pour une très longue durée. On a envisagé :

- le fond de la mer,
- les calottes glaciaires,
- les zones de subsidence des fonds marins, où l'écorce océanique disparaît par suite du mouvement des plaques (subduction).

Aucune de ces trois solutions ne paraît aujourd'hui immédiatement satisfaisante ou réalisable. Il reste encore :

- l'envoi dans l'espace,
- la transmutation,
- l'enfouissement dans les formations géologiques continentales ou sous-marines.

La première solution n'est envisageable que pour les déchets très concentrés, et très toxiques. Mais, outre les risques de « ratés » lors des envois dans l'espace, le nombre de tirs annuels né-

(3) Les termes « enfouissement » ou « dépôt » définitif (en anglais, disposal) s'opposent ici à « stockage ».

cessaires pour se débarrasser des productions de toute la planète pourrait poser quelques problèmes de pollution, par les fusées, de la haute atmosphère. A noter que, bien que coûteuse, cette solution semble ne devoir apporter au coût des kilowatt-heures produits qu'une surcharge tout à fait acceptable.

La transmutation est une solution particulièrement élégante : les éléments à vie longue pourraient être cassés, ou transformés en éléments moins toxiques ou à vie plus brève dans des réacteurs spéciaux. Le procédé n'est malheureusement pas encore définitivement au point, et ne résout qu'en partie le problème : la réaction de transmutation possède un certain rendement et ne peut être totale, laissant donc toujours un certain déchet ; de plus, elle peut engendrer d'autres corps indésirables pendant qu'elle en détruit certains. Mais c'est l'une des voies de recherche sur laquelle la France poursuit son effort.

Reste enfin le sous-sol, qui restera dorénavant notre propos, et qui est de toutes façons une solution obligée pour les déchets peu concentrés tels que les pièces métalliques, résidus du fonctionnement des réacteurs.

Sans oublier l'existence de ces résidus métallique, nous allons maintenant décrire un peu plus précisément les verres radioactifs.

VITRIFICATION DES DECHETS

La vitrification, en France, a été mise au point par les équipes du C.E.A. à Marcoule, en liaison avec St-Gobain-Techniques nouvelles. Le verre a



L'atelier de vitrification des déchets radioactifs à Marcoule.

TABLEAU I

Période et concentration des radioéléments à vie longue et très longue dans les blocs vitrifiés

	Période (ans)	Concentration (g/l) (1)
Produits de fission		
Technecium 99	210 000	12,5
Iode 129	16 000 000	3,5
Transuraniens		
Neptunium 237	2 130 000	7,2
Plutonium 239	24 400	0,4
Plutonium 240	6 600	0,3
Americium 241	433	0,8
Americium 243	7 900	1,4

(1) dans les conditions de vitrification actuellement prévues en France.

été choisi comme matière fournissant une excellente « première barrière » à la dispersion des radioéléments. Ces radioéléments sont constitués (tableau I) :

- d'une part de « produits de fission » résultant de la réaction nucléaire ayant scindé l'uranium 235 fissile. Ce sont des émetteurs β et γ . La majorité de ces produits de fission, tels que le strontium et le césium, ont des périodes relativement faibles et auront pratiquement disparu en 1 000 ans. Seuls quelques produits de fission ont une période longue, principalement le technecium 99 et l'iode 129 (4) ;
- d'autre part, de transuraniens ;
- enfin, par filiation, ces transuraniens engendrent, au cours du temps, du radium 225 et 226, du thorium 229 et 230, de l'actinium 225 et de l'uranium 235.

Tous ces éléments sont toxiques à des degrés divers, cette toxicité étant définie par leurs C.M. A.P., concentration maximale admissible, dans l'eau de boisson ou encore dans l'atmosphère, pour la population.

Ces verres radioactifs émettent de la chaleur. En fonction du temps après l'extraction du réacteur, le taux d'émission est de :

(4) L'iode 129 en réalité n'est pas contenu, à l'heure actuelle, dans les verres, car il est très volatil. Mais, avec un fort taux de recyclage, il est possible de l'y inclure. Sinon, il peut constituer une catégorie à part de déchets. Il est très toxique par sa capacité à se fixer dans la thyroïde. Nous le considérerons, dans la suite, comme présent dans les déchets.

90 Kw/m ²	à	1 an
12,3 «	à	10 ans
1,1 «	à	100 ans
30 W/m ²	à	1 000 ans
8 «	à	10 000 ans

Si les verres radioactifs étaient des pièges définitifs parfaits, ils résoudre à eux-seuls le problème : il suffirait de les mettre hors d'atteinte. Mais, en fait, rien n'est totalement définitif sur terre, et ces verres peuvent relâcher les radioéléments contenus par deux processus au moins :

- le premier processus correspond au fait que, en présence d'eau, une faible quantité d'éléments passe du verre dans l'eau. A la vérité, le processus de transfert comporte une diffusion des éléments dans le verre (avec éventuellement un effet thermique SORET dû à un gradient de température) suivie d'une extraction en bordure, parallèlement à une véritable dissolution. Des expériences de lixiviation sont en cours au CEA à Marcoule pour déterminer précisément ces taux pour différentes conditions de température, pression et composition chimique des eaux. A l'heure actuelle, les coefficients de diffusion les plus vraisemblables des éléments à l'intérieur du verre sont de 10^{-16} à 10^{-15} m²/s à 100 °C. Un tel coefficient conduit à une extraction de 99 % des éléments d'un cylindre de verre de 0,5 m de diamètre mis dans l'eau, en 20 à 200 millions d'années : c'est excellent, mais non absolu ;

- le deuxième processus est plus grave : peut-on garantir que la matrice de verre restera intacte pendant des durées aussi longues ? Il faut se souvenir que le verre subit des contraintes thermiques lors de sa mise en place dans les conteneurs en acier inoxydables et les opérations de décontamination qui s'ensuivent. De plus, la radioactivité α engendre, d'une part un mouvement de recul des atomes dans le squelette formant la structure du verre, lors de l'émission du noyau d'hélium, d'autre part une accumulation de cet hélium dans le verre. Des expériences d'irradiation à des taux artificiellement très élevés sont en cours à Marcoule, avec pour l'instant, d'excellents résultats, mais on ne sait, à l'heure actuelle, être très affirmatif sur ce qui peut advenir après une durée de vie de 10 000 ans : recristallisation ? augmentation par fracturation de la surface spécifique ? Dans l'étude de la barrière géologique, nous serons donc amenés à faire des hypothèses sur la stabilité du verre. Nous avons choisi une destruction de 10 000 ans après l'enfouissement, avec restitution en 5 000 ans de la charge radioactive contenue. Si les eaux sont agressives, et si la température est de l'ordre de 100 °C, une dissolution bien plus rapide pourrait être envisagée.

Signalons, pour terminer, que les verres sont coulés dans des enveloppes en acier inoxydable, parfois appelées « deuxième barrière » pour le confinement, qui n'ont qu'un rôle provisoire pour la manutention et le stockage. On envisage cependant, lors de l'enfouissement, d'introduire les verres dans un conteneur supplémentaire qui sera fonction du type de formation géologique retenu.

LA BARRIERE GEOLOGIQUE : CAHIER DES CHARGES

Les principales contraintes qu'impose le stockage dans des formations géologiques nous paraissent être les suivantes :

1) CONFINEMENT DE LA RADIOACTIVITE

L'utilisation de formations géologiques comme barrière implique que celles-ci puissent assurer le confinement de la radioactivité. Cette notion de confinement peut se subdiviser en trois concepts différents.

a) Confinement physique absolu

Dans ce cas, le terrain ne transmet rien et aucune radioactivité ne peut sortir du stockage lui-même. Compte tenu de la très longue durée pendant laquelle le confinement des éléments radioactifs à vie longue doit être assuré, cette situation n'est généralement pas très réaliste, ainsi qu'on le montrera plus loin. C'est pourquoi il ne paraît pas souhaitable, dans la plupart des cas, de fonder la sûreté radiologique seulement sur un tel concept.

b) Confinement relatif vis-à-vis de la radioactivité globale

Dans ce cas, le terrain transmet la radioactivité, mais introduit une fonction retard dans cette transmission telle que, compte tenu de la décroissance radioactive, il ne ressortira jamais une quantité appréciable de radioactivité dans le milieu extérieur (la radioactivité aura pratiquement disparu durant son temps de transfert à travers le terrain).

c) Confinement relatif par respect des normes de radioprotection

Dans ce cas, on admet que des quantités cumulées importantes de radioactivité puissent ressortir

tir à la longue dans l'environnement sous réserve que la radioactivité par unité de volume dans le milieu à protéger (biosphère) reste, toujours et en tout lieu, en deçà des limites fixées par les normes de radioprotection. On fait appel à l'idée d'effluents différés et de dilution (5).

2) INVOLABILITE ET INACCESSIBILITE DU STOCKAGE

L'accession à la zone d'entreposage des déchets radioactifs doit être, après scellement définitif, très difficile et nécessiter des moyens techniques très importants.

Cette contrainte découle notamment de l'impossibilité d'assurer un gardiennage ou même un balisage de la zone considérée durant une très longue période de temps. Il n'est pas raisonnable, en effet, de compter sur les générations futures pour surveiller ces déchets, car un oubli de l'existence du stockage est toujours possible ainsi qu'une décadence technologique de civilisation. Toute surveillance doit donc être, à la longue, inutile. La barrière géologique doit donc rendre les déchets inaccessibles à la fois aux actions malveillantes volontaires (terrorisme, sabotage) et aux rencontres fortuites. Cela implique notamment :

- que l'épaisseur de la couverture, donc la profondeur du dépôt, soit suffisante ;
- qu'il n'existe pas de matières premières ou de minerais exploitables dans la région, susceptibles de justifier par exemple des travaux de prospection qui, après oubli de l'existence du stockage, entraîneraient un contact involontaire et intempestifs avec les déchets ;
- que l'ensemble de la région soit stable géologiquement. En particulier, on devra prendre en compte les modifications que pourraient entraîner une sismicité trop élevée ou des modifications dans les conditions géomorphologiques et géodynamiques internes. La modification du niveau de base régional, par exemple, peut entraîner une reprise de l'érosion et une modification des conditions de confinement et d'inaccessibilité. Autrement dit, les conditions initiales doivent être assurées ou renforcées pour la durée de toxicité des déchets enfouis.

(5) On doit dans ce cas se préoccuper des phénomènes de reconcentration possible dans le milieu récepteur.

3) CONDUCTIVITE THERMIQUE

Si l'on envisage de stocker des produits de haute activité entraînant un dégagement important de chaleur, le terrain devra avoir un coefficient de conductivité thermique suffisant pour assurer la dissipation de la chaleur produite, la densité de stockage étant fonction de cette conductivité.

Toutefois, cette contrainte peut ne pas s'imposer en toute circonstance, la fusion ou la cuisson de la roche pouvant, dans certains cas particuliers, entraîner après refroidissement la création d'une barrière supplémentaire.

4) PRIX DE REVIENT

Il faut que l'opération d'entreposage des déchets puisse se faire dans des conditions économiques acceptables.

5) REVERSIBILITE

Pendant une période transitoire, il faut qu'il soit possible de récupérer les déchets, soit pour les réutiliser, soit en vue de l'adoption d'une méthode meilleure qui pourrait apparaître ultérieurement. Cela implique la stabilité et l'intégrité des cavités aménagées pour le stockage pendant au moins 50 à 100 ans.

LES FACTEURS GEOLOGIQUES

Les conditions géologiques à considérer sont toutes les caractéristiques et propriétés du sous-sol qui concourent — à diverses échelles — à déterminer son aptitude à assurer la fonction de « barrière », c'est-à-dire le meilleur confinement possible, conformément au concept précédemment défini. Il importe donc :

- d'identifier chacune de ces conditions, sans en omettre, de les exprimer quantitativement et d'apprécier la précision avec laquelle il est possible en pratique de les décrire ;
- de formuler analytiquement (ou statistiquement) les relations qui lient chaque condition à l'aptitude globale du sous-sol à constituer une barrière.

Le confinement absolu ne pouvant théoriquement être assuré que dans l'hypothèse où certains

paramètres auraient une valeur nulle ou infinie, on s'attachera surtout en pratique à déterminer les conditions géologiques assurant un confinement relatif, c'est-à-dire transformant toute fuite en effluent différé admissible (ne pouvant en aucun cas, à n'importe quelle époque dans le futur, causer une nuisance, compte tenu des normes de sûreté (C.M.A./eau-population) actuelles).

Pour pouvoir apprécier et évaluer l'aptitude du sous-sol à assurer ce confinement relatif, il faut, dans tous les cas, définir un système délimité dans l'espace, dont l'entrée est constituée par les fuites du dépôt de déchets et la sortie, ou « réponse » du système, correspond aux effets à prévoir dans tout domaine où ils pourraient entraîner une nuisance. Ce système doit donc être caractérisé, d'une part par ses conditions aux limites et par la distribution interne de ses propriétés, et d'autre part par la stabilité de ces conditions considérées comme pérennes puisque les prévisions requises par une étude de sûreté doivent s'appliquer à une très longue durée.

Les conditions géologiques interviennent par conséquent :

— sur le plan spatial :

- à l'échelle d'une structure géologique et hydrogéologique incluant le site du dépôt et l'ensemble du système à considérer ;
- à l'échelle du milieu lithologique (roches), qu'il s'agisse de la roche réceptrice du dépôt ou des roches des formations de couverture (c'est-à-dire des différents corps constitutifs du système) ;

— sur le plan temporel :

- à l'échelle des durées des phénomènes géologiques capables de déterminer des changements significatifs des conditions actuelles au cours des 10^3 à 10^6 prochaines années.

Pour fonder une méthodologie rationnelle de recherche et de sélection de sites possibles pour le dépôt de déchets, il est nécessaire de pondérer l'influence particulière de chaque facteur vis-à-vis de l'objectif visé, c'est-à-dire d'évaluer la sensibilité vis-à-vis de chaque paramètre de la « capacité » d'un système à assurer le confinement relatif. Ceci doit se traduire par une hiérarchie des facteurs en fonction de leur importance relative.

Mais il faut souligner, dès maintenant, que la variété des combinaisons possibles entre les nombreux facteurs qui entrent en jeu écarte a priori l'idée qu'un type particulier de structure ou de « formation » géologique présenterait d'emblée le maximum de conditions favorables au point de la

« recommander » et de rendre inutile l'examen de toutes sortes de structures.

Au stade actuel, plusieurs types de « solutions géologiques » bien différentes peuvent valablement entrer en compétition, et il paraît prématuré d'en exclure aucune a priori. L'objectif immédiat des recherches actuelles doit consister moins à déterminer quelle est la situation géologique la meilleure, qu'à élaborer et à éprouver une méthode d'analyse et d'appréciation objective de sites dans différents contextes géologiques.

SUR QUELLE DUREE DOIT-ON ASSURER LE CONFINEMENT ?

C'est là un sujet controversé entre les différents pays, institutions ou individus qui réfléchissent à l'heure actuelle au problème.

Rappelons d'abord que la décroissance radioactive étant un phénomène exponentiel, une durée égale à dix fois la période d'un élément entraîne la réduction par un facteur mille de la quantité présente de cet élément.

Pour certains auteurs, une durée de 1 000 à 10 000 ans est suffisante. Ils fondent leur analyse, d'une part sur le fait que l'essentiel des produits de fission aura disparu, d'autre part que la radioactivité contenue dans les éléments restants sera moins « toxique » que le minerai extrait du sol pour « fabriquer » les dits-déchets. Claiborne, puis Hamstra, leurs chefs de file, évaluent cette radiotoxicité en comparant le volume d'eau nécessaire pour diluer les déchets jusqu'à la C.M.A., au volume d'eau nécessaire pour diluer, à la même C.M.A., l'uranium contenu dans le minerai de départ (6). Le calcul de cet « indice de nuisance » montre que l'énergie nucléaire « n'engendre » pas, après 1 000 ans d'attente, plus de radioactivité qu'il n'en existait précédemment sur terre. Les déchets sont cependant beaucoup plus concentrés (90 l de verre au lieu de 3 530 tonnes de minerai), et les conditions d'occurrence dans le sous-sol ont peu de chance d'être comparables (cimetière artificiel au lieu de gisement naturel).

(6) 3 530 tonnes de minerai d'uranium à 0,17 % nécessitent $2,3 \cdot 10^8$ m³ d'eau pour diluer la tonne de combustible d'un réacteur à eau légère qu'il contient, alors qu'il faut $1,7 \cdot 10^7$ m³ d'eau pour diluer, à la même C.M.A., les déchets engendrés par la même tonne de combustible, après 1 000 ans de décroissance.

Pour tenir compte, dans cette comparaison, de l'effet de concentration, certains proposent (A. Gauvenet, communication personnelle) de « diluer », par la pensée, les déchets vitrifiés dans une roche neutre (qui peut, par exemple, être une argile douée d'un pouvoir de rétention). On pourrait imaginer, pour cela, que les blocs de verre ont été réduits en grains ou en poudre : on obtiendrait alors un matériau dont la toxicité volumique pourrait être rendue égale ou inférieure à celle du minerai. Un tel raisonnement fournit effectivement un élément de comparaison qualitatif de la toxicité des déchets, mais ne prétend en rien apporter une solution technique au problème de leur enfouissement.

important
D'autres personnes tiennent compte de ce facteur de concentration, et comparent les blocs de verre à de la pechblende par exemple : on arrive à des durées de quelques dizaines de milliers d'années pour une même toxicité volumique. Pour se ramener à un minerai d'uranium ordinaire, il faut attendre quelques centaines de milliers d'années.

sel n'est pas important
D'autres, tels Gera, refusent la notion de C.M.A., car finalement on ne cherche pas à « diluer » la radioactivité dans l'eau — la mer serait alors le meilleur réceptacle — mais bien au contraire à la confiner. Il compare alors la fraction de minerai qui a effectivement disparu (on ne « brûle » que de l'uranium 235, et encore pas totalement) au déchet produit, et mesure le risque en terme de dose ingérée : si, par le jeu d'un procédé de migration et d'enrichissement dans une chaîne biologique quelconque, une population se mettait à ingérer les déchets, à partir de quelle date cette ingestion sera-t-elle moins toxique que celle de l'uranium effectivement « brûlé » ? Il aboutit à des chiffres de l'ordre de 100 000 ans.

D'autres, comme Cohen, comparent la radioactivité relachée naturellement par les roches de l'écorce terrestre (il s'agit du radium et de l'uranium dosé dans les rivières) à la radioactivité des déchets : après 1 000 ans, selon lui, même si les déchets migraient à la même vitesse que le radium ou l'uranium, ils n'entraîneraient pas d'augmentation sensible de la radiotoxicité, mesurée en nombre de cancers par an sur la population totale des Etats-Unis. Mais rien ne permet a priori de comparer les conditions et vitesses de migration éventuelles des minerais et des déchets.

ou
De tels calculs sont intéressants, mais ne prouvent rien : quand il s'agira d'installer un « cimetière » de déchets en un site donné, il faudra bel et bien garantir que, pour le site donné, aucune migration d'éléments ne viendra modifier de fa-

çon significative l'environnement des habitants de la région. Que ce soit en concentration, en dose ingérée, ou en dose inhalée, et quel que soit le chemin suivi, il faudra assurer que le cimetière, maintenant et jusqu'à la disparition de toute radioactivité, ne pourra engendrer de toxicité supérieure aux normes de radioprotection.

Bien sûr, le risque diminue avec le temps, mais nous pensons que la durée de confinement minimale est un faux problème : une chose est certaine, la toxicité des déchets restera élevée pour une durée qui dépasse l'échelle historique (100 à 1 000 ans par exemple) et entre dans l'échelle géologique. Notre capacité à prévoir des comportements à l'échelle géologique est en quelque sorte un défi posé aux sciences de la terre. Mais une telle prévision est au fond plus imprécise — mais pas plus difficile — pour 10 000 ans, 100 000 ans ou 1 million d'années, et on voit mal la raison pour laquelle on cesserait de s'interroger sur l'éventuelle toxicité d'un élément que nous avons créé, avant que cet élément ait lui-même disparu par le jeu de sa croissance radioactive.

LE CHOIX D'UNE FORMATION GEOLOGIQUE

Les premières études d'enfouissement des déchets dans une formation géologique ont choisi de façon délibérée un certain type de formation : le sel. Il s'est agi initialement, aux Etats-Unis, des couches de sel du Kansas. Le sel a été présenté un moment comme la solution définitive et sans équivoque du problème des déchets.

Cependant, quelques difficultés ont ramené le rôle du sel à sa juste place : une formation très intéressante à considérer, certes, mais non une panacée. Ce fut d'abord la découverte que, à quelques kilomètres à peine d'un site de stockage particulièrement étudié au Kansas, la mine de Lyons considérée comme très favorable, il existait une exploitation de ce même sel par lixiviation à l'eau in situ, avec migration d'eau. Le sel est aussi un minerai et, en quelque sorte, ne satisfait pas au cahier des charges que nous avons annoncé : on ne peut exclure l'éventualité qu'il puisse faire l'objet d'exploitation minière.

De plus, des forages de reconnaissance dans le sel, considéré comme massif, compact et étanche, ont montré qu'il contient parfois des cavités (dont certaines remplies de SH_2 sous pression, qu'il a fallu colmater au plus vite pour éviter un accident). On s'est enfin rappelé que le sel est plastique (migration éventuelle des blocs de

déchets ?), qu'il est très peu perméable, certes, mais pas **totale**ment imperméable en tant que formation. Enfin, le sel est quand même, après l'eau, le constituant le plus mobile de l'écorce terrestre...

L'éventail des formations géologiques possibles est aujourd'hui beaucoup plus ouvert. On envisage :

- le sel, bien sûr, mais aussi d'autres roches salines (anhydrite) ;
- les formations cristallines (granite en particulier) ;
- les formations argileuses ou les schistes ;
- les formations pélagiques sous-marines.

Cet éventail de possibilités permet à chaque pays de rechercher, à l'heure actuelle, une solution nationale au problème de l'élimination des déchets de sa propre industrie nucléaire. C'est en particulier le cas pour les pays qui, comme la Suède, feront retraiter leur combustible en France, mais recevront, à l'issue du retraitement, leurs déchets en retour, avec comme destination finale probable, dans le cas de la Suède, le granite, vu la pauvreté du bouclier scandinave en formations salines ou argileuses.

Si une telle solution nationale paraît indispensable, au moins pour une première période de stockage, l'opinion qui prévaut dans les milieux internationaux est, en revanche, qu'il faudra à long terme créer des sites pouvant recevoir les déchets de différents pays.

En effet, trouver un site de dépôt définitif qui donne toutes les garanties ne semble pas aujourd'hui être un problème insoluble, mais pas non plus immédiat et à la portée de n'importe quelles conditions géologiques, comme nous le verrons ultérieurement. Autrement dit, l'élimination des déchets devra faire jouer une certaine solidarité internationale, à moins qu'une solution « formations sous-marines » en zone internationale ne se révèle satisfaisante.

La Commission des Communautés européennes (CCE), de son côté, s'est saisie du problème dans ce sens : il existe, en effet, un projet communautaire d'étude de stockage des déchets nucléaires, selon lequel chaque pays entreprend des recherches sur un type de formation, sans engager pour autant, pour certains de ces pays, en particulier la France, le choix d'une solution définitive dans la voie tracée. Dans ce cadre :

- la France a commencé l'étude des roches cristallines, en particulier le granite ;
- le Royaume-uni étudie également le granite ;

- la République fédérale d'Allemagne et les Pays-Bas étudient le sel ;
- la Belgique et l'Italie étudient l'argile.

Ces projets devraient, dans chaque pays, aboutir à une cavité expérimentale vers les années 80.

Il existe enfin un groupe de travail international auquel la France participe, avec le Royaume-uni, les Etats-Unis et le Japon, concernant les possibilités de stockage dans des formations géologiques sous-marines.

Ces différents programmes internationaux n'excluent pas l'étude de l'ensemble des solutions géologiques possibles pour l'enfouissement des déchets, compte tenu de la diversité géologique de notre pays. La C.C.E. a d'ailleurs lancé récemment une initiative dans ce sens, en commandant la réalisation d'un catalogue des formations géologiques pouvant être favorable au stockage des déchets, dans l'ensemble de l'Europe des neuf (opérateur pour la France : B.R.G.M.). Mais le développement de ces études demeure l'affaire de chaque pays et reste à lancer en France.

UN EXEMPLE D'ETUDE DU CONFINEMENT : LA MIGRATION DES RADIOELEMENTS PAR CIRCULATION D'EAU

Avant de porter jugement sur une formation géologique quelconque, on peut tenter d'analyser les risques de retour, par un mécanisme naturel, de la radioactivité dans l'environnement de l'homme. On peut citer, comme mécanisme possible : l'écoulement des eaux souterraines, la fracturation, le diapirisme, l'érosion, l'intrusion magmatique, la chute de météores, etc... De tous ces phénomènes, le mouvement des eaux souterraines est de loin le plus commun, et de plus, il peut aussi être influencé indirectement par l'un quelconque des autres mécanismes cités.

C'est pourquoi nous avons voulu étudier, pour une formation géologique théorique, quels sont les paramètres qui, en cas de circulation d'eau, pourraient encore assurer le confinement (au sens relatif cité plus haut, par respect des normes de radioprotection).

Nous n'envisagerons pas un type de formation particulier : en faisant varier les paramètres décrivant la roche, nous espérons ainsi représenter toute formation utilisable : argile, granite, et même le sel, ou plus exactement les formations sédimentaires encaissant les couches de sel, qui sont en fait les vraies barrières qui ont permis à ces couches de subsister.

Nous allons décrire ici brièvement le résultat de cette étude prospective.

Si des eaux souterraines entrent en contact avec les déchets radioactifs, des radioéléments vont passer en solution par lixiviation, à un taux fonction du temps et de l'état des blocs de verre. Ces éléments seront alors transportés par l'eau vers d'autres lieux. Quatre mécanismes principaux sont à prendre en considération : la convection, la diffusion et la dispersion, l'adsorption et la décroissance radioactive.

La **convection** est le mouvement des éléments à la vitesse moyenne de pore de l'écoulement des eaux. La **diffusion** est le mouvement des éléments au sein de la phase liquide due à la diffusion moléculaire. La **dispersion** cinématique est un processus équivalent à la diffusion, mais ayant pour origine l'existence d'une hétérogénéité du champ des vitesses microscopiques en milieux poreux, entraînant des phénomènes de mélange d'eaux avant des concentrations différentes. L'**adsorption** est un terme qui recouvre les phénomènes d'échanges entre phase mobile et phase immobile (c'est-à-dire phase solide + eau liée) ; cela inclut l'échange ionique, l'adsorption ionique, la filtration, la précipitation, etc... L'adsorption est un processus dont les études sont assez récentes, et qui est considéré comme un phénomène réversible, fonction des concentrations de tous les éléments présents dans la solution et dans la phase immobile.

Ces phénomènes de transport peuvent être mis en équation et modélisés, moyennant quelques hypothèses simplificatrices. On est alors capable de simuler la migration des radioéléments dans le sous-sol, et donc de déterminer quels sont les paramètres les plus importants pour assurer leur confinement. Nous avons fait les quatre hypothèses suivantes :

- la formation géologique confinant les déchets peut être représentée par un milieu continu homogène. Cela est acceptable pour les milieux poreux, mais également pour les milieux fissurés, à une échelle d'observation supérieure (volume élémentaire de référence plus grand) ;

- la concentration de chaque élément transporté reste faible, ne modifiant pas la densité et la viscosité de l'eau et est donc sans action sur le champ des vitesses de l'écoulement ;

- les phénomènes d'adsorption ne sont pas sélectifs, c'est-à-dire que chaque élément transporté sera adsorbé ou désorbé indépendamment des autres éléments ; ils sont de plus linéaires, totalement réversibles et instantanés : la con-

centration en élément adsorbé, F , par unité de masse de phase immobile, est supposée liée à la concentration de l'élément par unité de volume de la phase mobile, C , par :

$$F = K_d C$$

le « coefficient de distribution » K_d étant relatif à chaque élément et à chaque type de formation lithologique.

Ces hypothèses sur les phénomènes d'adsorption sont généralement acceptées tant que la concentration des éléments reste faible, ce qui sera notre cas, et vont de plus dans le sens de la sécurité. Il faut cependant noter que les phénomènes d'adsorption sont encore mal connus, et que peu de coefficients de distribution K_d ont été mesurés jusqu'ici, particulièrement pour les éléments qui nous intéressent. Un programme de mesure très important de ces propriétés est en cours, en France, à l'heure actuelle, dans le cadre de l'action de la C.C.E., au B.R.G.M., au C.E.A. et au C.N.R.S.

- on ne prendra pas en compte la migration des radioéléments engendrés par filiation de la décroissance des actinides. Cette hypothèse est valable pour les éléments transportés eux-mêmes, mais est probablement optimiste quant aux résultats des calculs de confinement. Nous pensons en particulier au radium, qu'il faudra prendre en compte à l'avenir.

Moyennant ces hypothèses, l'équation décrivant la migration des radioéléments dans le sous-sol peut s'écrire :

$$\begin{aligned} & \text{div} (D \text{ grad } C_i) - \text{div} (V C_i) \\ - \lambda_i (C_i + \frac{1-\epsilon}{\epsilon} \rho F_i) &= \frac{\partial}{\partial t} (C_i + \frac{1-\epsilon}{\epsilon} \rho F_i) \\ F_i &= K_d C_i \end{aligned}$$

avec :

C_i = concentration de l'élément i par unité de volume de la phase mobile,

F_i = concentration de l'élément i par unité de masse de la phase immobile,

V = vitesse de pore moyenne de l'écoulement,

D = tenseur de dispersion-diffusion,

λ_i = constante de décroissance radioactive :

$$\lambda = \frac{0,693}{T}, T \text{ étant la période,}$$

ϵ = porosité cinématique de la formation,

ρ = masse volumique de la phase solide

K_d = coefficient de distribution de l'élément i .

Un programme de résolution de cette équation

a été mis au point au centre d'Informatique géologique de l'Ecole des mines de Paris.

Pour résoudre cette équation de transport, il nous faut préciser les conditions de l'écoulement. Pour un site réel, il faudra bien sûr étudier les circulations éventuelles, actuelle et future, des eaux souterraines avec leurs alimentations et exutoires. Pour l'instant, nous allons supposer que l'écoulement de l'eau se fait de façon verticale ascendante à partir du site de stockage jusqu'à la surface. Une telle hypothèse est assez réaliste pour des milieux peu perméables, où les gradients importants sont généralement verticaux, et où, très généralement, en bassin sédimentaire tout au moins, la charge hydraulique croît avec la profondeur.

REPONSE INDICIELLE DU TERRAIN A UN FLUX DE RADIOELEMENTS

La meilleure façon de juger de la capacité d'une formation géologique à confiner des déchets est de déterminer le retard et l'amortissement qu'impose la traversée du terrain à un flux donné de radioéléments quittant le cimetière.

Nous avons calculé la réponse indicielle (7) du terrain, c'est-à-dire le flux de radioélément arrivant à la frontière de l'environnement à sauvegarder, quand on suppose que les déchets relâchent, au site de stockage, un flux constant et unitaire d'éléments.

Nous avons fait ce calcul pour cinq formations géologiques-types et pour quatre radioéléments.

Les cinq formations géologiques testées correspondent à des jeux de paramètres, décrits dans

(7) La réponse indicielle d'un système est « la sortie » que l'on observe quand « l'entrée » est un échelon unité.

le tableau II, allant d'une formation 1, relativement peu confinante, considérée comme un piètre choix pour y stocker des déchets, à une formation 4, considérée comme très imperméable et de très bonne qualité de confinement. Quant à la formation 5, c'est ce qu'on pourrait appeler un « monstre » géologique : c'est une formation de perméabilité presque nulle (10^{-10} m/s) sur 500 m d'épaisseur. Nous avons choisi de l'inclure pour déterminer s'il fallait véritablement rechercher des situations extrêmes pour assurer le confinement.

Plusieurs caractéristiques sont communes à ces cinq formations :

- ✗ — leur épaisseur, 500 m ; doubler cette épaisseur ne ferait que doubler les temps de transfert : ce n'est pas un paramètre significatif ;
- ✗ — l'existence de ce gradient vertical ascendant d'écoulement ;
- ✗ — le coefficient longitudinal du tenseur de dispersion D ; on a choisi un coefficient proportionnel à la vitesse de pore, $D = \alpha V$, avec, pour le coefficient α de dispersion intrinsèque, la valeur 10 m. On s'est aperçu que ce paramètre ne modifie en effet, pas beaucoup les résultats. La dispersion transversale est négligée.

Les radioéléments considérés ont été choisis d'abord pour leur très longue période, ensuite parce qu'ils recouvrent toute une gamme de propriétés vis-à-vis de l'adsorption. Ce sont :

- l'Iode 129, période 16 millions d'années, de coefficient de distribution supposé nul. L'iode est en effet considéré comme un excellent traceur, non adsorbable, quoiqu'en pratique il n'en soit pas toujours ainsi ;
- le Neptunium 237, période 2,13 millions d'années, coefficient de distribution 15 ml/g. C'est un petit coefficient d'adsorption.

TABLEAU II
Caractéristiques des cinq formations géologiques testées

Formation géologique	Perméabilité de Darcy K_v (m/s)	Gradient de charge (vertical ascendant)	Porosité cinématique %	Vitesse résultante de l'eau	
				de Darcy (m/s)	de pore (m/s)
1	1.10^{-6}	1/10	2	1.10^{-7}	5.10^{-6}
2	1.10^{-6}	1/50	2	2.10^{-8}	1.10^{-6}
3	1.10^{-7}	1/50	5	2.10^{-9}	4.10^{-6}
4	1.10^{-8}	1/50	10	2.10^{-10}	2.10^{-9}
5	1.10^{-10}	1/50	20	2.10^{-12}	1.10^{-11}

- le Plutonium 239, période 24 400 ans, coefficient de distribution 2 000ml/g. C'est un fort coefficient d'adsorption ;
- le Plutonium 239, le même, mais affecté d'un coefficient de distribution nul, donc non adsorbé.

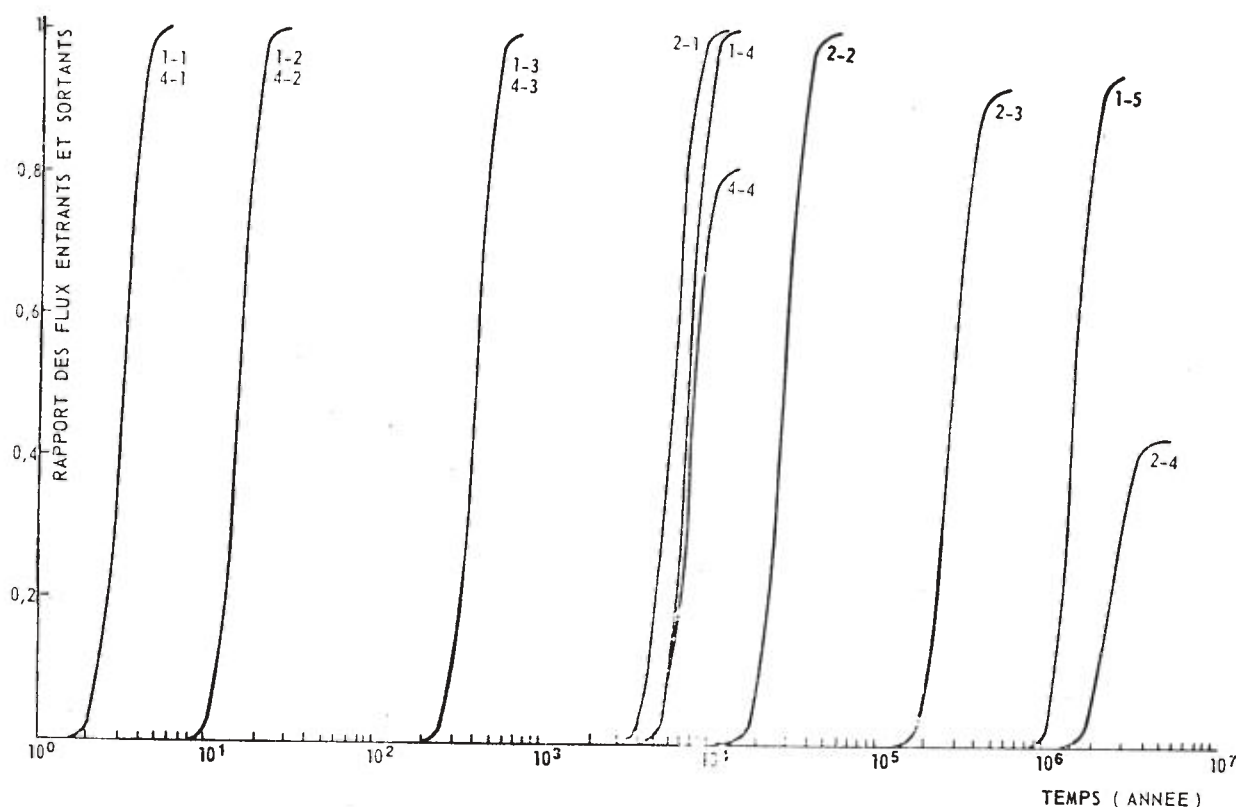
Nous avons choisi cette hypothèse extrême sur la non adsorption du plutonium pour deux raisons :

- d'abord, elle va mettre en lumière, comme nous le verrons, le rôle prépondérant que peut jouer l'adsorption dans le confinement ;
- ensuite, la géochimie du plutonium est assez délicate, et on peut craindre que certaines formes de plutonium puissent entrer en réaction avec la silice, ou les carbonates, pour former un complexe électriquement neutre, donc sans adsorption ionique. Mais ce n'est pour l'instant qu'une hypothèse, non une observation (8).

La figure ci-dessous et le tableau III fournissent les résultats de ces calculs. On a défini deux paramètres caractérisant le confinement :

- le **taux de transmission de la formation**, c'est-à-dire le rapport de la radioactivité cumulée rejetée dans l'environnement à la radioactivité quittant le cimetière. Ce taux prend en compte la décroissance radioactive pendant le transfert dans le terrain, mais non après que l'élément a franchi la limite du système (le sol, ou le toit de la formation). C'est une mesure de l'efficacité de la formation à confiner les déchets (amortissement du flux) ;

(8) Des observations récentes effectuées à Maxey Flats, dans le Kentucky, sur un site de stockage de déchets de faible activité, auraient montré, dans des circonstances assez particulières (présence de matière organique avec les déchets) des migrations de plutonium sur quelques dizaines de mètres en moins de 10 ans, ce qui va dans le sens de notre hypothèse. Mais ces résultats demandent à être confirmés.



Réponse indicielle d'une formation géologique à un flux d'élément quittant le cimetière. L'abscisse donne le temps, l'ordonnée le rapport du flux arrivant en surface au flux constant quittant le cimetière.

Les numéros 1-1, 1-2, 1-3, 1-4 et 1-5 indiquent l'iode 129 dans les formations 1 à 5.

Les numéros 2-1, 2-2, 2-3 et 2-4 indiquent le neptunium 237 dans les formations 1 à 4.

Les numéros 4-1, 4-2, 4-3 et 4-4 indiquent le plutonium 239 non adsorbé dans les formations 1 à 4.

TABEAU III
Résultat des calculs pour les 5 formations et les 4 radioéléments étudiés

Formation géologique	Vitesse moyenne de pore (m/s)	Taux de transmission de la formation %	Durée de transfert (années)
Iode 129 (période 1,6.10⁷ années) (a)			
1	5.10 ⁻⁶	100	6
2	10 ⁻⁶	100	29
3	4.10 ⁻⁸	100	725
4	2.10 ⁻⁹	99	14 500
5	10 ⁻¹¹	93	2 840 000
Neptunium 237 (période 2,13.10⁶ années) (b)			
1	5.10 ⁻⁶	99,7	10 500
2	10 ⁻⁶	99	52 500
3	4.10 ⁻⁸	91	505 000
4	2.10 ⁻⁹	43	14,9.10 ⁶
5	10 ⁻¹¹	10 ⁻¹⁶	3,3.10 ⁷
Plutonium 239 adsorbé (période 2,44.10⁴ années) (c)			
1	5.10 ⁻⁶	8.10 ⁻⁶	1,4.10 ⁶
2	10 ⁻⁶	3.10 ⁻²¹	6.10 ⁶
3	4.10 ⁻⁸	0	—
4	2.10 ⁻⁹	0	—
5	10 ⁻¹¹	0	—
Plutonium 239 non-adsorbé (période 2,44.10⁴ années) (a)			
1	5.10 ⁻⁶	100	6
2	10 ⁻⁶	100	29
3	4.10 ⁻⁸	99	725
4	2.10 ⁻⁹	80	14 500
5	10 ⁻¹¹	6.10 ⁻¹¹	2 840 000
(a) Coefficient de distribution 0 : pas d'adsorption. (b) Coefficient de distribution 15 ml/g : adsorption faible. (c) Coefficient de distribution 2 000 ml/g : adsorption forte.			

● la durée du transfert : c'est le temps nécessaire pour que la réponse indicelle atteigne son maximum, à 0,1 % près. C'est une mesure du retard introduit par la formation à la libération de la radioactivité.

Ces chiffres sont frappants. Sans adsorption, même une excellente formation comme la formation 4, ne peut retenir les radioéléments : elle n'introduit qu'un retard. 99 % de l'iode reparaît, ainsi que 80 % du plutonium non-adsorbé, avec des retards relativement faibles : 15 000 ans au maximum, avec un début de contamination 4 000 ans après le début de la migration.

A l'inverse, pour un élément fortement adsorbé, tel que le plutonium adsorbé, même la formation la plus « mauvaise » telle que la formation 1, qui est relativement perméable avec un gradient de charge élevé, réussit parfaitement à confiner intégralement la radioactivité.

Le neptunium, qui est faiblement adsorbé se situe entre les deux : une excellente formation comme la formation 4 n'en élimine que la moitié.

Enfin, la formation 5, dont les propriétés sont exceptionnelles, confine pratiquement tout, sauf l'iode, dont 93 % sont quand même transmis avec un retard de 2 millions d'années.

Notons également qu'une formation comme la formation 4, quelle que soit l'adsorption, assure totalement le confinement des déchets à vie « courte » (inférieure à 1 000 ans).

Nous pensons avoir montré le rôle prédominant que joueront les propriétés d'adsorption de la formation, dans le confinement des déchets à vie longue (supérieure à 1 000 ans).

Ce rôle est, à notre sens, d'autant plus essentiel que, contrairement aux hypothèses de notre calcul actuel, il semble que la réversibilité des phéno-

mènes d'échange ne soit pas totale : une partie des éléments qui migrent pourrait être fixée de façon définitive par des formations argileuses adéquates. Disons tout de suite qu'il faut tempérer ces premiers résultats de deux façons :

- d'abord, nos calculs sont réalisés dans l'hypothèse de l'existence d'une circulation d'eau. Peut-on affecter à cette hypothèse une probabilité d'occurrence ?
- ensuite, il nous reste encore une autre façon d'assurer le confinement relatif (tel que nous l'avons défini plus haut) : c'est de montrer que la concentration des effluents quittant la formation et pouvant atteindre l'environnement de l'homme reste inférieure aux normes de radioprotection.

Nous allons discuter successivement ces deux points.

UN CALCUL DES PROBABILITES

Les études de sûreté des installations nucléaires sont depuis longtemps coutumières de l'introduction d'un taux de probabilité d'occurrence lié à tout incident ou accident pouvant intervenir sur une installation. Une telle approche a le grand avantage de permettre de comparer entre eux les risques des différentes parties d'une installation, afin de rendre homogènes entre elles les protections introduites. Ainsi aux U.S.A., le fameux rapport Rasmussen du M.I.T. a-t-il proposé une méthode d'évaluation de la sûreté d'une installation nucléaire.

En ce qui concerne le confinement des déchets, une telle approche dès le début, a été tentée. Elle mérite une sérieuse réflexion préalable, qui semble ne pas toujours avoir été faite. Un géologue peut-il donner une probabilité d'occurrence pour un phénomène géologique naturel ? Sans pouvoir apporter une réponse à cette difficile question, nous voudrions amener quelques éléments de réflexion.

Certains phénomènes géologiques sont véritablement aléatoires (9). Nous pensons, en particu-

(9) par le mot aléatoire, nous voulons indiquer que nous sommes totalement incapable d'analyser et de prévoir les déterminismes qui commandent les dits phénomènes.

lier, à la chute des météorites. Compte tenu du nombre de météorites qui semblent être tombées sur notre planète dans le passé, de leurs dimensions, et de la surface de la terre, il semble justifié de vouloir calculer une probabilité de chute d'une météorite sur un site de stockage donné.

Mais la plupart des autres phénomènes géologiques ne nous semblent pas pouvoir relever du même schéma de pensée. Prenons, par exemple, le risque de fracturation. On saurait éventuellement récolter, à la surface de la terre, ou pour un type de roche donné, un taux moyen de fracturation. On pourrait même envisager, compte tenu d'un âge moyen de formation, de ramener ce taux à un taux de fracturation annuel moyen d'un certain type de roche. Un tel calcul, difficile à faire, mais conceptuellement envisageable, aurait une signification pour l'ensemble des formations d'un certain type. Mais que peut-on dire sur un site bien précis de stockage ? On peut éventuellement analyser la fracturation passée du massif ; mais la stabilité passée n'implique pas directement la stabilité future du massif. Et l'extrapolation des probabilités moyennes, obtenues par estimation moyenne dans l'espace, en un point précis implique, en statistique, une hypothèse sous-jacente : celle de la **stationarité** du phénomène étudié. En d'autres termes, la fracturation aurait, en tout point de l'écorce terrestre, ou pour le même type de formation, la même probabilité d'occurrence. Tout géologue ressentira la gratuité d'une telle hypothèse.

Pour sortir d'un tel dilemme, il faudrait pouvoir particulariser : parler des formations géologiques situées au centre des plaques tectoniques, ou à leur bordure. Caractériser ensuite l'âge, la tectonique locale, etc... pour subdiviser les types de formation qui soient effectivement comparables entre eux. En un mot, revenir d'une conception purement statistique du risque de fracturation à une approche déterministe basée sur le comportement prévisible de l'écorce terrestre. C'est là une tâche extrêmement ardue.

C'est pourquoi il nous paraît plus probant de fonder la sûreté d'un stockage sur la preuve que, même en cas « d'accident géologique », modifiant notablement les flux d'eau souterraine dans le massif rocheux entourant le stockage, la formation choisie est encore capable d'assurer un confinement relatif des déchets.

C'est précisément dans cet esprit prospectif que les calculs présentés ci-dessus ont été réalisés et sont complétés par l'aspect « concentration des effluents » que nous allons maintenant présenter.

CONCENTRATION DES EFFLUENTS ARRIVANT DANS L'ENVIRONNEMENT

Reprenons les cinq formations géologiques et les quatre éléments présentés plus haut. Nous avons montré que, dans le cas de circulation d'eaux souterraines, le confinement physique absolu n'est pas réaliste, non plus que le confinement vis-à-vis de la radioactivité globale (sauf en cas d'adsorption importante). Mais qu'en est-il des concentrations des effluents vis-à-vis des normes de radioprotection ? Un tel calcul pose d'emblée deux problèmes :

- d'une part, il faut définir le flux de radioéléments quittant le cimetière par mise en solution des déchets par l'eau, et donc le comportement des verres (ou des autres déchets) ainsi que la densité des déchets stockés au sol ;
- d'autre part, il faut préciser ce que deviendra, à l'autre extrémité de la formation géologique, ce flux d'éléments : l'effluent peut être dilué très fortement par mélange à des eaux de nappes superficielles ou à des eaux de surface ; l'effluent peut encore, en zones sans aquifères superficiels, s'évaporer et engendrer une pollution atmosphérique, avec dilution dans l'atmosphère ; l'effluent peut entrer dans un cycle de reconcentration par le jeu des chaînes biologiques, etc...

Toutes ces hypothèses devront être prises en compte dans l'étude d'un site réel de stockage. Elles peuvent difficilement l'être dans le cadre de cette réflexion générale.

C'est pourquoi nous nous bornerons à calculer les concentrations des effluents à leur sortie de la formation géologique, sans préciser leur devenir. Mais il faut bien voir que ces résultats bruts n'ont que peu de signification, à cause des hypothèses qu'il faudra faire sur le verre et de l'absence d'hypothèse sur le devenir ultérieur : leur intérêt est d'abord de mettre en évidence un certain paradoxe, entre dilution et confinement, qui existe en matière de stockage, et ensuite de montrer le rôle de la modélisation des transferts dans l'étude d'un site réel (10).

(10) L'Ecole des mines de Paris poursuit, pour le compte du C.E.A. et en collaboration avec le B.R.G.M., dans le cadre des programmes de la CCE, des travaux sur la mise au point de modèles capables de simuler dans toutes les configurations réelles, de tels transferts.

Ceci étant dit, nous avons simulé deux comportements des verres :

- Hypothèse 1 : la structure du verre reste indéfiniment intacte, la mise en solution des radioéléments se fait uniquement par diffusion moléculaire ainsi qu'il a été dit plus haut (lixiviation des verres).
- Hypothèse 2 : 10 000 ans après la mise en stock, les verres sont dégradés, et relâchent le contenu total de radioactivité de façon linéaire, en 5 000 ans. Cette hypothèse est, il faut le dire, extrêmement arbitraire et des libérations plus rapides ou plus lentes peuvent être envisagées.

On a utilisé, pour calculer les concentrations, une densité de déchets au sol de un bloc de verre de 150 l tous les 25 m², soit un « cimetière » de 50 hectares pour loger les 3 000 m³ de verre qui seront vraisemblablement produits en France d'ici l'an 2000 (11).

Les résultats des calculs de concentration des effluents à leur arrivée en surface sont donnés dans le tableau IV et exprimés en fraction (ou multiples) de la C.M.A., concentration maximale admissible, pour l'eau de boisson de la population définie par les normes nationales et internationales de sûreté nucléaire.

Ces chiffres appellent les remarques suivantes : il apparaît a priori paradoxal que plus la formation est confinante et peu perméable (quand on passe de 1 à 4 ou 5), plus la concentration des effluents est élevée. Mais ceci est naturel : le flux d'éléments relâché par les verres est le même pour chaque formation. Moins la formation est perméable, plus le flux d'eau venant diluer et entraîner ce flux d'éléments est petit ; donc plus la concentration est élevée. Une formation géologique unique ne peut à la fois confiner les éléments (donc retarder et amortir les effluents) et les diluer. Cette remarque donne tout son intérêt au programme de recherche sur les formations sous-marines : on peut chercher des situations assurant un bon confinement avec un réceptacle ultime pouvant assurer une bonne dilution. Mais

(11) Cette densité au sol a été essentiellement choisie pour des raisons thermiques : vu le taux d'émission thermique des verres, il faut attendre entre 10 et 50 ans avant de stocker les déchets dans le sous-sol, et les espacer assez fortement, si on veut éviter une fusion du verre, ou une vaporisation de l'eau éventuellement présente, ou surtout l'établissement d'une contrainte thermique dans la roche par dilatation, pouvant dépasser les limites de rupture. Des études thermiques sont actuellement en cours de façon plus précise sur ce point.

TABLEAU IV

Concentration des effluents arrivant en surface, en fractions ou multiples de la concentration maximum admissible (CMA) dans deux hypothèses sur le comportement du verre (d)

Formation géologique	Taux de transmission %	Hypothèse 1		Hypothèse 2	
		Rapport concentration/CMA	Date du maximum de concentration (années)	Rapport concentration/CMA	Date du maximum de concentration (années)
Iode 129 (période 1,6.10⁷ années) (a)					
1	100	1,4.10 ⁻²	5	0,58	10 000
2	100	7.10 ⁻³	25	2,9	10 000
3	100	0,7	600	28,0	10 700
4	99	5,1	10 000	250,0	20 000
5	93	5,3	1,7.10 ⁶	170,0	1,45.10 ⁶
Neptunium 237 (période 2,13.10⁶ années) (b)					
1	99,7	1,6.10 ⁻⁴	10 000	0,67	18 000
2	99	7,7.10 ⁻⁴	47 500	1,13	40 000
3	91	6.10 ⁻³	380 000	1,13	275 000
4	43	1,3.10 ⁻²	3 000 000	0,57	2 400 000
5	10 ⁻¹⁶	3,6.10 ⁻¹⁹	87.10 ⁶	6,2.10 ⁻¹⁸	83.10 ⁶
Plutonium 239 adsorbé (période 2,44.10⁴ années) (c)					
1	8.10 ⁻⁶	7.10 ⁻¹²	475 000	3.10 ⁻⁹	460 000
2	3.10 ⁻²¹	5.10 ⁻²⁷	1 200 000	1,4.10 ⁻²⁴	1 150 000
3	0	0	—	0	—
4	0	0	—	0	—
5	0	0	—	0	—
Plutonium 239 non adsorbé (période 2,44.10⁴ années) (a)					
1	100	4,7.10 ⁻⁴	5	1,3	10 000
2	100	2,3.10 ⁻³	25	6,0	10 000
3	99	2,3.10 ⁻²	600	66,0	10 700
4	80	0,16	11 000	470,0	20 000
5	6.10 ⁻¹¹	1,7.10 ⁻¹²	730 000	8,5.10 ⁻¹⁰	700 000

(a) Coefficient de distribution 0 : pas d'adsorption.
 (b) Coefficient de distribution 15 ml/g : adsorption faible.
 (c) Coefficient de distribution 2 000 ml/g : adsorption forte.
 (d) Hypothèse 1 : la structure du verre reste indéfiniment intacte, la mise en solution des radioéléments se fait uniquement par diffusion moléculaire.
 — Hypothèse 2 : 10 000 ans après la mise en stock, les verres sont dégradés, et relâchent le contenu total de radioactivité de façon linéaire, en 5 000 ans.

vouloir charger la formation géologique des deux tâches simultanément est un non-sens.

Ceci étant dit, ces résultats indiquent qu'en cas de tenue parfaite des verres, n'importe quelle formation géologique produit un effluent à concentration inférieure aux normes, ou presque, et ceci sans même tenir compte d'une dilution à l'arrivée en surface. Mais si les verres ne tiennent pas, et si la formation n'assure pas une bonne rétention par adsorption des radioéléments relâchés, la concentration des effluents arrivant au sommet de la barrière peut dépasser la concentration maximum admissible pour certains de ces éléments. Un facteur de dilution minimal du mi-

lieu extérieur (eau de surface ou aquifère superficiel) est alors nécessaire pour se ramener aux normes. De tels facteurs de dilution dépendent beaucoup des conditions hydrogéologiques locales ; ils peuvent communément, pour un aquifère, aller d'un facteur 10 à des facteurs pouvant dépasser la centaine.

CONCLUSION

L'utilisation de formations géologiques stables pour l'enfouissement définitif de déchets radio-

actifs a été la première solution vers laquelle se sont orientés les responsables de la gestion de ces déchets. Au départ, ce choix reposait sur un raisonnement simple : la stabilité que présentaient, depuis des dizaines de millions d'années, certaines formations géologiques, comme les formations salines, combinée avec l'absence d'eau assurait que la radioactivité ne serait pas susceptible de migrer de ces formations.

L'étude préliminaire des différents aspects de la question, bien qu'ayant montré que les phénomènes étaient plus complexes, n'a pas remis cette orientation en question. En fait, différents mécanismes peuvent jouer dans un dépôt de déchets radioactifs dans des formations géologiques. En examinant ces mécanismes, on a montré que, pour chacun d'eux (nature de la matière, confinement dans la formation ou rétention dans les formations environnantes), une garantie de longue durée pour le confinement de la radioactivité peut être obtenue.

Il faut bien définir ce qu'on doit entendre par confinement de radioactivité garantissant la sûreté : il n'est pas indispensable que ce confinement soit absolu pendant la durée nécessaire à la disparition quasi-totale par décroissance (encore qu'en fait, ce confinement absolu puisse d'ores et déjà être assuré dans le cas des déchets contenant des produits de fission dont la période est courte). Et ce qui le prouve bien est que tous les terrains, toutes les formations géologiques ont une certaine radioactivité naturelle. L'article a expliqué comment il est possible de « modéliser » les transferts de radioactivité et d'évaluer quelle concentration de radioéléments pourra être transmise par la formation géologique en se basant sur les concentrations maximum admissibles (CMA). Mais on ne peut oublier que la teneur en uranium et ses descendants d'un terrain granitique correspond à 2×10^3 CMA, ni que certaines eaux minérales naturelles dépassent 10 fois la CMA en ce qui concerne le radium contenu.

Ce qu'il faut garantir, c'est que tout transfert qui pourrait se produire à partir d'un dépôt ne modifiera pas significativement la radioactivité naturelle, et en tous cas, n'excédera jamais, dans les eaux superficielles, la CMA. Celle-ci représente d'ailleurs la concentration pour laquelle on peut garantir qu'une utilisation exclusive et continue n'entraînera pas de risques pour le public.

La sûreté de l'enfouissement de déchets radioactifs en formation géologique sera fondée sur l'existence d'un certain nombre de barrières. Même si la durée de certaines de ces barrières ne

peut être garantie de façon absolue, même si certaines formations géologiques ne sont pas susceptibles de confiner l'intégralité des radioéléments, ce que la modélisation et les calculs montrent bien, c'est que, dans le cas des hypothèses actuellement testées, le choix judicieux d'une formation géologique apportant de très bonnes qualités de confinement permet de considérer que les quantités de radioéléments susceptibles de migrer de la formation à la surface resteront toujours suffisamment faibles pour que l'on puisse penser que ce type d'enfouissement ne sera pas susceptible de constituer un risque inacceptable pour les lointaines générations.

Contrairement à des craintes parfois formulées, rien ne permet d'affirmer que la sûreté de la gestion des déchets de l'industrie nucléaire ne puisse être assurée de façon aussi satisfaisante que ne l'a été le reste du cycle nucléaire. Mais le choix de la solution la plus satisfaisante exige un effort sérieux d'analyse et de recherche que les responsables de l'énergie nucléaire ont d'ailleurs décidé d'entreprendre, et que les spécialistes des sciences de la terre ont la capacité de mener à bien s'ils disposent des moyens nécessaires.

REFERENCES

- BONNIAUD, R. et SOMBRET, C. (1976) — C.E.A. Marcoule : Communication personnelle.
- BURKHOLDER, H.C., CLONINGER, M.O., BAKER, D.A., JANSEN, G. Incentives for partitioning high level waste Battelle Pacific Northwest Laboratories — Report BNWL 1927, Nov. 1975.
- CLAIBORNE, H.C. et GERA, F. Potential contamination failure mechanisms and their consequences on a radioactive waste repository in bedded salt in New Mexico. Report ORNL TM-4639, Oak Ridge, October 1974.
- COHEN, B.L. Impacts of the nuclear energy industry on human health and safety. American Scientist, Vol. 64, n° 5, Sept.-Oct. 76.
- GERA, F. et JACOBS, D.J. Hazard potential of radioactive waste. Symposium on radiocology applied to the protection of man and his environment. Rome, 7-10 September 1971. Rap. Euratom EUR 4800, 1972, p. 891-907.
- Groupe interministériel d'évaluation de l'environnement. Rapport du groupe de travail « Evaluation des options techniques sur les déchets radioactifs ». Décembre 1975.
- HAMSTRA J. Radioactive hazard measures for buried solid radioactive waste. Nuclear Safety, vol. 16, n° 2, 1975.

- IMBERT, J.C. et PACAUD, F. Contribution à l'étude de la diffusion en relation avec la lixiviation des verres — Application au risque potentiel d'un stockage à long terme. Rapport CEA 5-4550, 1974.
- MARSILY, G. de, LEDOUX, E., BARBREAU, A. et MARGAT, J. Nuclear waste disposal : can the geologist guarantee isolation? Science, 197/4303, 5/8/77.
- MEYER, G.L. Preliminary data on the occurrence of transuranium nuclides in the environment at the radioactive waste burial site, Maxey Flats, Kentucky — IAEN/ERDA International Symposium on Transuranium Nuclides in the Environment, San Francisco, Nov. 75.
- OCDE-CCE. Analyse des risques et élaboration de modèles géologiques en relation avec l'évacuation des déchets radioactifs dans les formations géologiques. Comptes-rendus de la réunion de travail d'Ispra. Mai 1977.
- OCEANUS, Vol. 20, n° 1, winter 77. High level nuclear wastes in the seabed.
- PRADEL, J. et MACQUERON, M. Le problème des stockages de déchets radioactifs et les solutions françaises. Revue des ingénieurs, n° 245, Nov. 76.
- ROCKSTORE 77. — International Symposium on Rockstore — Special session on nuclear waste, Stockholm, Sept 77.
- SCHNEIDER, K.J. et PLATT, A.M. High level Radioactive Waste Management Alternatives. Rep. BNWL 1900, Battelle, 1974.