



La gestion et le traitement des déchets nucléaires : entre héritage et anticipation



Hall de stockage des fûts de déchets du CEA Saclay en partance pour l'Andra (jaune) ou Centraco (rouge marron) après caractérisation sur la chaîne automatique Camdices.

P. Stroppa/CEA

Depuis l'origine, les déchets nucléaires sont gérés en fonction des techniques les plus avancées disponibles au moment de leur production. Les progrès de la caractérisation et de la décontamination permettent depuis d'en améliorer le tri et, parfois, d'en déclasser certains. Ce déclassement permet de leur appliquer des modes de gestion à long terme plus simples. Ces progrès permettent également d'envisager la reprise et le conditionnement des déchets anciens. Durant les diverses phases de l'existence du déchet, le "colis" reste l'"unité élémentaire" de la gestion qui assure de façon pérenne le confinement de la radioactivité.

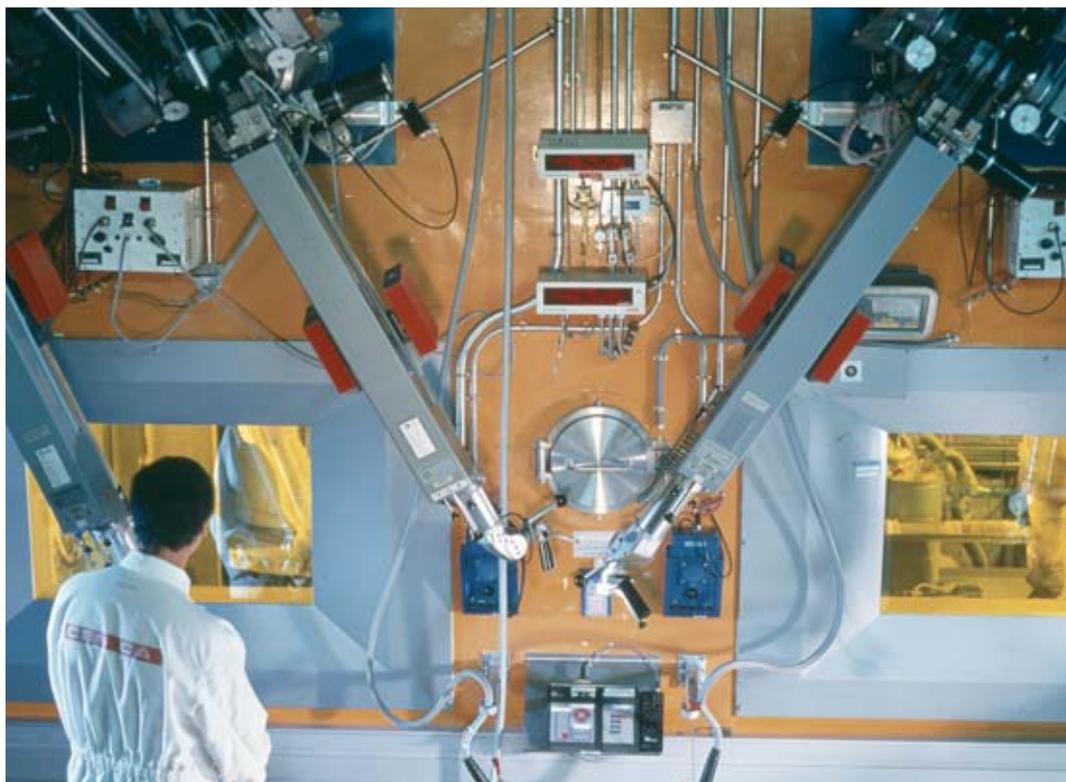
L'objectif de la gestion des **déchets radioactifs** est de protéger l'homme et son environnement contre les effets des matières les constituant et notamment contre les risques radiologiques. Cette gestion obéit à quelques grands principes : limiter les quantités en produisant le moins de déchets possible, trier, conditionner de façon sûre en prenant en compte les aspects "long terme" et isoler de l'homme et de l'environnement. Elle se traduit par la mise en œuvre de filières qui font généralement intervenir, outre l'étape génératrice du déchet primaire (R&D, exploitation, maintenance, démantèlement), des étapes de traitement/**conditionnement**, éventuellement d'**entreposage** intermédiaire puis de **stockage** définitif.

Quelles sont les étapes de constitution d'un colis ?

Un déchet conditionné est appelé **colis**, et ce dernier doit posséder des propriétés mécaniques satisfaisant aux exigences de manutention, de transport, d'entre-

posage et de stockage (encadré C : *Qu'y a-t-il entre le déchet et l'environnement?*, p. 28, encadré D : *De l'entreposage au stockage*, p. 50). Sa constitution passe donc par un ensemble d'étapes, de la caractérisation du déchet brut à celle du colis lui-même, permettant de garantir la fonction de confinement de la radioactivité de façon durable sur l'échelle de temps considérée.

La caractérisation du déchet brut consiste à déterminer la quantité, la nature et la localisation de la radioactivité contenue et sa forme physico-chimique en vue d'optimiser son conditionnement (formulation de la **matrice**...). L'étape de **traitement** du déchet, ensuite, répond à deux objectifs majeurs : d'une part, la réduction de son volume par des méthodes (découpe, broyage, décontamination...) et des procédés (incinération de déchets organiques, fusion de déchets métalliques, compactage...) étudiés spécifiquement, et d'autre part, l'adaptation de la forme du déchet au procédé et à la matrice de conditionnement. Les opérations de **conditionnement** du déchet permettent de le mettre sous une forme ultime adaptée à sa gestion future, par



Joy/CEA

Cellule blindée Alceste de l'installation Chicade, au centre CEA de Cadarache, dédiée à la caractérisation par méthodes destructives ou non destructives des colis de déchets d'activité faible ou moyenne ainsi qu'à l'étude des procédés de décontamination et de confinement des déchets.

compactage ou par incorporation homogène (par exemple cimentation d'effluents, **vitrification** des solutions de **produits de fission** et d'**actinides**, enrobage dans le bitume) ou hétérogène (enrobage dans le ciment) dans une matrice de confinement adaptée. Certains déchets réactifs sont directement conditionnés dans des **conteneurs** adaptés. Dans les pages qui suivent, sont décrits les procédés de conditionnement utilisés et les progrès en cours, fruits des recherches réalisées, pour l'essentiel, dans le cadre de la loi de 1991.

La **caractérisation du colis** permet d'accéder à la quantité, la nature et la localisation de la radioactivité contenue, afin d'envoyer le colis vers l'**exutoire** le plus adapté (et de vérifier que les critères réglementaires d'acceptation associés sont satisfaits). À ces étapes incontournables s'ajoutent celles liées à la démonstration de la sûreté d'un type de colis dans son site d'entreposage ou de stockage. Il s'agit, par exemple, de démontrer la qualité du confinement de la radioactivité sur une échelle de temps liée au type de filière (encadré D, p. 50). C'est là l'enjeu des **études de comportement à long terme** des colis, traitées dans le deuxième chapitre de ce numéro de *Clefs CEA*.

À l'issue du processus, le déchet primaire aura subi un certain nombre d'opérations de traitement et conditionnement pour revêtir la forme finale d'un colis de déchets. Il pourra alors être reçu par le site de stockage définitif pour les déchets de **moyenne et faible activité à vie courte** ainsi que de **très faible activité** (en France, sous réserve d'avoir satisfait aux spécifications de stockage de l'**Andra** et obtenu les agréments adéquats) ou être entreposé (pour les déchets de faible, moyenne et haute activité à **vie longue**) dans l'attente de la mise en place de filières de gestion à long terme.

Filières de gestion et déclassement

Dans la gestion quotidienne, il convient ensuite de distinguer les filières opérationnelles, au sens où il existe un exutoire final (Centre de stockage de l'Aube, Centre de stockage de Morvilliers : voir *Des solutions industrielles pour tous les déchets de faible activité*, p. 32) et l'entreposage intermédiaire pour les déchets dont le devenir à long terme, au-delà de cette période d'entreposage, est l'objet de la loi de 1991. Les filières prospectives reposant sur la mise en place d'installations nouvelles (en construction ou programmées) bénéficieront, quant à elles, de l'avancée des techniques et des procédés de traitement de déchets. Enfin, les opérations de reprise et de conditionnement des déchets anciens (principalement produits avant les années 1990 et entreposés dans les installations) et des déchets issus des opérations de démantèlement des installations qui auront été arrêtées feront l'objet d'un développement particulier.

Les installations définitives n'existant à ce jour que pour les déchets **TFA** et **FMA-VC**, de gros moyens sont mis en œuvre par les producteurs pour minimiser les quantités de déchets orientées vers les catégories **MA-VL** et **HA-VL**. Cela se traduit notamment par des améliorations de procédés pour réduire la production de déchets et par la mise en œuvre de méthodes de traitement et de caractérisation, dans l'objectif de déclasser des déchets *a priori* de type MA-VL en déchets de type FMA-VC. Ainsi, pour les déchets anciens mentionnés plus haut, souvent considérés comme MA-VL par manque de connaissances, une caractérisation avec les méthodes actuelles, plus précises que les anciennes, permet d'en orienter directement certains vers les centres de stockage industriels opérationnels. En parallèle, pour les

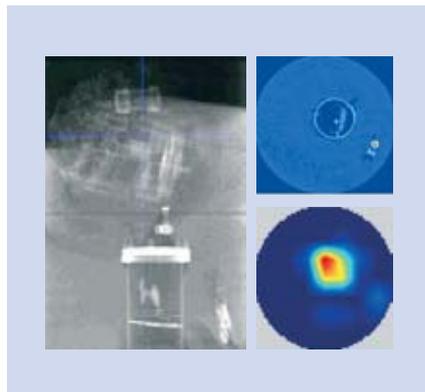
Déchets issus d'installations nucléaires de base du centre CEA de Saclay, placés en fûts d'acier inox de 60 litres après compactage. Ces fûts seront ensuite coulés dans du mortier au sein de colis, éventuellement placés en coques béton, acceptables par l'Andra.



P. Stroppa/CEA



Figure 1. Examen par radiographie et méthodes couplées de tomographie active et passive d'un colis de déchet. De gauche à droite et de haut en bas : radiographie (en noir et blanc) d'un colis de déchet en vrac réalisée à l'aide d'une source externe de cobalt 60, tomographie de transmission du même colis et tomographie d'émission couplée de la tranche localisant un point chaud au centre.



CEA

déchets couramment produits (déchets d'exploitation ou de démantèlement), le déclassé peut être atteint grâce à des opérations de tri complétées par des caractérisations.

Le tri des déchets est donc une opération très importante, qui peut être faite à diverses étapes de la fabrication du colis, notamment avant et après le traitement.

Caractérisation des colis

Les recherches menées sur la caractérisation des colis ont permis d'améliorer la connaissance et la vérification de leur contenu radioactif. En particulier, au-delà

de méthodes analytiques de plus en plus performantes, mais nécessitant un prélèvement d'échantillon, des méthodes non destructives ont été développées qui permettent de connaître avec précision la nature, la quantité et la localisation de la radioactivité.

Ces méthodes se fondent sur le couplage de plusieurs techniques d'imagerie ou de spectroscopie (figure 1). Certaines permettent de radiographier le colis en utilisant une source externe de rayonnement, d'autres tirent profit du rayonnement émis par les atomes radioactifs contenus, dont l'intensité traduit la quantité de radioactivité et le spectre énergétique caractérise les **radionucléides** en jeu.

Des méthodes présentant des limites de détection adéquates pour trier les déchets en vue de leur envoi au Centre de l'Aube sont disponibles, ce qui permet de réduire le volume des déchets ultimes MA-VL. À titre d'exemple, la détermination d'actinides à des teneurs inférieures à la limite d'acceptabilité de ce centre est maintenant possible dans un colis en béton de 1 m³.

Les procédés de traitement

Une méthode importante de réduction de volume de déchets de faible et moyenne activité, notamment dans les activités d'assainissement et de démantèlement, est la décontamination des déchets bruts. Il s'agit de concentrer la radioactivité dans un volume réduit, isolé par la

C Qu'y a-t-il entre le déchet et l'environnement ?

Les **déchets radioactifs** solides ou liquides bruts font l'objet, après caractérisation (détermination de leur composition chimique, radiologique et de leurs propriétés physico-chimiques) d'un **conditionnement**, terme qui recouvre l'ensemble des opérations consistant à mettre ces déchets (ou des **assemblages combustibles usés**) sous une forme convenant à leur transport, leur **entreposage** et leur **stockage** (voir l'encadré D, p. 50). L'objectif est de mettre les déchets radioactifs sous une forme solide physiquement et chimiquement stable et d'assurer le **confinement** efficace et durable des **radionucléides** qu'ils contiennent.

Pour cela, deux opérations complémentaires sont mises en œuvre. En règle générale, un matériau immobilisé, soit par enrobage ou incorporation homogène (déchets liquides, déchets pulvérulents, boues), soit par blocage (déchets solides) des déchets au sein d'une **matrice** dont la nature et les performances dépendent du type de déchets (ciment pour les boues, les concentrats d'évaporation et les cendres d'incinération, bitume pour l'**enrobage** de boues et de concentrats d'évaporation résultant du traitement des effluents liquides ou matrice vitreuse liant intimement les nucléides au réseau vitreux pour les solutions de **produits de fission** et d'**ac-**



A. Gonin/CEA

Coupe d'un puits d'entreposage expérimental d'un conteneur de combustible usé (le bas de l'assemblage est visible en haut à droite) dans la galerie Galatée du Cecer (Centre d'expertise sur le conditionnement et l'entreposage des matières radioactives) au centre CEA de Marcoule, mettant en évidence la juxtaposition d'enveloppes.

tinides mineurs). Cette matrice contribue à la fonction de confinement. Les déchets ainsi conditionnés sont placés dans un **conteneur** étanche (cylindrique ou parallélépipédique) formé d'une ou plusieurs enveloppes. L'ensemble est appelé **colis**. Il est également possible que les déchets soient compactés et bloqués mécaniquement dans une **enveloppe**, l'ensemble constituant le colis.

Dans l'état où ils sont issus de la produc-

tion industrielle, ils sont qualifiés de **colis primaires**, le conteneur primaire étant l'enveloppe, en ciment ou métallique, dans laquelle les déchets conditionnés sont finalement placés afin de permettre leur manutention. Le conteneur peut jouer le rôle de première **barrière** de confinement, la répartition des fonctions entre la matrice et le conteneur est déterminée selon la nature des déchets. C'est ainsi que l'ensemble formé par le regroupement, dans

suite du déchet initial dont le niveau résiduel d'activité devient suffisamment faible pour qu'il puisse être déclassé ou, au moins, dont la radioactivité aura diminué de façon très significative. Les recherches menées dans ce domaine ont abouti à des procédés efficaces permettant d'éviter le recours aux solutions aqueuses (soude...) qui produisent des volumes importants d'effluents salins. Ces procédés incluent des gels, des mousses, des tensioactifs en solution ainsi que la décontamination par laser ou par **fluides supercritiques**. Les gels séchables et aspirables ne produisent, *in fine*, qu'un résidu solide de faible volume en paillettes. Les mousses à base de tensioactifs agissent sur un volume à décontaminer typiquement dix fois plus grand que celui de la solution initialement mise en œuvre. L'utilisation de *tensioactifs en solution*, qui permet par exemple de traiter les surfaces recouvertes de couches graisseuses contaminées, a été réalisée avec succès dans l'assainissement de l'APM (Atelier Pilote de Marcoule). L'utilisation couplée de tensioactifs en milieu acide et d'agitation mécanique a permis de décoller la couche superficielle de TBP (extractant du procédé **Purex**) qui en recouvrirait les cuves, assurant leur décontamination efficace. Les procédés de *décontamination par laser* ou par *fluides supercritiques*, de leur côté, ne produisent aucun effluent. Le premier procédé permet de réaliser l'ablation par impulsion laser de la surface contaminée, le second utilise les propriétés particulières de solvant du



Décontamination par utilisation couplée de bains tensioactifs en milieu acide et d'agitation mécanique de cuves lors de l'assainissement de l'APM (Atelier Pilote de Marcoule).

CO₂ en phase supercritique (à pression et température modérées) pour mettre en solution la contamination de surface, puis pour la récupérer par détente du fluide en phase gazeuse. Les deux procédés sont prometteurs mais nécessitent encore des développements pour passer à l'échelle de la qualification. Les trois premières méthodes sont parvenues, quant à elles, à un niveau de développement permettant des utilisations industrielles. Des formulations de gels aspirables entièrement minéraux ont été développées, ce qui permet ensuite un stockage sûr des résidus solides (paillettes) après un enrobage éventuel et sans craindre d'évolution physico-chimique de ces résidus sous

un conteneur, de plusieurs colis primaires **MA-VL**, peut assurer le confinement de la radioactivité de ce type de déchets. Si une phase d'**entreposage de longue durée** s'avère nécessaire, au-delà de la phase d'entreposage industriel chez les producteurs, les colis primaires de déchets doivent pouvoir être éventuellement repris : il faut donc disposer d'un conteneur primaire durable dans de telles conditions pour tous les types de déchets. Dans ce cas et pour les assemblages de combustibles usés dont on pourrait un jour décider qu'ils soient destinés à un tel entreposage de longue durée, voire au stockage, il n'est pas possible de démonter, sur des durées séculaires, l'intégrité des gaines contenant le combustible et qui constituent la première barrière de confinement en phase d'utilisation en réacteur. Leur mise en **étui** individuel et étanche est donc envisagée, cet étui en acier inoxydable étant compatible avec les différentes étapes de gestion ultérieures imaginables : traitement, nouvel entreposage ou stockage. Le placement en conteneur étanche de ces étuis assure une deuxième barrière de confinement, comme c'est le cas pour les colis de déchets de **haute activité**. En conditions de stockage ou d'entreposage, les colis de déchets seront soumis à diverses agressions internes et exter-

nes. Tout d'abord, la décroissance **radioactive** des radionucléides se poursuit dans le colis (phénomène d'**auto-irradiation**). L'émission des rayonnements s'accompagne d'une production de chaleur. Par exemple, dans les verres de confinement des déchets de haute activité, les principales sources d'irradiation résultent des **désintégrations alpha** issues des actinides mineurs, des **désintégrations bêta** provenant des produits de fission et des transitions gamma. Les désintégrations alpha caractérisées par la création d'un **noyau de recul** et l'émission d'une particule qui, en fin de parcours, génère un atome d'hélium, provoquent la majorité des déplacements atomiques. En particulier, les noyaux de recul, qui déposent une énergie importante sur une distance courte, conduisent à des déplacements atomiques en cascade, rompant ainsi un grand nombre de liaisons chimiques. C'est donc la principale cause de dommage potentiel à long terme. Les matrices doivent alors être stables thermiquement et résistantes aux dégâts d'irradiation. Les colis de déchets stockés seront également soumis à l'action de l'eau (**lixiviation**). Les enveloppes des conteneurs peuvent présenter une certaine résistance aux phénomènes de corrosion (les **surconteneurs** des verres peuvent ainsi retarder

de quelque 4000 ans l'arrivée de l'eau) et les matrices de confinement faire preuve d'une durabilité chimique élevée. Entre les conteneurs et la barrière ultime que constitue, dans une installation de stockage profond de déchets radioactifs, le milieu géologique lui-même, peuvent de plus être interposées, outre un éventuel surconteneur, d'autres barrières dites **barrières ouvragées** pour le remplissage et le scellement. Inutiles dans les formations argileuses pour le remplissage, elles seraient capables dans d'autres milieux (granite) de ralentir encore tout flux de radionucléides vers la **géosphère**, malgré une dégradation des barrières précédentes.



Démonstrateurs technologiques de colis MA-VL pour boues bitumées.



Figure 2.
Décontamination par gel aspirable au cérium.

l'effet de la **radiolyse** ou de la température. Les développements récents ont permis de passer de l'échelle du laboratoire à celle d'une production industrielle : une licence d'exploitation a d'ailleurs été récemment concédée. Par ailleurs, des procédés d'application par pulvérisation sont utilisables pour ce type de gels. Eux aussi brevetés, en commun avec **Areva/Cogema**, ils font l'objet de plusieurs cessions de licences. Leur utilisation se traduit par un gain très conséquent en termes de **dose** reçue par les opérateurs, par rapport à des procédés classiques de frottais utilisant des chiffons imbibés de solution de décontamination, par exemple à base de cérium (figure 2). Ils consistent en effet à pulvériser le gel sur les parois à décontaminer, le laisser agir et sécher, puis à aspirer en brossant la surface si l'on souhaite un facteur de décontamination optimisé, comme l'a mis en évidence le retour d'expérience.

Cette technique de gel aspirable vient d'être appliquée avec succès à la décontamination d'une cellule de l'installation ISAI, à Marcoule. Le gel a été appliqué sur toutes les parois en acier inox, sa **formulation** ne permettant pas encore une utilisation efficace sur les surfaces peintes. Le premier bilan est positif puisque le facteur de décontamination observé est supérieur à 10, ce qui a permis de faire suffisamment décroître l'ambiance radioactive de la cellule pour que des opérateurs puissent y commencer des opérations de démantèlement. Cette technique a un fort attrait à l'export sur de grands chantiers d'assainissement et de démantèlement où ces gels ont déjà fait l'objet de tests préliminaires.

La décontamination par mousses a, quant à elle, l'avantage de pouvoir être utilisée dans des géométries complexes comme l'intérieur d'une cuve de stockage de produits de fission, tout en gagnant un facteur 10 entre le volume total à décontaminer et le volume final de la mousse qui retombe, au bout de quelques heures, sous forme de solution liquide. Ces cuves sont en effet équipées de structures internes, essentiellement constituées de circuits d'eau de refroidissement (qui se jus-

tifient par le dégagement thermique des produits de fission entreposés). Cette technique fait l'objet d'études de formulation et de qualification à l'échelle 1. Des pilotes permettent en effet de tester (en inactif) le remplissage et le drainage de la mousse dans une cuve de 20 m³ ou encore le remplissage d'un réseau pneumatique par un train de mousse déplacé tout le long de ce réseau. Ces qualifications peuvent exiger des retours sur la formulation, en lien, par exemple, avec les propriétés mécaniques attendues de cette mousse.

Une seconde façon de traiter les déchets en concentrant la radioactivité dans un volume réduit consiste à en incinérer, le cas échéant, la fraction organique. Trois familles de procédés ont été développées. Les deux premières (l'incinération classique sur le pilote Iris de Marcoule, et l'incinération en eau supercritique, procédé dit d'oxydation hydrothermale, OHT) sont au stade du développement industriel. La troisième, procédé couplé d'incinération-vitrification (notamment par torche à plasma), est décrite dans *Des conditionnements sûrs obtenus par des procédés en constante amélioration*, p. 44.

Le pilote Iris a permis de développer à l'échelle 1 l'incinération des déchets organiques (essentiellement solides jusqu'à présent). La première étape de pyrolyse s'effectue à une température modérée (de l'ordre de 500°C) ce qui permet d'extraire les gaz de combustion, notamment chlorés, dans des conditions de corrosion contrôlée des matériaux, puis de les traiter par post-combustion, filtration des poussières et lavage. La deuxième étape est l'incinération du brai obtenu. Ce procédé, nucléarisé, est opérationnel au centre CEA de Valduc pour des déchets organiques contaminés. L'accompagnement de cette application de nature industrielle a permis d'élargir le spectre des déchets traités : ainsi peut-on maintenant traiter des déchets de PVC pur, particulièrement riches en chlore.

L'incinération par OHT s'applique, quant à elle, aux effluents liquides contaminés partiellement organiques et partiellement aqueux. Cette technique permet d'oxyder totalement la matière organique en CO₂ et H₂O et la matière minérale est donc, en sortie de procédé, sous forme d'une solution aqueuse. Le procédé utilise à cette fin l'eau en phase supercritique, à environ 250 bars et 500°C. Un réacteur tubulaire double enveloppe a été développé pour minimiser les effets de la corrosion lorsque la partie minérale est, par exemple, riche en chlore. Ce procédé a été développé avec succès à un débit de 100 g/h et va être utilisé dans l'installation Delos dans **Atalante** à Marcoule, pour incinérer les effluents issus des activités de recherche du CEA avec un débit de 1 kg/h.

La reprise des déchets anciens...

Une évolution importante, en termes de gestion des déchets, concerne les opérations de reprise et conditionnement de déchets anciens, qu'Areva et le CEA prévoient jusqu'en 2035 à La Hague, Marcoule et d'autres sites du CEA.

...à Areva-La Hague...

Sur le site de La Hague, il est prévu de procéder à la reprise et au conditionnement par vitrification des solutions de produits de fission dites UMo (uranium molyb-



Décontamination par gel aspirable d'une cellule de l'installation ISAI, au centre CEA de Marcoule.

dène, issues du **traitement** de combustibles **UNGG** aujourd'hui entreposées. Du fait de leur teneur élevée en molybdène, elles ne peuvent être vitrifiées dans les équipements actuels et des études de R&D ont permis de mettre en œuvre un procédé adapté, consistant à élaborer le verre, ou plutôt une matrice vitrocéramique, en creuset froid. La production prévisionnelle est de 800 conteneurs standard de déchets vitrifiés. La vitrification des solutions UMo devrait débuter après 2010.

D'autres opérations de reprise et conditionnement des déchets anciens entreposés, majoritairement produits dans les années 1970-1980, sont également prévues dans les années à venir. Areva envisage d'utiliser ses installations récentes (démarrées entre 1990 et 2002) pour leur traitement/conditionnement. Les principales opérations concernent les boues entreposées à STE2 (reprises à partir de 2005) et les déchets entreposés dans les silos HAO (Haute Activité Oxyde), 115 et 130 ainsi que dans le SOC (Stockage Organisé des Coques). La reprise des silos HAO et 130 est prévue à partir de 2010. L'industriel prévoit de conditionner par compactage à l'Atelier de Compactage des Coques ACC (voir *Des solutions industrielles pour les déchets de haute et moyenne activité à vie longue*, p. 36) une grande partie des déchets entreposés en silos, majoritairement de type MA-VL. Les chemises graphites désentreposées à cette occasion sont de type FA-VL et devraient être, à terme, conditionnées en colis béton. Il existe aussi un certain nombre de déchets d'exploitation, *a priori* destinés au stockage en **surface**. Areva prévoit, de plus, la reprise/conditionnement de divers déchets (résines, graphite pulvérulent, etc.) entreposés dans les cuves de décantation de l'usine **UP2-400** ainsi que le traitement/conditionnement des solvants usés de cette même usine.

La majorité des déchets sera conditionnée en 2020 et les dernières opérations devraient s'achever vers 2030. Certaines opérations devront au préalable faire l'objet d'un accord de l'**Autorité de sûreté nucléaire**. Les opérations d'assainissement des ateliers arrêtés d'UP2-400 seront en grande partie finalisées à l'horizon 2020.

...à Marcoule...

Les opérations d'assainissement du site de Marcoule vont se poursuivre. Une part des déchets pourrait être destinée au stockage en surface, sous réserve de l'obtention d'agrément par l'Andra. Pour les autres déchets (HA et MA-VL), l'objectif est de regrouper l'ensemble dans deux entrepôts : celui de l'AVM, en puits, pour les colis de déchets vitrifiés HA, et l'entrepôt modulaire construit spécifiquement pour ces opérations, l'EIP (Entreposage intermédiaire polyvalent) mis en service en 2000 pour les déchets MA-VL.

La stratégie pour les déchets de structure en magnésium (gainés de combustibles usés de type UNGG) est un conditionnement en fûts inox. Les opérations de reprise de ces déchets, entreposés dans 17 fosses du site, n'ont pas encore débuté. Les fûts de bitume produits par la Station de traitement des effluents liquides (STEL) sont, depuis son démarrage en 1966, entreposés, pour 90 % d'entre eux, dans les casemates en béton qui la jouxtent et dans les fosses semi-enterrées de la zone Nord du site dont ils sont progressivement extraits depuis 2000. Au 31 décembre 2004, 4 184 colis contenant des fûts extraits des

fosses de la zone Nord étaient entreposés à l'EIP. À l'horizon 2020, près de la moitié des opérations de reprise et conditionnement des déchets anciens entreposés sur le site de Marcoule auront été réalisées, ainsi que la plupart des opérations de mise à l'arrêt et de démantèlement des installations (à l'exception principale des ateliers support servant au traitement et au conditionnement des déchets anciens non conditionnés à cette date).

... et sur les autres sites du CEA

Le CEA a lancé un grand programme de reprise des déchets anciens stockés avant les années 1990. Certains de ces déchets sont restés dans les installations de R&D, d'autres entreposés dans des installations dédiées sur les centres CEA. Les colis qui résulteront de ce programme seront envoyés pour stockage au Centre de l'Aube ou entreposés dans des installations du CEA.

Il s'agit principalement de déchets solides, généralement placés dans des fûts, entreposés dans des puits, alvéoles ou fosses sur les différents sites ainsi que des déchets solides entreposés dans les cinq tranchées de l'installation nucléaire de base 56 à Cadarache, sous des formes variées (vrac sous enveloppe vinyle, fûts métalliques, coques béton) : le planning actuel prévoit la fin de la reprise de ces déchets pour 2008 et la réhabilitation du site pour 2009. D'autres déchets solides, entreposés dans les hangars de cette INB 56 conditionnés et/ou dont le conditionnement est à revoir, doivent faire l'objet de mesures radiologiques en vue d'un tri adapté en filières FMA-VC et MA-VL. Ces opérations sont



P. Stroppa/CEA

Hall d'entreposage de déchets au centre CEA de Saclay, comportant 100 puits acceptant chacun 10 fûts.



CEA

Maquette du projet Cedra, installation de traitement et d'entreposage des déchets radioactifs solides actuellement en construction au centre CEA de Cadarache.

subordonnées au démarrage de l'installation de Conditionnement et d'entreposage (Cedra) actuellement en cours de construction, l'évacuation de la totalité des colis devant s'étaler sur six ans après sa mise en service. Il faut noter que si la reprise des déchets anciens solides demande des outils ou des installations particuliers, les déchets résultant des traitements spécifiques sont, eux, repris par les filières classiques.

> Marc Butez

Direction de l'énergie nucléaire
Direction patrimoine et assainissement
CEA centre de Saclay

> Gilles Bordier* et Xavier Vitart**

Direction de l'énergie nucléaire
CEA centres de Valrhô-Marcoule* et de Saclay**

> Isabelle Hablot

Business Unit Traitement
Areva

A Que sont les déchets radioactifs ?

Selon la définition de l'**Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA)**, est considérée comme **déchet radioactif** "toute matière pour laquelle aucune utilisation n'est prévue et qui contient des **radio-nucléides** en concentration supérieure aux valeurs que les autorités compétentes considèrent comme admissibles dans des matériaux propres à une utilisation sans contrôle". La loi française introduit pour sa part une distinction, valable pour les déchets nucléaires comme pour les autres, entre déchet et **déchet ultime**. Dans son article L541-1, le Code de l'environnement indique que "est considéré comme un déchet tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon" et précise qu'est ultime "un déchet résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux".

Sur le plan international, les experts de l'AIEA et de l'**Agence pour l'énergie nucléaire** de l'OCDE (**AEN**), comme ceux de la **Commission européenne**, constatent que les déchets à vie longue produits dans les pays dotés d'un programme électronucléaire sont aujourd'hui entreposés de façon sûre, tout en reconnaissant le besoin d'une solution définitive de gestion à long terme de ces déchets. À leurs yeux, l'évacuation dans des formations géologiques profondes semble, pour le moment, être le moyen le plus sûr de stocker de manière définitive ce type de déchets.

De quoi sont-ils constitués ? Quels volumes représentent-ils aujourd'hui ?

Les déchets radioactifs sont classés en différentes catégories, suivant leur niveau de radioactivité et la **période** radioactive des radionucléides qu'ils contiennent. Ils sont dits **à vie longue** lorsque leur période dépasse trente ans, **à vie courte** dans le cas contraire. La classification française comporte les catégories suivantes :

– les déchets de **très faible activité (TFA)** ; ils contiennent une quantité très faible de radionucléides, de l'ordre de 10 à 100 Bq/g (**becquerels** par gramme) qui empêche de les considérer comme des déchets conventionnels ;

– les déchets de **faible et moyenne activité à vie courte (FAMA-VC)** ; le niveau de radioactivité de ces déchets se situe en général entre quelques centaines et un million de Bq/g, dont moins de dix mille Bq/g de radionucléides à vie longue. Leur radioactivité devient comparable à la radioactivité naturelle en moins de trois cents ans. Leur production est de l'ordre de 15 000 m³ par an en France ;

– les déchets de **faible activité à vie longue (FA-VL)** ; cette catégorie est constituée des déchets "radifères" provenant de l'extraction de **terres rares** dans des minerais radioactifs et des déchets "graphites" provenant de la première génération de réacteurs ;

– les déchets de **moyenne activité à vie longue (MA-VL)**, très divers, que ce soit par leur origine ou par leur nature, dont le stock global représentait en France 45 000 m³ fin 2004. Principalement issus des structures de **combustibles usés (coques et embouts)** ou de l'exploitation et de la maintenance des installations, ils comprennent notamment des déchets conditionnés lors des opérations de traitement du combustible usé (depuis 2002, les déchets de ce type sont compactés et représentent environ 200 m³ par an), des **déchets technologiques** provenant de l'exploitation ou de la maintenance courante des usines de production ou de traitement du combustible, des réacteurs nucléaires ou encore des centres de recherche (environ 230 m³ par an) ainsi que des boues de traitement d'effluents (moins de 100 m³ par an). La plus grande partie de ces déchets dégagent peu de chaleur mais certains d'entre eux sont susceptibles de relâcher des gaz ;

– les déchets de **haute activité (HA)**, qui contiennent les **produits de fission** et les **actinides mineurs** séparés lors du traitement des combustibles usés (encadré B, p. 20) et incorporés à chaud dans une **matrice** vitreuse. Environ 120 m³ de "verre nucléaire" sont ainsi coulés chaque année. Ces déchets contiennent l'essentiel de la radioactivité (plus de 95 %) et sont, par conséquent, le siège d'un fort dégagement de chaleur qui demeure significatif à l'échelle de plusieurs siècles.

Globalement, les déchets radioactifs conditionnés en France représentent moins de 1 kg par an et par habitant. Ce kilogramme est composé à plus de 90 % de déchets FAMA-VC ne contenant que 5 % de la radioactivité totale ; 9 % de déchets MA-VL, moins de 1 % de déchets HA et pratiquement pas de déchets FA-VL.

Que seront ces déchets demain ?

Depuis 1991, l'**Andra** réalise annuellement un inventaire géographique des déchets présents sur le territoire français. En 2001, les pouvoirs publics lui ont demandé d'approfondir cet "Inventaire national" dans le triple objectif de caractérisation des stocks existants (état de leur conditionnement, traçabilité des traitements), de prospective sur leur production jusqu'en 2020 et d'information du public (voir *Un inventaire qui se projette dans l'avenir*, p. 14). L'Andra a publié cet inventaire national de référence à la fin de l'année 2004. Pour les besoins des recherches correspondant aux orientations définies dans la loi du 30 décembre 1991 (voir *Les recherches pour la gestion des déchets radioactifs : un processus de progrès continu*, p. 4), l'Andra, en collaboration avec les producteurs de déchets, a établi un Modèle d'inventaire de dimensionnement (MID) destiné à estimer les volumes de colis de déchets à prendre en compte dans la conduite des recherches sur l'axe 2 (**stockage**). Ce modèle, qui comporte des prévisions sur la production totale des déchets radioactifs émanant du parc actuel de réacteurs pendant toute leur durée de vie, vise à regrouper les déchets en familles homogènes en termes de caractéristiques et à formuler les hypothèses les plus vraisemblables concernant les modes de conditionnement afin d'en déduire les volumes à prendre en considération pour les études. Enfin, il s'attache à donner une compatibilité devant englober les déchets de manière aussi large que possible. Le MID (qui ne doit pas être confondu avec l'inventaire national qui doit faire foi de manière détaillée des quantités réelles de déchets français) permet ainsi de réduire la variété des familles de colis à un nombre restreint d'objets représentatifs et d'identifier les marges nécessaires pour rendre la conception et l'évaluation de sûreté du stockage aussi robustes que possible vis-à-vis des évolutions potentielles des données.

Pour assurer la cohérence entre les études menées au titre de l'axe 2 et celles menées au titre de l'axe 3 (**conditionnement et entreposage de longue durée**), le CEA a adopté le MID comme donnée d'entrée. Le MID regroupe les colis de déchets par colis-types et calcule le nombre et le volume des colis de déchets HA et MA-VL selon plusieurs scénarios qui considèrent tous que les centrales nucléaires actuelles sont exploitées durant quarante ans et que leur production est stabilisée à 400 TWh par an.

Le tableau 1 donne les nombres et volumes

| colis types du MID | symboles | producteurs | catégories | nombre | volume (m ³) |
|--|----------|-------------|------------|---------------|--------------------------|
| colis de déchets vitrifiés | CO à C2 | Cogema | HA | 42470 | 7410 |
| colis de déchets métalliques activés | B1 | EDF | MA-VL | 2560 | 470 |
| colis de boues bitumées | B2 | CEA, Cogema | MA-VL | 105010 | 36060 |
| colis de déchets technologiques cimentés | B3 | CEA, Cogema | MA-VL | 32940 | 27260 |
| colis de coques et embouts cimentés | B4 | Cogema | MA-VL | 1520 | 2730 |
| colis de déchets de structure et technologiques compactés | B5 | Cogema | MA-VL | 39900 | 7300 |
| colis de déchets de structure et technologiques mis en vrac en conteneur | B6 | Cogema | MA-VL | 10810 | 4580 |
| total B | | | | 192740 | 78400 |
| total général | | | | 235210 | 85810 |

Tableau 1. Quantités (nombre et volume) de colis de déchets prévues en France pour quarante ans de fonctionnement des réacteurs du parc actuel selon le Modèle d'inventaire de dimensionnement (MID) de l'Andra.

de chaque colis-type pour le scénario qui suppose la continuité de la stratégie actuelle en termes de **traitement** de combustibles usés : traitement des 79 200 **assemblages** de combustible **UOX** et entreposage des 5400 assemblages **MOX** déchargés par le parc REP actuel exploité durant quarante ans.

Sous quelles formes se présentent-ils ?

Cinq types de colis génériques (retrouvés dans le MID) sont considérés :

- les **colis de déchets cimentés**, colis de déchets MA-VL qui font appel à des matériaux à base de liant hydraulique comme matrice de conditionnement ou comme matériau de blocage, ou encore comme constituant de conteneur ;
- les **colis de boues bitumées** : colis de déchets de type FA et MA-VL dans lesquels le bitume est utilisé comme matrice de confinement pour les résidus issus du traitement de divers effluents liquides (traitement du combustible, centre de recherche, etc.) de faible et moyenne activité ;
- les **colis standard de déchets compactés (CSD-C)** : colis de type MA-VL issus du

conditionnement par compactage des déchets de structure provenant des assemblages combustibles et des déchets technologiques issus des ateliers de La Hague ;

- les **colis standard de déchets vitrifiés (CSD-V)** : colis de type HA résultant essentiellement de la **vitrification** des solutions très actives issues du traitement des combustibles usés ;

- les **colis de combustibles usés** : colis constitués des assemblages de combustibles nucléaires après leur sortie des réacteurs, et qui ne sont pas considérés en France comme des déchets.

Les seuls colis de déchets à vie longue générés significativement par la production actuelle d'électricité (encadré B) sont les colis de déchets vitrifiés et les colis standard de déchets compactés, les autres colis ayant pour leur plus grande part déjà été produits et contenant une faible part de la radioactivité totale.

Que fait-on actuellement des déchets ? Qu'en fera-t-on à long terme ?

L'objectif de la gestion à long terme des déchets radioactifs est de protéger l'homme

et son environnement contre les effets des matières les constituant et notamment contre les risques radiologiques. Il faut donc éviter toute émission ou dissémination de matières radioactives en isolant durablement les déchets de l'environnement. Cette gestion obéit aux principes suivants : produire le moins possible de déchets ; réduire autant que possible leur dangerosité ; prendre en compte les spécificités de chaque catégorie de déchets et choisir des dispositions qui minimisent les charges (de surveillance, de maintenance) pour les générations futures. Comme pour l'ensemble des activités nucléaires soumises au contrôle de l'**Autorité de sûreté nucléaire**, des règles fondamentales de sûreté (RFS) ont été édictées pour la gestion des déchets radioactifs : tri, réduction de volume, pouvoir de confinement des colis, mode d'élaboration, concentration en radionucléides. La RFS III-2-f, notamment, définit les conditions à remplir pour la conception et la démonstration de sûreté d'un stockage souterrain, et constitue donc un guide de base pour les études sur le stockage. Des solutions industrielles (voir *Des solutions industrielles pour tous les déchets de faible activité*, p.32) existent aujourd'hui pour près de 85 % (en volume) des déchets, les déchets TFA et les déchets FMA-VC. Une solution pour les déchets FA-VL est en cours d'étude par l'Andra à la demande des producteurs de déchets. Les déchets MA-VL et HA, qui contiennent des radionucléides de période radioactive très longue (parfois supérieure à plusieurs centaines de milliers d'années), sont aujourd'hui conservés dans des installations d'entreposage placées sous le contrôle de l'Autorité de sûreté nucléaire. C'est leur devenir à long terme, au-delà de cette période d'entreposage, qui est l'objet de la loi du 30 décembre 1991 (tableau 2). Pour l'ensemble de ces déchets, l'Autorité de sûreté nucléaire rédige un Plan national de gestion des déchets radioactifs afin de définir pour chacun d'entre eux une filière de gestion.

| | vie courte période < 30 ans pour les principaux éléments | vie longue période > 30 ans |
|----------------------------|---|---|
| très faible activité (TFA) | stockage dédié de Morvilliers (ouvert depuis 2003) Capacité : 650 000 m ³ | |
| faible activité (FA) | centre de l'Aube (ouvert depuis 1992) capacité : 1 million de m ³ | stockage dédié à l'étude pour les déchets radifères (volume : 100 000 m ³) et graphites (volume : 14 000 m ³) |
| moyenne activité (MA) | | volume estimé MID ⁽¹⁾ : 78 000 m ³ |
| haute activité (HA) | volume estimé MID ⁽¹⁾ : 7 400 m ³ | |

Tableau 2. Modes de gestion à long terme actuellement pratiqués ou envisagés en France selon les catégories de déchets radioactifs. La zone orangée indique celles concernées par les recherches couvertes par la loi du 30 décembre 1991.

(1) Selon le Modèle d'inventaire de dimensionnement (MID).

B Les déchets du cycle électronucléaire

L'essentiel des **déchets radioactifs** de haute **activité (HA)** provient, en France, de l'irradiation dans les réacteurs électronucléaires de **combustibles** constitués de pastilles d'oxyde d'**uranium enrichi UOX** ou aussi, pour partie, d'oxyde mixte d'**uranium** et de **plutonium MOX**. De l'ordre de 1 200 tonnes de **combustibles usés** sont déchargées annuellement du parc des **58 réacteurs à eau sous pression (REP)** d'**EDF**, qui fournit plus de 400 **TWh** par an, soit plus des trois quarts de la consommation électrique nationale.

La composition du combustible a évolué au cours de l'irradiation en réacteur. Peu après son déchargement, le combustible est constitué en moyenne⁽¹⁾ d'environ 95 % d'uranium résiduel, 1 % de plutonium et autres **transuraniens**, à hauteur de 0,1 %, et 4 % de produits issus de la **fission**. Ces derniers présentent une radioactivité très importante, au sens où elle nécessite des précautions de gestion mobilisant des moyens industriels puissants, de l'ordre de 10^{17} **Bq** par tonne d'uranium initial (tUi), figure 1.

L'**uranium** contenu dans le combustible usé présente une composition évidemment différente de celle du combustible initial. Plus l'irradiation aura été importante, plus la consommation de noyaux **fissiles** aura été forte, et plus l'**uranium** aura donc été **appauvri** en isotope ^{235}U fissile. Les conditions d'irradiation généralement mises en œuvre dans les réacteurs du parc français, avec un temps de

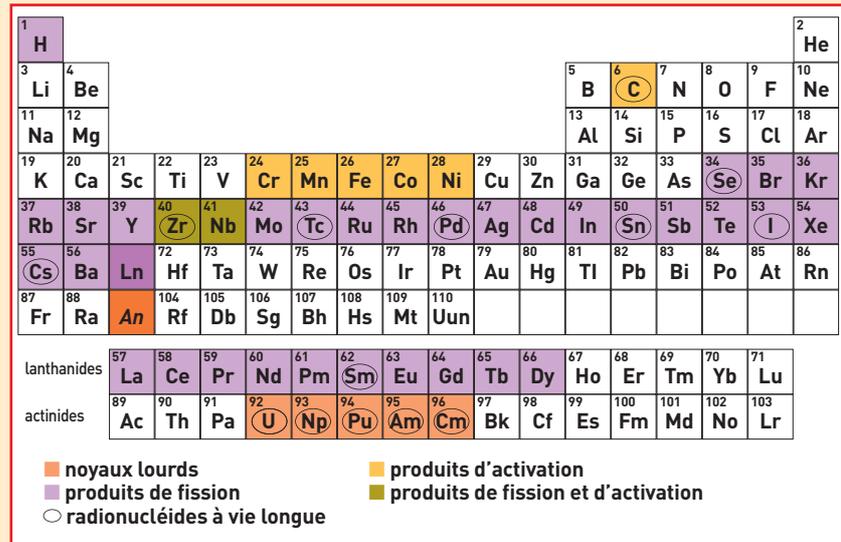


Figure 1. Principaux éléments présents dans le combustible nucléaire usé.

séjour moyen du combustible en réacteur de l'ordre de quatre années pour un **taux de combustion** proche de **50 GWj/t**, conduisent à ramener la teneur finale en ^{235}U à une valeur assez proche de celle de l'**uranium naturel** (moins de 1 %), ce qui induit que son potentiel énergétique est très voisin de celui de ce dernier. En effet, même si cet uranium reste légèrement plus riche en isotope fissile que l'uranium naturel, pour lequel la teneur en ^{235}U est de 0,7 %, il faut également mentionner la présence, en quantités plus faibles mais significatives, d'autres isotopes pénalisants au plan

neutronique ou radiologique (^{232}U , ^{236}U) absents du combustible initial (tableau 1). Le **plutonium** présent dans le combustible usé provient des processus de **captures neutroniques** et de **désintégrations** successives. Une partie du Pu disparaît par fission : ainsi, de l'ordre du tiers de l'énergie produite provient du "recyclage *in situ*" de cet élément. Ces phénomènes donnent également lieu à la formation de **noyaux lourds** présentant eux-mêmes, ou par l'intermédiaire de leurs produits de filiation, une **période radioactive** longue. Ce sont les éléments de la famille des **actinides**, et parmi eux essentiellement le plutonium (^{238}Pu à ^{242}Pu , les isotopes impairs formés ayant pour partie eux aussi subi des fissions durant l'irradiation), mais également

(1) Il convient de considérer ces valeurs comme indicatives. Elles permettent de situer les ordres de grandeur pour les combustibles à oxyde d'uranium enrichi issus de la principale filière nucléaire française actuelle, mais dépendent de divers paramètres tels que la composition du combustible initial et les conditions d'irradiation, notamment sa durée.

| élément | isotope | période (années) | UOX 33 GWj/tUi (E ^{235}U : 3,5 %) | | UOX 45 GWj/tUi (E ^{235}U : 3,7 %) | | UOX 60 GWj/tUi (E ^{235}U : 4,5 %) | | MOX 45 GWj/tmli (Ei Pu: 8,65 %) | |
|---------|---------|-------------------|---|------------------|---|------------------|---|------------------|---------------------------------|-------------------|
| | | | teneur isotopique (%) | quantité (g/tUi) | teneur isotopique (%) | quantité (g/tUi) | teneur isotopique (%) | quantité (g/tUi) | teneur isotopique (%) | quantité (g/tmli) |
| U | 234 | 246 000 | 0,02 | 222 | 0,02 | 206 | 0,02 | 229 | 0,02 | 112 |
| | 235 | $7,04 \cdot 10^8$ | 1,05 | 10 300 | 0,74 | 6 870 | 0,62 | 5 870 | 0,13 | 1 070 |
| | 236 | $2,34 \cdot 10^7$ | 0,43 | 4 224 | 0,54 | 4 950 | 0,66 | 6 240 | 0,05 | 255 |
| | 238 | $4,47 \cdot 10^9$ | 98,4 | 941 000 | 98,7 | 929 000 | 98,7 | 911 000 | 99,8 | 886 000 |
| Pu | 238 | 87,7 | 1,8 | 166 | 2,9 | 334 | 4,5 | 590 | 3,9 | 2 390 |
| | 239 | 24 100 | 58,3 | 5 680 | 52,1 | 5 900 | 48,9 | 6 360 | 37,7 | 23 100 |
| | 240 | 6 560 | 22,7 | 2 214 | 24,3 | 2 760 | 24,5 | 3 180 | 32 | 19 600 |
| | 241 | 14,4 | 12,2 | 1 187 | 12,9 | 1 460 | 12,6 | 1 640 | 14,5 | 8 920 |
| | 242 | $3,75 \cdot 10^5$ | 5,0 | 490 | 7,8 | 884 | 9,5 | 1 230 | 11,9 | 7 300 |

Tableau 1. Inventaire en actinides majeurs de combustibles usés UOX et MOX après trois ans de refroidissement, pour divers taux d'enrichissement et de combustion. Le taux de combustion et la quantité sont exprimés par tonne d'uranium initial (tUi) pour les UOX et par tonne de métal lourd initial (tmli) pour le MOX.

le neptunium (Np), l'américium (Am) et le curium (Cm), dénommés **actinides mineurs (AM)** en raison de leur abondance moindre que celle de l'U et du Pu, qualifiés d'**actinides majeurs**.

Les **phénomènes d'activation** de noyaux d'éléments non radioactifs concernent surtout les matériaux de structure, c'est-à-dire les matériaux des tubes, grilles, plaques et embouts qui assurent la cohésion mécanique du combustible nucléaire. Ils conduisent notamment, pour ce qui est du combustible, à la formation de **carbone 14** (^{14}C), de période 5 730 ans, en quantités toutefois très limitées, largement inférieures au gramme par tonne d'uranium initial (g/tUi) dans les conditions usuelles.

Ce sont les **produits issus de la fission** de l'uranium 235 initial mais aussi de celle du Pu formé (isotopes 239 et 241), appelés **produits de fission (PF)**, qui constituent la source essentielle de la radioactivité du combustible utilisé peu après son déchargement. Plus de 300 **radionucléides**, dont les deux tiers auront toutefois disparu par décroissance radioactive dans les quelques années qui suivent l'irradiation, sont dénombrés. Ces radionucléides sont répartis selon une quarantaine d'éléments de la classification périodique, du germanium (^{32}Ge) au dysprosium (^{64}Dy), avec la présence de **tritium issu de la fission** en trois fragments de ^{235}U (fission ternaire). Ils sont donc caractérisés par



Après déchargement, les combustibles usés sont entreposés dans des piscines de refroidissement pour que leur radioactivité diminue de façon significative. Ici, piscine d'entreposage de l'usine de traitement des combustibles usés d'Areva à La Hague.

| famille | UOX 33 GWj/tUi (E ^{235}U : 3,5 %) | UOX 45 GWj/tUi (E ^{235}U : 3,7 %) | UOX 60 GWj/tUi (E ^{235}U : 4,5 %) | MOX 45 GWj/tmli (Ei Pu : 8,65 %) |
|----------------------------|--|--|--|-------------------------------------|
| | quantité (kg/tUi) | quantité (kg/tUi) | quantité (kg/tUi) | quantité (kg/tmli) |
| gaz rares (Kr, Xe) | 5,6 | 7,7 | 10,3 | 7 |
| alcalins (Cs, Rb) | 3 | 4 | 5,2 | 4,5 |
| alcalino-terreux (Sr, Ba) | 2,4 | 3,3 | 4,5 | 2,6 |
| Y et lanthanides | 10,2 | 13,8 | 18,3 | 12,4 |
| zirconium | 3,6 | 4,8 | 6,3 | 3,3 |
| chalcogènes (Se, Te) | 0,5 | 0,7 | 1 | 0,8 |
| molybdène | 3,3 | 4,5 | 6 | 4,1 |
| halogènes (I, Br) | 0,2 | 0,3 | 0,4 | 0,4 |
| technétium | 0,8 | 1,1 | 1,4 | 1,1 |
| Ru, Rh, Pd | 3,9 | 5,7 | 7,7 | 8,3 |
| divers : Ag, Cd, Sn, Sb... | 0,1 | 0,2 | 0,3 | 0,6 |

Tableau 2. Répartition selon la famille chimique des produits de fission de combustibles usés UOX et MOX après trois ans de refroidissement, pour divers taux d'enrichissement et de combustion.

une grande diversité : diversité des propriétés radioactives, avec des nucléides très radioactifs à durée de vie très courte et, à l'opposé, d'autres dont la période radioactive se mesure en millions d'années, et diversité des propriétés chimiques, telle qu'elle apparaît lorsqu'est analysée, pour les combustibles de "référence" des REP du parc français, la répartition des PF générés selon les familles de la classification périodique (tableau 2). Ces PF ainsi que les actinides produits sont, pour la plupart, présents sous la forme d'oxydes inclus dans l'oxyde d'uranium initial, encore très majoritaire. Parmi les exceptions notables, il convient de citer l'iode (I), présent sous la forme d'**iodure de césium**, les gaz rares, tels le krypton (Kr) et le xénon (Xe), ou certains **métaux nobles**, comme le ruthénium (Ru), le rhodium (Rh) et le palladium (Pd), susceptibles de créer des inclusions métalliques au sein de la matrice oxyde.

Le Pu est aujourd'hui **recyclé** sous forme de combustible MOX dans une partie du parc (une vingtaine de réacteurs à présent). L'U résiduel peut être pour sa part ré-**enrichi** (et recyclé en lieu et place de l'uranium minier). L'intensité de ce recyclage dépend du cours de l'uranium naturel, dont la hausse récente devrait conduire à augmenter le taux actuel (de l'ordre du tiers est recyclé en ce moment).

Ce recyclage de l'U et du Pu est à la base de la stratégie de **traitement** aujourd'hui appliquée en France à la majeure partie des combustibles usés (actuellement, les deux

tiers). Pour les quelque 500 kg d'U initialement contenu dans chaque élément combustible et après la séparation de 475 kg d'U résiduel et d'environ 5 kg de Pu, ces **déchets "ultimes"** représentent moins de 20 kg de PF et moins de 500 grammes d'AM. Cette voie de gestion des déchets (ou **cycle fermé**), qui consiste à traiter aujourd'hui les combustibles usés pour séparer matières encore valorisables et déchets ultimes, se distingue des stratégies dans lesquelles le combustible usé est gardé en l'état, que ce soit dans une logique d'attente (choix différé de mode de gestion à long terme) ou dans une logique dite du **cycle ouvert**, où les combustibles usés sont considérés comme des déchets et sont destinés à être **conditionnés** tels quels dans des **conteneurs et stockés** en l'état.

Dans le cycle électronucléaire tel qu'il est pratiqué en France, les déchets se répartissent en deux, en fonction de leur origine. Les déchets directement issus du combustible usé sont subdivisés en **actinides mineurs et produits de fission** d'une part, et **déchets de structure**, renfermant les **coques** (tranches de gaines métalliques ayant contenu le combustible des REP) et les **embouts** (pièces qui constituent les extrémités des assemblages combustibles de ces mêmes REP), d'autre part. Le procédé de traitement des combustibles usés, mis en œuvre pour extraire l'U et le Pu, génère des **déchets technologiques** (déchets d'exploitation comme les pièces de rechange, les gants de protection...) et des **effluents liquides**.

C Qu'y a-t-il entre le déchet et l'environnement ?

Les **déchets radioactifs** solides ou liquides bruts font l'objet, après caractérisation (détermination de leur composition chimique, radiologique et de leurs propriétés physico-chimiques) d'un **conditionnement**, terme qui recouvre l'ensemble des opérations consistant à mettre ces déchets (ou des **assemblages combustibles usés**) sous une forme convenant à leur transport, leur **entreposage** et leur **stockage** (voir l'encadré D, p. 50). L'objectif est de mettre les déchets radioactifs sous une forme solide physiquement et chimiquement stable et d'assurer le **confinement** efficace et durable des **radionucléides** qu'ils contiennent.

Pour cela, deux opérations complémentaires sont mises en œuvre. En règle générale, un matériau immobilise, soit par enrobage ou incorporation homogène (déchets liquides, déchets pulvérulents, boues), soit par blocage (déchets solides) des déchets au sein d'une **matrice** dont la nature et les performances dépendent du type de déchets (ciment pour les boues, les concentrats d'évaporation et les cendres d'incinération, bitume pour l'**enrobage** de boues et de concentrats d'évaporation résultant du traitement des effluents liquides ou matrice vitreuse liant intimement les nucléides au réseau vitreux pour les solutions de **produits de fission** et d'**ac-**



A. Gomin/CEA

Coupe d'un puits d'entreposage expérimental d'un conteneur de combustible usé (le bas de l'assemblage est visible en haut à droite) dans la galerie Galatée du Cecer (Centre d'expertise sur le conditionnement et l'entreposage des matières radioactives) au centre CEA de Marcoule, mettant en évidence la juxtaposition d'enveloppes.

tinides mineurs). Cette matrice contribue à la fonction de confinement. Les déchets ainsi conditionnés sont placés dans un **conteneur** étanche (cylindrique ou parallélépipédique) formé d'une ou plusieurs enveloppes. L'ensemble est appelé **colis**. Il est également possible que les déchets soient compactés et bloqués mécaniquement dans une **enveloppe**, l'ensemble constituant le colis.

Dans l'état où ils sont issus de la produc-

tion industrielle, ils sont qualifiés de **colis primaires**, le conteneur primaire étant l'enveloppe, en ciment ou métallique, dans laquelle les déchets conditionnés sont finalement placés afin de permettre leur manutention. Le conteneur peut jouer le rôle de première **barrière** de confinement, la répartition des fonctions entre la matrice et le conteneur est déterminée selon la nature des déchets. C'est ainsi que l'ensemble formé par le regroupement, dans

C (suite)

un conteneur, de plusieurs colis primaires **MA-VL**, peut assurer le confinement de la radioactivité de ce type de déchets. Si une phase d'**entreposage de longue durée** s'avère nécessaire, au-delà de la phase d'entreposage industriel chez les producteurs, les colis primaires de déchets doivent pouvoir être éventuellement repris : il faut donc disposer d'un conteneur primaire durable dans de telles conditions pour tous les types de déchets.

Dans ce cas et pour les assemblages de combustibles usés dont on pourrait un jour décider qu'ils soient destinés à un tel entreposage de longue durée, voire au stockage, il n'est pas possible de démontrer, sur des durées séculaires, l'intégrité des gaines contenant le combustible et qui constituent la première barrière de confinement en phase d'utilisation en réacteur. Leur mise en **étui** individuel et étanche est donc envisagée, cet étui en acier inoxydable étant compatible avec les différentes étapes de gestion ultérieures imaginables : traitement, nouvel entreposage ou stockage. Le placement en conteneur étanche de ces étuis assure une deuxième barrière de confinement, comme c'est le cas pour les colis de déchets de **haute activité**.

En conditions de stockage ou d'entreposage, les colis de déchets seront soumis à diverses agressions internes et exter-

nes. Tout d'abord, la décroissance **radioactive** des radionucléides se poursuit dans le colis (phénomène d'**auto-irradiation**). L'émission des rayonnements s'accompagne d'une production de chaleur. Par exemple, dans les verres de confinement des déchets de haute activité, les principales sources d'irradiation résultent des **désintégrations alpha** issues des actinides mineurs, des **désintégrations bêta** provenant des produits de fission et des transitions gamma. Les désintégrations alpha caractérisées par la création d'un **noyau de recul** et l'émission d'une particule qui, en fin de parcours, génère un atome d'hélium, provoquent la majorité des déplacements atomiques. En particulier, les noyaux de recul, qui déposent une énergie importante sur une distance courte, conduisent à des déplacements atomiques en cascade, rompant ainsi un grand nombre de liaisons chimiques. C'est donc la principale cause de dommage potentiel à long terme. Les matrices doivent alors être stables thermiquement et résistantes aux dégâts d'irradiation.

Les colis de déchets stockés seront également soumis à l'action de l'eau (**lixiviation**). Les enveloppes des conteneurs peuvent présenter une certaine résistance aux phénomènes de corrosion (les **surconteneurs** des verres peuvent ainsi retarder

de quelque 4 000 ans l'arrivée de l'eau) et les matrices de confinement faire preuve d'une durabilité chimique élevée.

Entre les conteneurs et la barrière ultime que constitue, dans une installation de stockage profond de déchets radioactifs, le milieu géologique lui-même, peuvent de plus être interposées, outre un éventuel surconteneur, d'autres barrières dites **barrières ouvragées** pour le remplissage et le scellement. Inutiles dans les formations argileuses pour le remplissage, elles seraient capables dans d'autres milieux (granite) de ralentir encore tout flux de radionucléides vers la **géosphère**, malgré une dégradation des barrières précédentes.



Démonstrateurs technologiques de colis MA-VL pour boues bitumées.

D De l'entreposage au stockage

La raison d'être de l'**entreposage** et du **stockage** des déchets nucléaires est d'assurer leur confinement à long terme de la **radioactivité**, c'est-à-dire de maintenir les **radionucléides** à l'intérieur d'un espace déterminé, à l'écart de l'homme et de l'environnement, aussi longtemps que nécessaire, de telle sorte que l'éventuel retour dans la **biosphère** d'infimes quantités de radionucléides ne puisse avoir d'impact sanitaire ou environnemental inacceptable. Selon les termes de la Convention commune sur la sûreté de la gestion du **combustible** usé et sur la sûreté de la gestion des déchets radioactifs signée le 5 septembre 1997, l'entreposage "s'entend de la détention de combustible usé ou de déchets radioactifs dans une installation qui en assure le confinement, dans l'intention de les récupérer". Il est donc, par définition, temporaire, représentant une solution d'attente, même si celle-ci peut être de très longue durée (quelques dizaines à quelques centaines d'années), alors qu'un stockage peut être définitif.

Pratiqué depuis les débuts du nucléaire, l'entreposage industriel met les combustibles usés en attente de traitement et les déchets conditionnés de **haute activité (HA)** ou de **moyenne activité à vie longue (MA-VL)** en condition sûre, en

attente d'un mode de gestion à long terme de ces déchets. La reprise des colis entreposés est prévue à l'issue d'une période de durée limitée (années ou dizaines d'années).



Concept étudié par le CEA de conteneur commun pour l'entreposage de longue durée et le stockage de déchets de moyenne activité à vie longue.

L'**entreposage de longue durée (ELD)** se conçoit notamment dans le cas d'une mise en œuvre différée dans le temps du stockage ou des réacteurs devant effectuer le **recyclage/transmutation** ou simplement pour tirer profit de la

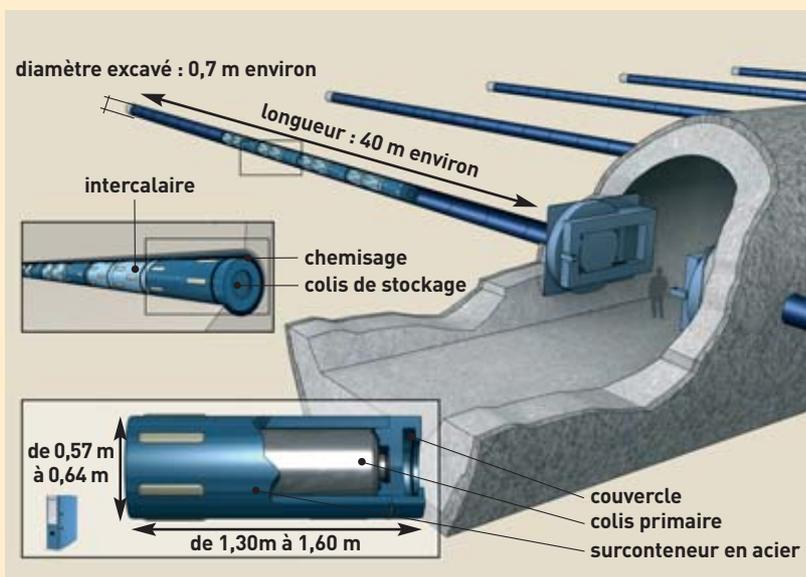
décroissance naturelle de la radioactivité (et donc de l'émission de chaleur des déchets de haute activité) avant une mise en **stockage géologique**. La longue durée s'entend sur des durées pouvant aller

jusqu'à trois cents ans. L'entrepôt de longue durée peut se trouver en **surface** ou en **subsurface**.

Dans le premier cas, il sera, par exemple, protégé par une structure en béton renforcée. Dans le second, il sera situé à une profondeur de quelques dizaines de mètres, protégé par un milieu naturel (par exemple, situé à flanc de colline) et sa roche d'accueil. Quelle que soit la stratégie de gestion choisie, il sera nécessaire de protéger la biosphère des déchets résiduels ultimes. La nature des radioéléments que ces derniers contiennent nécessite une solution capable d'assurer leur confinement durant plusieurs dizaines de milliers d'années pour les déchets à vie longue, voire plus. À ces échelles de temps, la stabilité sociétale est une incertitude majeure à prendre en compte. C'est pourquoi le stockage en couches

géologiques profondes (typiquement 500 m) constitue une solution de référence, dans la mesure où elle permet intrinsèquement la mise en œuvre d'une solution technique plus passive, s'accommodant sans risque accru d'un manque de surveillance et permettant ainsi de palier une éventuelle perte de mémoire de la société. Le milieu géologique d'un tel stockage constitue donc une barrière supplémentaire tout à fait essentielle qui n'existe pas dans le cas de l'entreposage.

Un stockage peut être conçu pour être **réversible** sur une certaine période. Le concept de réversibilité exige de garantir la possibilité, pour diverses raisons, d'accéder aux **colis**, voire de les retirer de l'installation, et ce, pendant un certain temps ou de choisir la fermeture définitive de l'installation de stockage. La réversibilité peut se concevoir comme une suite d'étapes successives présentant des "niveaux de réversibilité" décroissants. Schématiquement, chaque étape consiste à effectuer une opération technique supplémentaire vers la fermeture finale qui rendra la reprise des colis plus difficile qu'à l'étape précédente, en fonction de critères bien définis.



Concept de stockage, conçu par l'Andra, de colis standard de déchets vitrifiés dans des galeries horizontales illustrant en particulier les différentes enveloppes des colis et certaines caractéristiques liées à la réversibilité éventuelle du stockage.

E Qu'est-ce que la transmutation ?

La **transmutation** est la transformation d'un noyau en un autre par une réaction nucléaire induite par des particules avec lesquelles on le bombarde. Appliquée au traitement des déchets nucléaires, elle consiste à utiliser ce type de réactions pour transformer des **isotopes radioactifs à vie longue** en isotopes à vie nettement plus courte ou même stables, en vue de réduire l'**inventaire radiotoxique** à long terme. Il est en théorie possible d'utiliser comme projectiles des **photons**, des **protons** ou des **neutrons**. Dans le premier cas, il s'agit d'obtenir par *Bremsstrahlung*⁽¹⁾ des photons qui peuvent donner lieu à des réactions $[\gamma, xn]$ en bombardant une cible avec un faisceau d'électrons fournis par un accélérateur. Sous l'effet du rayonnement gamma incident, x neutrons sont éjectés du noyau. Appliquées à des corps trop riches en neutrons et de ce fait instables comme certains **produits de fission** (strontium 90, césium 137...), ces réactions aboutissent en général à des corps stables. Mais compte tenu de leur rendement très faible et du très haut niveau de courant d'électrons nécessaire, cette voie est jugée non viable. Dans la deuxième formule, l'interaction proton-noyau induit une réaction complexe, appelée **spallation**, qui conduit à la fragmentation du noyau et à la libération d'un certain nombre de particules dont des

neutrons de haute énergie. La transmutation par interaction *directe* des protons n'est pas économiquement rentable, car elle nécessite pour surmonter la barrière coulombienne⁽²⁾ des protons de très haute énergie (1 à 2 **GeV**) dont l'énergie de production est supérieure à celle récupérée lors du processus qui a conduit à la génération du déchet. En revanche, la transmutation *indirecte*, en utilisant les neutrons de haute énergie (produits au nombre d'une trentaine environ, suivant la nature de la cible et l'énergie du proton incident) permet d'améliorer très sensiblement les performances. C'est cette voie qui est à la base des concepts des **réacteurs dits hybrides** couplant un cœur **sous-critique** et un accélérateur de protons de haute intensité (encadré F, *Qu'est-ce qu'un ADS ?*, p. 103). Troisième particule utilisable, donc, le neutron. De par l'absence de charge électrique, c'est de loin la particule qui satisfait au mieux les critères recherchés. Il est "naturellement" disponible en grande quantité dans les réacteurs nucléaires où il est utilisé pour générer des réactions de **fission** et produire ainsi de l'énergie et où d'ailleurs il induit en permanence des transmutations, la plupart non recherchées (figure). La meilleure voie de **recyclage** des déchets serait donc de les réinjecter dans l'installation qui peu ou prou les a créés...

Lorsqu'un neutron entre en collision avec un noyau, il peut rebondir sur le noyau ou bien pénétrer dans celui-ci. Dans ce second cas, le noyau, en absorbant le neutron, acquiert un excès d'énergie qu'il va libérer de différentes manières :

- en éjectant des particules (un neutron par exemple) et en émettant éventuellement un rayonnement ;
- en émettant seulement un rayonnement ; on parle dans ce cas de **réaction de capture** puisque le neutron reste captif du noyau ;
- en se scindant en deux noyaux de taille plus ou moins égale et en émettant simultanément deux à trois neutrons ; on parle ici de **réaction de fission** durant laquelle une importante quantité d'énergie est délivrée.

La transmutation d'un **radionucléide** peut se réaliser soit par capture d'un neutron, soit par fission. Les **actinides mineurs**, noyaux de grande taille (**noyaux lourds**), peuvent subir à la fois des réactions de fission et de capture. Par fission, ils sont transformés en radionucléides majoritairement à vie courte, voire en noyaux stables. Les noyaux provenant d'une fission (appelés produits de fission), de plus petite taille, ne sont sujets qu'aux réactions de capture et subissent, en moyenne, quatre décroissances radioactives, de **période** n'excédant pas généralement quelques années, avant de devenir stables. Par capture, ils sont transformés en d'autres radionucléides, souvent à vie longue, qui se transforment eux-mêmes par **désintégration** naturelle, mais aussi par capture et fission.

(1) En allemand : rayonnement de freinage. Rayonnement photonique de haute énergie généré par des particules (électrons) accélérées (ou décélérées) qui décrivent une trajectoire circulaire en émettant tangentiellement des photons de freinage dont les plus énergétiques sont préférentiellement émis dans l'axe du faisceau d'électrons.

(2) Force de répulsion qui s'oppose au rapprochement de charges électriques de même signe.

E (suite)

La probabilité qu'un neutron a de provoquer une réaction de capture ou de fission est évaluée à partir respectivement de la **section efficace** de capture et de la section efficace de fission. Les sections efficaces sont fonction de la nature du noyau (elle varie énormément d'un noyau à l'autre et, plus encore, d'un isotope à l'autre pour un même noyau) et de l'énergie du neutron.

Pour un neutron d'énergie inférieure à 1 eV (domaine des **neutrons lents** ou **thermiques**), la section efficace de capture est

prédominante ; la capture est environ cent fois plus probable que la fission. C'est également le cas pour une énergie allant de 1 eV à 1 MeV (domaine des **neutrons épithermiques** où captures ou fissions se produisent à des niveaux précis d'énergies). Au-delà de 1 MeV (domaine des neutrons rapides), les fissions deviennent plus probables que les captures.

Deux filières de réacteurs sont possibles selon le domaine d'énergie des neutrons dans lequel la majorité des réactions de fission se produit : les réacteurs à neutrons

thermiques et les réacteurs à **neutrons rapides**. La filière des réacteurs à neutrons thermiques est celle qui équipe la France avec près de soixante réacteurs à eau sous pression. Dans un réacteur à neutrons thermiques, les neutrons produits par fission sont ralentis (modérés) par des chocs contre des noyaux légers constitutifs de matériaux appelés **modérateurs**. Grâce au modérateur (eau ordinaire pour les réacteurs à eau sous pression), la vitesse des neutrons diminue jusqu'à atteindre quelques kilomètres par seconde, valeur pour laquelle les neutrons se trouvent en équilibre thermique avec le milieu. Les sections efficaces de fission de ^{235}U et ^{239}Pu induites par des neutrons thermiques étant très élevées, une concentration de quelques pour cent de ces noyaux **fissiles** est suffisante pour entretenir la cascade de fissions. Le flux d'un réacteur à neutrons thermiques est de l'ordre de 10^{18} neutrons par mètre carré et par seconde.

Dans un réacteur à neutrons rapides, tel que Phénix, les neutrons issus des fissions produisent directement, sans être ralentis, de nouvelles fissions. Il n'y a pas de modérateur dans ce cas. Comme dans ce domaine d'énergie les sections efficaces sont faibles, il faut utiliser un combustible riche en radionucléides fissiles (jusqu'à 20% d'**uranium 235** ou de **plutonium 239**) pour que le **facteur de multiplication** soit égal à 1. Le flux d'un réacteur à neutrons rapides est dix fois plus élevé (de l'ordre de 10^{19} neutrons par mètre carré et par seconde) que celui d'un réacteur à neutrons thermiques.

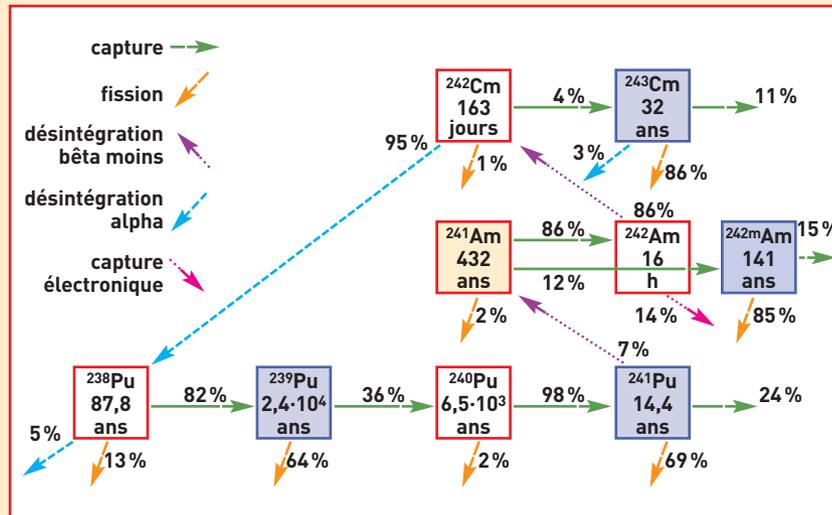


Figure.

Représentation simplifiée de la chaîne d'évolution de l'américium 241 dans un réacteur à neutrons thermiques (en bleu, les radionucléides qui disparaissent par fission). Par capture, ^{241}Am se transforme en $^{242\text{m}}\text{Am}$ qui disparaît majoritairement par fission, et en ^{242}Am qui décroît (période de 16 heures) principalement par désintégration bêta en ^{242}Cm . ^{242}Cm se transforme par désintégration alpha en ^{238}Pu et par capture en ^{243}Cm qui, lui-même, disparaît majoritairement par fission. ^{238}Pu se transforme par capture en ^{239}Pu qui disparaît majoritairement par fission.

F Qu'est-ce qu'un ADS ?

Un **ADS** (de l'anglais Accelerator Driven System) est un **système hybride** constitué par un réacteur nucléaire fonctionnant en mode **sous-critique**, c'est-à-dire incapable à lui seul d'entretenir une **réaction en chaîne** de **fission**, "pilote" par une source externe capable de fournir le complément de **neutrons** nécessaire⁽¹⁾.

Dans le cœur d'un réacteur nucléaire, en effet, est libérée l'énergie de fission des **noyaux lourds** comme ceux de l'**uranium 235** ou du **plutonium 239**. L'uranium 235 produit en fissionnant en moyenne 2,5 neutrons qui pourront à leur tour provoquer une nouvelle fission s'ils heurtent un noyau d'uranium 235. Il est donc concevable qu'une fois la première fission amorcée, une réaction en chaîne puisse se développer et conduite, par une succession de fissions, à un accroissement de la population de neutrons. Mais parmi les neutrons produits par la première fission, certains sont capturés et ne donnent pas naissance à de nouvelles fissions. Le nombre de fissions générées à partir d'une fission initiale est caractérisé par le **facteur de multiplication effectif k_{eff}** , égal au rapport des neutrons de fission produits sur les neutrons disparus. De la valeur de ce coefficient dépend le devenir de la population de neutrons : si k_{eff} est nettement plus grand que 1, cette population augmente très rapidement ; si k_{eff} est très légèrement supérieur à 1, la multiplication des neutrons s'enclenche mais reste sous contrôle ; c'est cet état qui est recherché lors du démar-

rage d'un réacteur ; si k_{eff} est égal à 1, la population reste stable ; c'est la situation d'un réacteur en fonctionnement normal et si k_{eff} est plus petit que 1, la population de neutrons décline et s'éteint sauf si, et c'est le cas dans un système hybride, une

vont ensuite interagir avec le combustible du **milieu multiplicateur** de neutrons sous-critique et produire d'autres neutrons (neutrons de fission) (figure).

La plupart des projets de systèmes hybrides ont pour cœur (généralement annulaire) des milieux à **neutrons rapides**, ces derniers permettant d'obtenir les bilans neutroniques les plus favorables à la **transmutation**, opération qui permet de "brûler" des déchets mais peut également servir à produire de nouveaux noyaux **fissiles**. Un tel système peut également être utilisé pour la production d'énergie, même si une partie de celle-ci doit être réservée à l'alimentation de l'accélérateur de protons, part d'autant plus importante que le système est plus sous-critique. Il est, par principe, à l'abri de la plupart des accidents de réactivité, son facteur de multiplication étant inférieur à 1, contrairement à un réacteur fonctionnant en mode critique : la réaction s'arrêterait si elle n'était entretenue par cet apport de neutrons externes.

Composant important d'un réacteur hybride, la **fenêtre**, positionnée en bout de la ligne de faisceau, isole l'accélérateur de la cible et permet de le maintenir sous vide. Traversée par le faisceau de protons, c'est une pièce sensible du système : sa durée de vie dépend de contraintes thermiques, mécaniques et de la corrosion. Il existe toutefois des projets d'ADS sans fenêtre. Dans ce cas, ce sont les contraintes de confinement et d'extraction des produits radioactifs de spallation qui doivent être pris en compte.

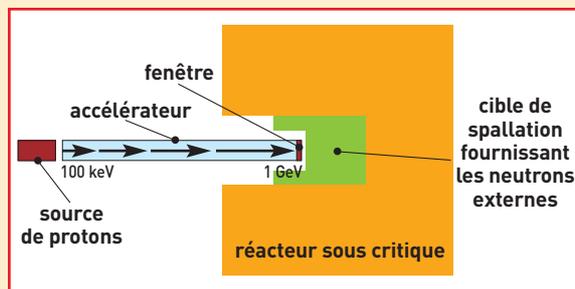


Schéma de principe d'un ADS.

source extérieure apporte des neutrons. À partir du facteur de multiplication effectif, la **réactivité** d'un réacteur est définie par le rapport $(k_{\text{eff}} - 1) / k_{\text{eff}}$. La condition de stabilité s'exprime alors par une réactivité nulle. Pour stabiliser la population de neutrons, on joue sur la proportion de matériaux à forte section de **capture de neutrons** (matériaux absorbants) au sein du réacteur.

Dans un ADS, la **source** de neutrons supplémentaires est alimentée par des **protons** créés à une énergie d'environ 100 keV, puis injectés dans un **accélérateur** (linéaire ou cyclotron) qui les amène à une énergie de l'ordre du **GeV** et les conduit vers une **cible** de métal lourd (plomb, plomb-bismuth, tungstène ou tantale). Irradiée par le faisceau de protons, cette cible génère, par des réactions de **spallation**, un flux intense de neutrons d'énergie élevée (entre 1 et 20 MeV), un seul proton incident pouvant générer jusqu'à 30 neutrons. Ces derniers

■ Voir à ce sujet *Clefs CEA n°37*, p. 14.

Les caractéristiques de la plus grande part des **déchets radioactifs** générés en France résultent de celles du parc national de production électronucléaire et des unités de traitement des **combustibles** usés, construites en application du principe consistant à traiter ces combustibles pour séparer matières énergétiques encore valorisables (**uranium** et **plutonium**) et déchets (**produits de fission** et **actinides mineurs**) non recyclables dans l'état actuel de la technique.

Cinquante-huit **réacteurs à eau sous pression (REP)** à **uranium enrichi** ont été mis en service par EDF entre 1977 (à Fessenheim) et 1999 (à Civaux), constituant une deuxième génération de réacteurs succédant à la première, essentiellement composée de huit réacteurs **UNGG (uranium naturel** graphite gaz) tous arrêtés et, pour les plus anciens, en cours de déconstruction. Une vingtaine de ces réacteurs REP assurent le recyclage industriel du plutonium inclus dans des combustibles **MOX**, fournis depuis 1995 par l'usine **Melox** de Marcoule (Gard).

EDF envisage de remplacer progressivement les REP actuels par des réacteurs de troisième génération appartenant à cette même filière de réacteurs à eau sous pression, de type **EPR** (European Pressurized water Reactor) conçu par **Framatome-ANP**, filiale du groupe **Areva**. Le tout premier EPR est en cours de construction en Finlande, le premier construit en France devant l'être à Flamanville (Manche).

La plus grande partie des combustibles usés du parc est actuellement traitée dans l'usine **UP2-800⁽¹⁾** exploitée depuis 1994 à La Hague (Manche) par Cogema, autre composante du groupe Areva (l'usine UP3, mise en service en 1990-92, traite pour sa part les combustibles étrangers). Les ateliers de **vitrification** des déchets de ces usines, fruits d'un développement commencé à Marcoule, ont donné leur nom (**R7T7**) au verre "nucléaire" utilisé pour confiner les éléments de **haute activité et à vie longue**.

Une quatrième génération de réacteurs pourrait apparaître à partir de 2040 (ainsi que de nouvelles unités de traitement) avec un prototype dès 2020. Il pourrait s'agir de réacteurs à **neutrons rapides (RNR)** à **caloporteur** sodium (RNR-Na) ou à caloporteur gaz (**RCG**). Depuis l'arrêt de Superphénix en 1998, un seul RNR fonctionne en France, Phénix, qui doit être arrêté en 2009.

■ (1) Refonte de l'unité **UP2-400** qui, à la suite de l'usine **UP1** de Marcoule, était destinée au traitement des combustibles usés de la filière UNGG.