

Les déchets : La fausse rationalité de la politique de gestion des déchets

« Le traitement-recyclage présente un autre intérêt essentiel, celui de faciliter la gestion des déchets radioactifs. Par rapport au stockage en l'état des combustibles usés (...), le traitement-recyclage permet de séparer les déchets radioactifs non réutilisables des autres constituants, ce qui permet de réduire d'un facteur 5 le volume des déchets ultimes issus des combustibles usés (déchets HA-VL, MA-VL et déchets FMA-VC générés lors de ces opérations). Autre avantage du traitement-recyclage, en récupérant et en recyclant l'uranium et le plutonium qui sont responsables d'une part importante de la radiotoxicité à long terme, la radiotoxicité des déchets est réduite d'un facteur 10. »

Christian Bataille, Claude Birraux, Rapport de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, avril 2007.

La politique française de gestion des déchets nucléaires a évolué en lien étroit avec les options stratégiques relatives à la gestion des combustibles irradiés. L'accumulation de stocks de déchets radioactifs et de matières nucléaires, dont une bonne partie attend la mise en œuvre, ou même la conception d'une solution de gestion à long terme, ne fait pas ressortir d'avantage clair au choix du retraitement du point de vue de l'inventaire des déchets. Cependant, le recours systématique à des méthodes tendancieuses et à des hypothèses hyper-optimistes a forgé une image plus prometteuse, utilisée à son tour pour justifier la place du retraitement au cœur de la politique française à long terme.

Le retraitement a commencé dans le cadre du programme nucléaire militaire. Son extension en France à un grand programme civil a d'abord été justifiée par le besoin de produire du plutonium (séparé) pour alimenter le démarrage de la filière surgénératrice. Les économies de ressources en uranium étaient alors la clé de l'argumentation. Son impact sur la gestion des déchets nucléaires, quand il était mentionné, apparaissait comme secondaire. Et dès le départ, cet argument a été utilisé de façon douteuse.

Au moment où il poussait farouchement le lancement du programme surgénérateur, le CEA a élaboré une argumentation supplémentaire portant sur la gestion des déchets radioactifs. L'argument utilisé se basait sur le calcul du contenu radiologique des déchets à vie longue, et donc de la projection de l'évolution de leur radiotoxicité intrinsèque. Dans la mesure où certains isotopes du plutonium comptent parmi les plus radiotoxiques, en particulier ceux dont la durée de vie est la plus longue, le plutonium contribue le plus à la radiotoxicité agrégée des combustibles irradiés, si l'on raisonne sur une période suffisante (pour que la proportion de radionucléides à vie courte décline). Le CEA a de façon opportune opté pour une période 100 000 ans sur laquelle les 1 % de plutonium contenus dans les combustibles REP irradiés représenteraient 90 % ou plus de la radiotoxicité intrinsèque. Ainsi le retraitement des combustibles irradiés et la réutilisation à l'infini du plutonium réduiraient-ils de façon très significative les risques associés au stockage définitif des déchets nucléaires.

Mais cet argument n'approfondit pas le lien entre la radiotoxicité intrinsèque et le risque réel. Un des points importants est que tous les radionucléides ne se comporteraient pas de la même manière, en fonction aussi du type de stockage. On notera ainsi avec intérêt que le CEA toujours, a, au même moment, développé cette analyse dans des rapports soutenant une stratégie basée sur le stockage géologique. Ces rapports ont utilisé les découvertes faites sur le « réacteur naturel » retrouvé à Oklo, au Gabon, où une réaction en chaîne lente s'est entretenue de façon naturelle pendant des millions d'années dans un gisement d'uranium, produisant les mêmes radionucléides que ceux présents dans les combustibles irradiés, et permettant d'en mesurer la migration dans le gisement. Ils parvenaient à

la conclusion que l'uranium et le plutonium n'ayant pratiquement pas migré, le stockage des combustibles irradiés en couches géologiques profondes répondrait aux exigences de sûreté. Ce qui, en d'autres termes, signifiait que la radiotoxicité intrinsèque du plutonium ne posait pas de problème, s'il était confiné dans une structure suffisante de roche appropriée.

Mais plus précisément, la conclusion correcte aurait dû être que le stockage direct des combustibles irradiés réduirait le risque d'une exposition à la radiotoxicité intrinsèque du plutonium, si on le compare à une stratégie consistant à séparer et à faire circuler les matières les plus dangereuses. Si l'objectif principal de la gestion des combustibles irradiés était réellement de se protéger du plutonium, mieux vaudrait alors mettre en œuvre le stockage direct. À l'inverse, la stratégie dite de « traitement-recyclage » entraîne, du point de vue de la sûreté et de la sécurité, une augmentation de l'exposition de routine à ces matières (en particulier pour les travailleurs) ainsi qu'un potentiel supérieur d'exposition élevée pour une population plus importante.

De plus, les calculs selon lesquels le retraitement et la réutilisation du plutonium réduiraient la radiotoxicité d'un facteur 10 prennent comme hypothèse une réutilisation à l'infini du plutonium, ce qui, à la fois pour des raisons quantitatives et qualitatives, semble peu probable à l'heure actuelle. D'abord, les réacteurs français produisent plus de plutonium qu'ils ne pourraient en consommer. Ceci est vrai dans les conditions actuelles où 22 réacteurs de 900 MW sont autorisés à utiliser jusqu'à 30 % de combustible MOX (combustible mixte contenant jusqu'à 95 % d'uranium appauvri et moins de 10 % de plutonium séparé). Ce sont au total environ 1 100 tML (tonnes de métal lourd) de combustible irradié qui sont déchargées chaque année des réacteurs EDF, dont environ 1 000 tML de combustible uranium (UOX) et 100 tML de combustible MOX. Le combustible UOX irradié contenant environ 1 % de plutonium et le MOX irradié contenant toujours entre la moitié et les deux tiers de son contenu initial en plutonium, on chargerait globalement de l'ordre de 8 tonnes de plutonium (sous forme de combustible MOX frais) dans les réacteurs EDF, pour en décharger 15 tonnes (10 tonnes dans les combustibles UOX irradiés, et 5 tonnes dans les combustibles MOX irradiés). Dans la mesure où seuls 28 réacteurs peuvent techniquement être chargés en MOX, le bilan resterait négatif (c'est-à-dire que l'ensemble du parc continuerait à produire du plutonium) si l'utilisation du MOX était portée à son maximum technique.

De plus, et toujours dans les conditions actuelles, seul le combustible UOX est retraité afin de séparer le plutonium qui sera réutilisé dans le MOX. Seule une part de l'ordre de 80 % de l'UOX est retraitée, en vue de maintenir ce que l'industrie appelle l'équilibre des flux entre les quantités retraitées et les quantités réutilisées. Ce qui signifie qu'environ 20 % du combustible UOX, bien qu'il soit placé dans les piscines de combustible irradié à La Hague, officiellement en attente de « retraitement différé », n'est de fait pas retraité, mais placé en stockage intermédiaire. Enfin, en dehors d'essais sur de très faibles quantités, le MOX irradié n'est pas retraité et s'accumule, à l'instar de l'UOX non retraité, dans les piscines d'entreposage des combustibles irradiés de La Hague.

Finalement, l'industrie n'est jamais parvenue à un équilibre entre quantités séparées et quantités réutilisées. Depuis la première utilisation de MOX dans un de ses réacteurs en 1987, EDF n'a cessé de répéter que sa politique de gestion du plutonium reposait sur le principe fondamental de maintien d'un équilibre des flux. Depuis 1987, les stocks de plutonium de la France ont augmenté, passant de quasiment zéro à 53,4 tonnes à la fin 2006¹, dont 46 tonnes environ appartiennent à EDF, stockées sous différentes formes dans différents endroits. Ces stocks contiennent des matières entrant dans des processus de fabrication, mais aussi 26 tonnes de poudre de plutonium séparé en excès et entreposées à la Hague.

On observe le même phénomène d'accumulation avec l'uranium de retraitement (URT), pour lequel l'industrie ne prétend même pas essayer de maintenir un équilibre. Selon les derniers chiffres globaux publiés par Areva, il y avait 21 550 tonnes d'uranium de retraitement en France à la fin 2005 (dont 18 960 tonnes sous propriété française, y compris 6 720 tonnes appartenant à Areva mais en partie d'origine étrangère). Les quantités placées en entreposage sont considérées comme un « stock stratégique ». Par comparaison, toujours selon Areva, à la fin 2005 seulement 6 950 tonnes d'uranium de retraitement avaient été réutilisées en France ou renvoyées à des clients étrangers.

Les 2 200 tonnes d'uranium de retraitement réutilisées par EDF correspondent en fait à quelques centaines de tonnes de combustible contenant de l'uranium ré-enrichi (URE) chargées dans des réacteurs français². EDF a toujours limité l'utilisation de ce type de combustible à deux tranches d'une centrale (Cruas 3 et 4). Il semble que l'utilisation d'URE a été ralentie, voire arrêtée en 2005-2006. La différence entre la quantité d'uranium de retraitement déclarée comme « recyclée » et la quantité réellement utilisée dans les combustibles correspond à une part de 6/7^{ème} d'uranium de retraitement appauvri. Cet uranium appauvri n'est actuellement pas utilisé et reste entreposé en

1 - Chiffres déduits de la déclaration du gouvernement français à l'Agence internationale de l'énergie atomique 2007 concernant les stocks de plutonium civil. La France déclare un inventaire total de 82,1 tonnes de plutonium frais stockées sur son territoire, dont 29,7 t n'appartenant pas à la France.

2 - Fin 2005, un total de 420 tML de combustible URE avait été fabriqué en France, ce qui correspond au ré-enrichissement de 3 100 tonnes d'uranium de retraitement, pour EDF et des clients étrangers.

Russie où l'on procède au ré-enrichissement de l'uranium de retraitement français (le ré-enrichissement de l'URE dans les usines à diffusion gazeuse, comme l'usine française du Tricastin, pose plus de problèmes que dans les usines utilisant la centrifugation, comme les installations russes).

Au final, ces chiffres montrent que sortir les matières nucléaires (uranium et plutonium) de l'inventaire des déchets radioactifs par le recours à la stratégie du traitement-recyclage relève plus du mythe que de la réalité. En 2000, dans un rapport au Premier Ministre, Jean-Michel Charpin, Benjamin Dessus et René Pellat ont réalisé une évaluation remarquable de l'impact réel de cette stratégie, sur l'ensemble de la durée de vie des réacteurs à eau légère actuellement en service. Ils concluaient que même en retraitant l'ensemble des combustibles UOX irradiés français – soit en allant au-delà de la pratique actuelle – la quantité de plutonium restant à l'issue de la durée de vie des réacteurs actuels ne serait que de 23 % inférieure à celle d'une option sans retraitement.

Une comparaison entre les stocks existants et projetés de matières nucléaires sensées être réutilisées et les capacités réelles de réutilisation dans les réacteurs qui en sont actuellement capables, montre que cette réutilisation est pratiquement impossible (tableau 1). À l'inverse, on peut même prévoir que la poursuite de la stratégie actuelle d'équilibre séparation/ré-utilisation aboutira à un accroissement des stocks de matières séparées qui ne seront pas réutilisées au moment où l'ensemble des réacteurs actuels aura été arrêté. Autrement dit, on aura besoin d'un nouveau parc de réacteurs pour assurer la réutilisation promise, alors que cela n'est jamais discuté en ces termes et malgré les problèmes que cela engendrerait.

Tableau 1 : évolution et projection à l'horizon 2020 des matières « réutilisables » entreposées

Quantités stockées (tonnes de métal lourd)	1987	1997	2000	2010	2020
Combustible REP irradié (~1 % plutonium)	3050	9020	1350	11 250	10 850
Combustible MOX irradié (4-6 % plutonium)	0	195	520	1 300	2 350
Combustible à uranium de retraitement ré-enrichi (1 % plutonium)	0	0	150	350	700
Uranium de retraitement	~ 7 500	~ 12 000	16 000	20 000	25 000
Plutonium séparé	2,5	38	48	~ 48	~ 48
Disponibilité des réacteurs (années)	25 à 35	15 à 25	10 à 20	2 à 12	0 à 2

Note : La disponibilité des réacteurs correspond au calcul du nombre d'années de fonctionnement restantes en moyenne pour les 28 réacteurs de 900 MWe où EDF pourrait théoriquement continuer à utiliser de l'uranium de retraitement ré-enrichi ou du MOX. Ces réacteurs ont été mis en service entre 1977 et 1987, avec une prévision de fonctionnement de 30 ans, récemment portée à 40 ans par l'exploitant. L'extension de la durée de vie doit cependant être autorisée au cas par cas par l'autorité de sûreté. Les valeurs basses et hautes correspondent respectivement à une durée de vie de 30 et de 40 ans.

Source : estimations WISE-Paris sur la base de CDP (2000), ANDRA (2006).

Ce biais affecte toute future comptabilité relative à la gestion des matières nucléaires. Ainsi par exemple, l'Andra a-t-elle présenté en 2005 une évaluation d'installation de stockage géologique sur la base de scénarios pour estimer l'inventaire global à prendre en compte. L'Andra arrivait ainsi à la conclusion que la superficie du stockage souterrain serait deux fois plus importante dans l'hypothèse d'un arrêt du retraitement en 2010, comparé au retraitement de l'ensemble du combustible déchargé des réacteurs actuellement en service. Mais en fait, la comparaison portait sur le stockage définitif de l'ensemble des matières nucléaires concernées d'une part, et le stockage définitif d'une faible part dans le second cas, dans la mesure où 200 à 300 tonnes de plutonium et 30 000 tonnes d'uranium de retraitement sont exclues des calculs car entreposées pour être gérées ultérieurement, sans que ne soit pris en compte à terme aucun déchet issus de leur future utilisation ou leur stockage.

C'est donc le mythe plus que la réalité qui modèle la politique française de gestion des déchets nucléaires. La différence entre déchets nucléaires et matières valorisables reste la clé de voûte de la loi de 2006 sur la gestion des déchets radioactifs qui faisait suite à 15 ans de recherche de solutions dans le cadre de la loi de 1991 et à un débat public national sur le sujet en 2005-2006. Cette loi codifie une approche spécifique, plus permissive, de la définition de déchets radioactifs, si on la compare à tout autre type de déchet dans le cadre de la législation environnementale³, en stipulant que « Les déchets radioactifs ultimes sont des déchets radioactifs qui ne peuvent plus être traités dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de leur part

³ - Selon les principes de la loi sur les déchets notamment, les matières issues de procédés industriels doivent être considérées comme des déchets sauf si et jusqu'à ce qu'elles soient effectivement soumises à un processus industriel de recyclage. Dans le cadre de la loi sur le nucléaire, il suffit qu'une matière puisse être potentiellement réutilisée à une date ultérieure non déterminée pour ne pas être classifiée comme déchets.

valorisable ou par réduction de leur caractère polluant ou dangereux. »

Cette approche place, bien sûr, le retraitement au cœur d'une politique de gestion de déchets radioactifs soutenable. Ainsi la loi de 2006 pose-t-elle comme principe que « La réduction de la quantité et de la nocivité des déchets radioactifs est recherchée notamment par le traitement ou le conditionnement des combustibles usés et des déchets radioactifs. » Une fois encore, les indicateurs nécessaires à la définition et à l'évaluation précise de cette « réduction » ne sont pas discutés, ni même explicités.

Un point rarement discuté lorsque qu'il s'agit de « réduction » est l'éventail et la taille de l'inventaire concerné. On a défini en France six catégories de déchets en fonction de l'intensité de la radioactivité et de la durée de vie des radioéléments (durée de vie longue, courte et très courte / haute, moyenne, faible et très faible activité). Au regard des catégories qui en découlent, la soi-disant « fermeture du cycle du combustible », schématisée par Areva en un flux circulaire, est censée simplifier le problème en réduisant les quantités de déchets haute-activité à vie longue aux seuls matériaux non réutilisables contenus dans le combustible irradié.

Un examen plus complet de l'impact de l'option retraitement sur la gestion des déchets radioactifs montre qu'elle accroît sans équivoque le niveau de complexité, comme le montre la figure 1. Dans le cas du stockage direct, il y a en gros un seul type de déchets de haute activité, les assemblages de combustible irradié, et un type de déchets de moyenne activité, les cuves et les structures internes du cœur irradiées. Il y a aussi de volumes importants de déchets de faible ou très faible activité à vie longue, constitués des déchets des mines d'uranium et d'uranium appauvri. Dans le cas du retraitement, il y a au contraire de nombreux flux de déchets à gérer.

Il y a tout d'abord les déchets provenant du retraitement lui-même : les déchets de haute activité, vitrifiés, contenant les actinides mineurs et les produits de fission ; les déchets de structure de moyenne activité – comme les coques et embouts des assemblages ; et les déchets de procédés de moyenne activité – en particulier les boues provenant du traitement des effluents liquides. En 2006, dans son inventaire national à fin 2004, l'Andra ne répertoriait pas moins de 38 catégories de déchets liées au retraitement. Ces déchets se trouvent sur différents sites, y compris les usines de retraitement de Marcoule (désormais arrêtées) et de La Hague, en bonne partie pas ou mal conditionnés, et les centres de stockage des déchets de faible et moyenne activité de la Manche (CSM, fermés) ou de l'Aube (CSA, toujours en exploitation.). Contrairement au stockage direct, l'uranium résiduel (environ 95 % de la quantité initiale d'uranium faiblement enrichi) et le plutonium (1 %) présents dans le combustible irradié sont séparés pour être réutilisés. Leur utilisation produit de nouvelles matières irradiées et de nouveaux flux de déchets : du MOX irradié et des rebuts de MOX issus des activités de fabrication du combustible, des combustibles à uranium de retraitement ré-enrichi irradiés et uranium de retraitement appauvri provenant du ré-enrichissement. Enfin, chacun des procédés industriels finit par engendrer des déchets de procédés et de démantèlement – en particulier des déchets de moyenne activité provenant des installations de retraitement.

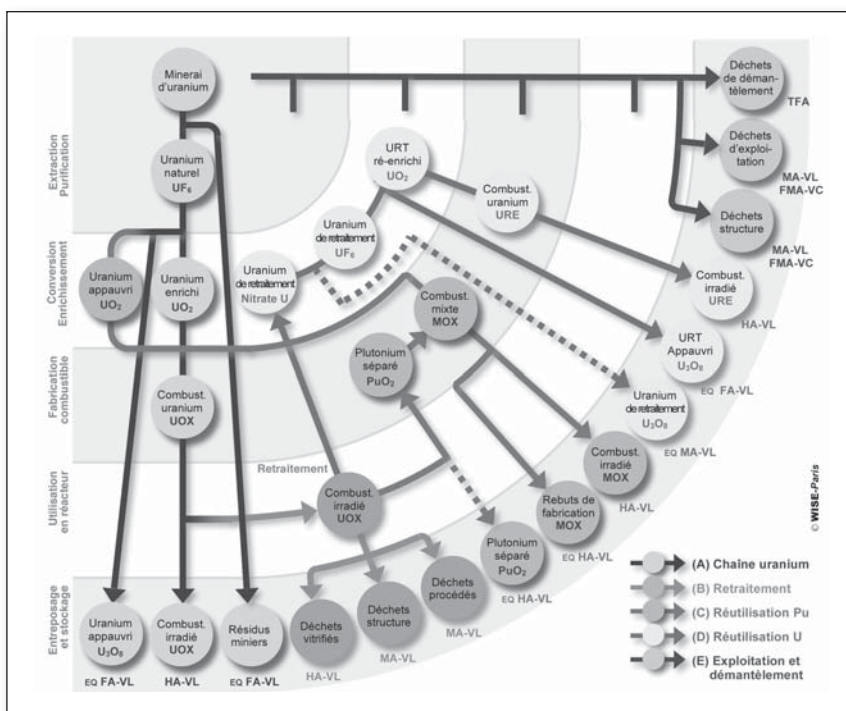


Figure 1. Déchets et matières produits par la chaîne du combustible

Cette complexité est complètement laissée de côté dans l'argumentation de l'industrie, qui se base sur les affirmations d'Areva selon lesquelles « le traitement-conditionnement réduit considérablement le volume de déchets ultimes à stocker dans un site de stockage géologique ». Selon Areva, le retraitement produirait 0,5 m³ de résidus de moyenne et haute activité par tonne de métal lourd (tML, c'est-à-dire d'uranium) de combustible UOX (oxyde d'uranium) contre plus de 2 m³/tML en cas de stockage géologique direct des combustibles irradiés. Au cours du débat national français sur la gestion des déchets à vie longue, EDF a expliqué que le retraitement était un « procédé qui réduit d'un facteur dix le volume de déchets de haute activité à vie longue » par rapport au stockage direct des combustibles REP.

Ce « facteur de réduction » est devenu un élément crucial de la justification de la poursuite du retraitement. Mais il est trompeur à plus d'un titre.

- il ignore le facteur de la complexité, et ne prend pas en compte les déchets provenant d'une gestion ultérieure du plutonium et de l'uranium séparés des déchets vitrifiés, comparé au stockage direct de l'ensemble des matières sous forme de combustible irradié ;
- il ne tient pas compte de l'accroissement des volumes de déchets entrant dans les catégories de plus faible activité, en particulier les importants volumes supplémentaires de déchets de procédés et de démantèlement provenant des installations de retraitement et de fabrication de combustible MOX ;
- il est basé sur les technologies actuelles de retraitement, y compris les évolutions les plus récentes en termes d'amélioration des techniques de compaction des déchets, voire même des procédés à l'état de projet, et ne tient pas compte de l'impact des méthodes de retraitement plus anciennes. Jusqu'à la fin 2004, le retraitement a produit en moyenne 1 m³ de déchets de haute activité et déchets de moyenne activité à vie longue par tonne de combustible retraité – soit deux à trois fois les chiffres avancés par AREVA et EDF ;
- il ne tient pas compte du conditionnement ou plus précisément, il compare le volume des combustibles irradiés avec leur emballage (7,5 fois plus volumineux que sans emballage) aux déchets du retraitement avec leur conditionnement primaire avant emballage final (soit de 2,4 à 4 fois moins volumineux qu'avec l'emballage final) ;
- il ne prend pas en compte le facteur chaleur, qui joue un rôle capital en termes de besoin de volume de stockage (plus les déchets sont chauds, plus il y a besoin d'espace autour du colis pour son refroidissement). Les colis de déchets vitrifiés ont un dégagement thermique du même ordre que celui des assemblages d'UOX irradiés, et l'espace nécessaire à leur refroidissement peut être aussi important, même si le volume de leur emballage est plus faible. C'est le MOX irradié qui est le plus problématique, avec un dégagement thermique plus important, et donc un besoin de place au niveau du stockage plus important, ou une période d'entreposage plus longue (par exemple 150 ans au lieu de 50).

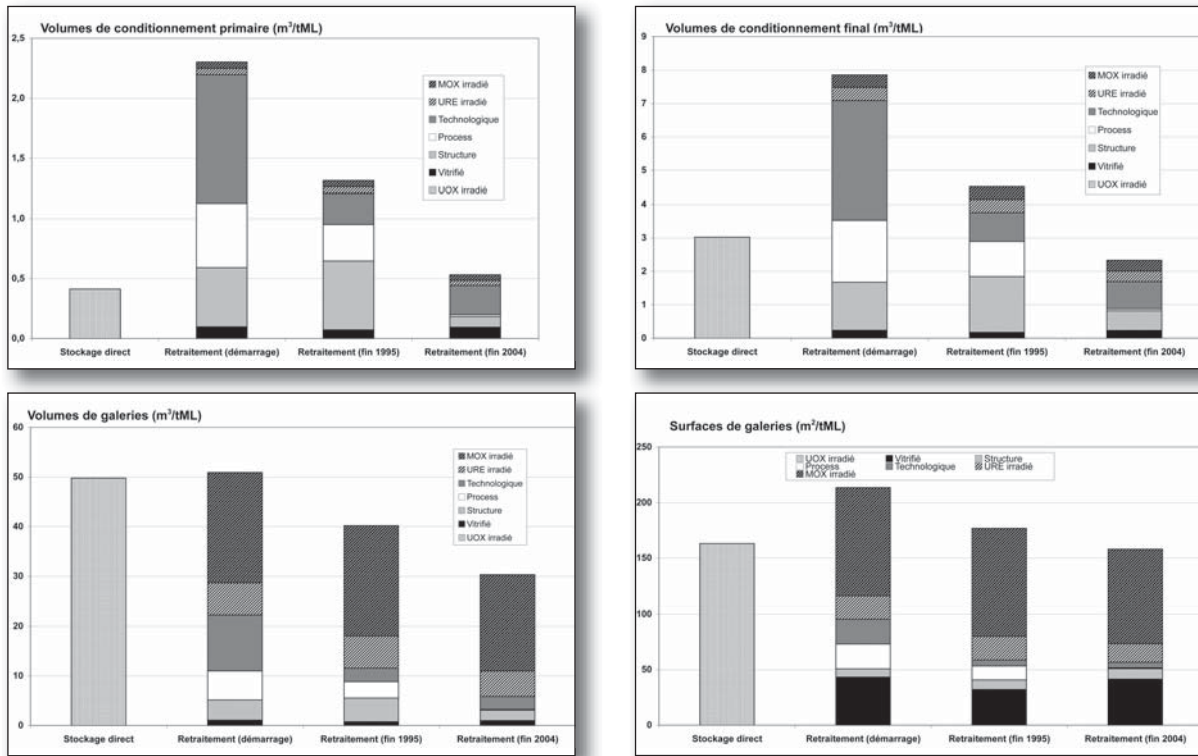
La figure 2 illustre l'impact de ces différents facteurs sur les calculs. WISE-Paris a comparé les besoins en termes de stockage géologique d'une tonne de combustible UOX irradié à ceux des déchets de haute activité et des déchets de moyenne activité à vie longue provenant d'une tonne de combustible dans l'option retraitement (soit une partie de combustible UOX avant retraitement, et une plus faible partie de combustible MOX et de combustible à l'uranium ré-enrichi URE provenant des matières séparées par ce retraitement)⁴. Les résultats sont représentés en fonction de l'évolution des techniques de retraitement (mise en service des installations, fonctionnement en 1995, fonctionnement en 2004), exprimés en termes de volumes de déchets primaires, emballage final, volume et surface des galeries. La figure 3 montre l'évolution possible des ratios en utilisant des hypothèses moins systématiquement favorables au retraitement.⁵

Les volumes de conditionnement primaire sont plus importants pour l'option retraitement dans tous les cas. Les volumes d'emballage final étaient de l'ordre de 2,5 fois plus importants au début de retraitement, comparé au stockage direct, et ce n'est qu'avec les technologies récentes de compaction de La Hague que l'on peut obtenir une réduction de l'ordre de 20 % par rapport au stockage direct. Les estimations relatives au volume ou à la surface de stockage, bien que plus incertaines, sont favorables au retraitement, mais ne font pas ressortir d'avantage clair. Des hypothèses alternatives vont même jusqu'à renverser les résultats et favoriser le stockage direct.

4 - La part d'UOX, MOX et URE dans une tonne (base de comparaison « énergétiquement équivalente » avec le stockage direct d'une tonne d'UOX) dépend du taux de réincorporation du plutonium et de l'uranium issus de l'UOX irradiés dans les combustibles MOX et URE). Le combustible UOX est donc supposé retraité, et l'on calcule les volumes de déchets correspondants. Les combustibles MOX et URE sont supposés non retraités et stockés en l'état.

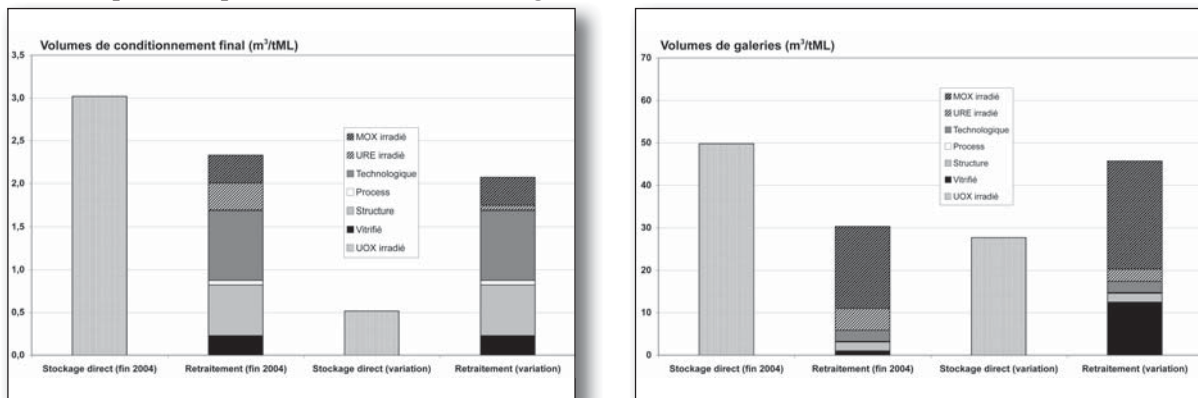
5 - Les hypothèses alternatives comprennent : l'utilisation d'un conditionnement plus dense pour le combustible usé, comme il est prévu en Allemagne par exemple ; le besoin d'une barrière ouvragée pour les galeries de déchets vitrifiés, non prévu dans le concept de référence de l'Andra qui n'en envisage que pour les combustibles usés ; et l'application au MOX irradié des mêmes délais d'entreposage que pour l'UOX.

Figure 2. Comparaison des volumes de déchet, des volumes de galeries et d'emprise au sol des sites de stockage pour les options stockage direct et retraitement



Source : estimations WISE-Paris basées sur ANDRA (2005) ; IRSN (2006).

Figure 3. Analyse de sensibilité pour le calcul des volumes de déchet et de galerie pour le stockage géologique pour les options retraitement et stockage direct



Source : estimations WISE-Paris basées sur ANDRA (2005) ; GRS (2005), et IRSN (2006).

Finalement, les allégations sur lesquelles se fonde la place du retraitement dans la politique française de gestion des déchets radioactifs, passée et présente, apparaissent pour le moins incertaines, et sujettes à controverse. Non seulement les bénéfices ne sont pas clairs au regard des indicateurs retenus de radiotoxicité intrinsèque et de volumes de déchets, mais en plus, les indicateurs eux-mêmes pourraient s'avérer ne pas être les plus pertinents pour caractériser une politique de gestion des déchets soutenable.

En termes de risques pour la population et l'environnement, les efforts soi-disant motivés par la nécessité de réduire la radiotoxicité intrinsèque pour le stockage définitif accroissent en réalité le danger. Ils créent des situations d'exposition réelles ou potentielles plus nombreuses, y compris des expositions aux matières concernées les plus radiotoxiques. Ces situations comprennent toute la palette des événements affectant la sûreté ou la sécurité qui pourraient mettre en jeu les produits spécifiquement générés par le choix de l'option retraitement, les installations spécifiques pour la fabrication et le stockage associés, les transports spécifiques entre ces installations. Elles comprennent aussi l'exposition « normale » due à des opérations de routine, comme les rejets radioactifs

des installations de retraitement de La Hague. Avec des autorisations de rejet atteignant jusqu'à 1 000 fois les niveaux de ceux s'appliquant à la centrale voisine de Flamanville, les rejets de La Hague atteignent des quantités équivalentes à un accident comme celui de Kyshtim tous les ans, et qui ne seraient pas autorisés pour un centre de stockage définitif.⁶

En termes de complexité industrielle et de coûts, se focaliser sur les volumes primaires est source d'illusions. Non seulement l'objectif de réduction de ces volumes n'est pas atteint, mais de plus il s'accompagne de quantités supplémentaires de toute une gamme de types de déchets nucléaires différents, avec comme corollaire l'augmentation du volume global de déchets à gérer et la multiplication de la palette des problèmes techniques à résoudre. Certains déchets spécifiques nécessitant une gestion à long terme font toujours l'objet d'une recherche restant sans solution. Cela concerne par exemple 175 m³ de déchets conditionnés provenant de la vitrification d'une solution liquide hautement radioactive issue du retraitement de combustible irradié uranium-molybdène dans les années soixante, ou 40 000 containers qui proviendront du conditionnement de boues bitumées de La Hague.

Enfin, en termes de choix démocratique, la promotion active du retraitement fait de celui-ci la base pour laisser l'ensemble des options aussi ouvertes que possibles tant que n'ont pas eu lieu une évaluation complète et un processus de décision. La vitrification des actinides mineurs et des produits de fission une fois séparés de l'uranium et du plutonium va à l'encontre des affirmations selon lesquelles leur séparation et leur transmutation pourraient permettre d'en réduire l'inventaire dans le futur. De même, laisser le plutonium et l'uranium dans les combustibles pour un stockage intermédiaire laisserait entière les possibilités de les récupérer pour les réutiliser au cas où l'on déciderait ultérieurement de construire de nouveaux réacteurs capables de les utiliser, au lieu de forcer la construction de tels réacteurs en les présentant comme une manière d'éliminer les matières préalablement séparées. L'illusion d'un retraitement-recyclage qui réduirait amplement le problème de gestion des déchets a joué un rôle fondamental pour faire avancer les décisions concernant un site de stockage géologique pour les déchets de haute activité et de moyenne activité à vie longue.

Alors que la loi de 2006 tend à fermer les options, le débat public de 2005-2006 a souligné la nécessité d'une analyse plus complète de l'impact du retraitement sur la gestion des déchets comparé à d'autres options – analyse qui reste à faire. En parallèle, l'inventaire des déchets radioactifs s'accroît en taille et en complexité, et la plupart des décisions définitives concernant la mise en place sérieuse de solutions à long terme pour la gestion des déchets nucléaires français n'ont pas encore été prises.

6 - Il est intéressant de noter que lorsque la France a décidé d'arrêter l'immersion des déchets radioactifs dans l'Atlantique, à la fin de l'année 1969, les rejets liquides cumulés (hors tritium) de La Hague depuis sa mise en service en 1966 s'élevaient déjà à 340 TBq, soit près de la quantité totale de déchets, évaluée à 353 TBq, immergés par la France. Plus récemment, les rejets en mer La Hague sur 10 ans (1996-2005) s'élevaient à 338 TBq (hors tritium).

GROS PLAN

Les déchets à vie longue : un problème qui reste à résoudre

Dans le cadre de la loi de 2006 sur la gestion des déchets nucléaires, on distingue six catégories de déchets, en fonction de critères relatifs à la durée de vie et à l'intensité de la radioactivité. Le tableau 1 présente ces catégories et leur mode de gestion actuel. Les déchets à vie courte de faible et moyenne activité (FMA) sont stockés dans un site dédié en surface. Mais il n'y a pas encore de décision concernant la gestion à long terme des déchets de haute activité et des déchets de moyenne activité à vie longue, dont la plupart proviennent du retraitement des combustibles irradiés. Selon l'article 3 de la loi du 28 juin 2006, la recherche sur la gestion de ces déchets doit se poursuivre dans le cadre de trois programmes "complémentaires", ayant chacun ses propres échéances.

- Séparation poussée et transmutation des radionucléides à vie longue. La stratégie doit être arrêtée en 2012, et un réacteur prototype doit être en service à l'horizon 2020 ; la France, en tant que participant au Forum Génération IV, se concentre sur les surgénérateurs refroidis au sodium liquide (filiale à laquelle appartenait Superphénix) et dans une moindre mesure sur les surgénérateurs refroidis au gaz ;
- Stockage intermédiaire. Les sites existants doivent être agrandis ou de nouveaux sites créés, pour répondre aux besoins estimés ;
- Stockage géologique. La procédure d'autorisation doit commencer d'ici 2015, pour la mise en service d'un site à l'horizon 2025. Les recherches sont menées dans le laboratoire de Bures, et le site final doit être trouvé dans une zone géographique intéressante dans ses environs. La loi de 1991 sur la recherche sur la gestion des déchets radioactifs prévoyait la création d'un second laboratoire, mais son implantation a été rendue impossible par l'opposition des populations sur l'ensemble des sites potentiels.

De plus, un plan pour la gestion à long terme de l'héritage des mines d'uranium (sites miniers et gestion des résidus) devrait être présenté avant la fin 2008. Par ailleurs, l'exploitation d'un site accueillant les déchets de faible activité à vie longue, parmi lesquels les résidus de graphite issus de la première génération de réacteurs français devrait être opérationnel en 2013. Cependant, à l'ouverture de la procédure de sélection de sites potentiels (par appel à candidature auprès des municipalités dans les zones potentiellement favorable) en juin 2008, l'Andra faisait savoir que le site ne pourrait commencer à fonctionner avant 2018. Et ceci sans prendre en compte les doutes émis par la CNE, dans un rapport publié en juillet 2008, sur la faisabilité de la démonstration de sûreté pour les déchets de graphite.

Table 1. Catégories de déchets radioactifs en France, et état actuel de leur gestion

		VL - Vie longue	VC - Vie courte	Vie très courte
	Période Activité	> 30 ans	≤ 30 ans > 100 jours	≤ 100 jours
HA <i>Haute activité</i>	> 10 ⁸ Bq/g	A l'étude Art. 3 de la loi du 28 juin 2006 1 laboratoire souterrain : Bures		Gestion par décroissance radioactive
MA <i>Moyenne activité</i>	≤ 10 ⁸ Bq/g > 10 ⁵ Bq/g	A l'étude Art. 3 de la loi du 28 juin 2006	Stockage en surface ^(a) 1 centre fermé : Centre de stockage Manche (CSM)	
FA <i>Faible activité</i>	≤ 10 ⁵ Bq/g > 10 ² Bq/g	Étude d'un site dédié en subsurface	1 centre en exploitation : Centre de stockage de l'Aube (CSA)	
TFA <i>Très faible activité</i>	≤ 10 ² Bq/g	Site dédié de stockage en surface 1 site in exploitation : Morvilliers Recyclage limité pour certaines catégories		

Notes : (a) À l'exception de déchets spécifiques, contaminés au tritium par exemple, pour lesquels une gestion spécifique est toujours à l'étude.

GROS PLAN

L'accumulation des matières nucléaires et déchets radioactifs en France

Le programme nucléaire français a produit de grandes quantités de matières nucléaires et de déchets radioactifs. Des solutions définitives n'existent que pour certaines catégories dont l'inventaire radioactif est le moins élevé et/ou la durée de vie plus courte, même si l'on rencontre également des problèmes avec ces déchets-là. Le Centre de Stockage de la Manche (CSM), premier site de stockage pour les déchets de faible et moyenne activité à vie courte, qui a fonctionné de 1969 à 1994, avant que le Centre de Stockage de l'Aube (CSA) ne prenne la relève, a été placé sous surveillance pour une période de 300 ans, bien supérieure à la phase initialement prévue, en raison d'incertitudes quand à la sûreté de sa conception, la spécification et l'état de certains déchets qui s'y trouvent. Par ailleurs, certains déchets de faible activité qui devraient se trouver au CSA sont toujours entreposés ailleurs, en raison d'un mauvais conditionnement, ou d'un conditionnement insuffisant.

L'édition 2006 de l'inventaire national des déchets radioactifs et des matières valorisables de l'Andra fait un état des lieux des déchets nucléaires en France à la fin 2004. L'inventaire présente les volumes de déchets sur la base de leur conditionnement final, réel ou prévu (pour les déchets pas encore produits, ou ceux dont le conditionnement est encore insuffisant)¹. Au total, ce sont près de 890,000 m³ de déchets radioactifs (en conditionnement final primaire) qui ont été produits. Près de 40 %, ou 344,600 m³, sont liés au traitement. Mais ceci ne prend pas en compte des déchets provenant de Marcoule, immergés en 1967 et 1969 et dont l'équivalent en volume final est estimé à 12,000 m³ ou plus.

Environ 64 % du volume de déchets est en stockage définitif, 5 % est entreposé avec un conditionnement primaire, et 31 % avec un conditionnement insuffisant, ou inexistant (voir Figure 1). Bien qu'il existe des solutions pour le stockage des déchets de faible et moyenne activité, qui représentent 85 % du total, près de 25 % sont toujours entreposés sur le site des installations de retraitement, avec un conditionnement insuffisant. Environ 12,6 % de l'inventaire total est toujours entreposé à La Hague, et 21,9 % à Marcoule. Près 25 % du volume des déchets produits à La Hague sont toujours sur le site, 66 % avec un conditionnement non adapté. Près de 50 % du volume des déchets produits à Marcoule sont toujours sur le site, dont 4 % seulement ont été conditionnés de façon appropriée.

Cet inventaire des matières déjà répertoriées comme déchets ne contient aucune "matière valorisable" actuellement stockée, dont le volume est voué à une croissance continue. Sont aussi entreposés à La Hague des combustibles irradiés (uranium faiblement enrichi, uranium du retraitement ré-enrichi et MOX), du plutonium séparé, de l'uranium de retraitement, et des rebuts de MOX. Les deux cœurs de Superphénix, l'un irradié, l'autre frais, toujours sur le site du réacteur, ne sont pas non plus pris en compte dans ces chiffres.

Enfin, l'inventaire contient d'importants volumes de déchets de faible ou très faible activité à vie longue, hérités de l'exploitation de l'uranium sur le territoire français, qui a duré de 1949 à 2001. Avec une production totale de 76000 tonnes d'uranium, cette industrie a accumulé quelques 50 millions de tonnes de résidus de traitement répartis dans 17 sites, et environ 166 millions de tonnes de stériles miniers.

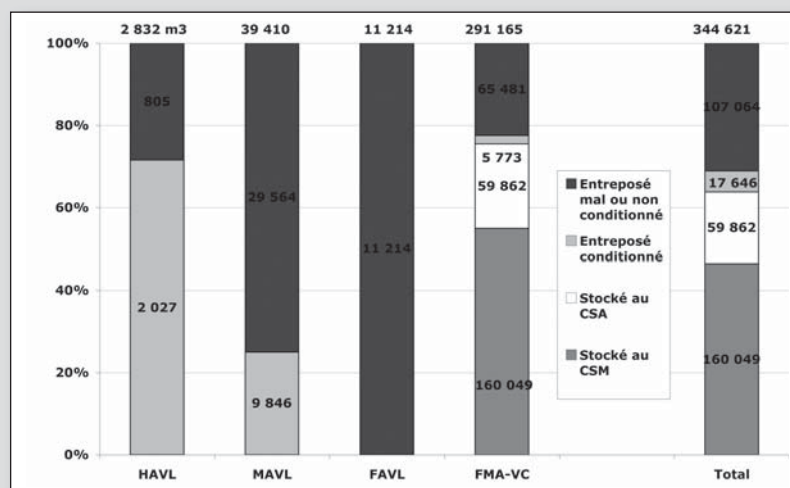


Figure 1. Part de différentes catégories de déchets du retraitement en France, conditionnés, non conditionnés, entreposés ou en stockage définitif (en m³, au 31 décembre 2004). Source : WISE-Paris sur la base de ANDRA (2006).

1 - Il subsiste à ce sujet une certaine incertitude, dans la mesure où certaines techniques de conditionnement concernées restent encore à développer. De plus, la distribution dans les catégories se fonde sur l'hypothèse discutable de l'industrie qu'une grande proportion des déchets qui doivent encore être conditionnés pourront se qualifier comme déchets de faible et moyenne activité à vie courte, et non comme déchets de moyenne activité à vie longue.

GROS PLAN

En marge des déchets, le problème du démantèlement

L'héritage de l'activité nucléaire n'est pas constitué que de déchets : il concerne également la gestion des installations et de leurs sites au terme de leur exploitation. Cette activité ne concerne pour l'instant qu'un nombre relativement limité d'installations, toutes anciennes et très différentes. La réalisation de ces différents démantèlements est conçue par l'industrie nucléaire comme la préparation de la phase majeure du démantèlement qui se présentera lorsqu'il s'agira de démanteler les énormes usines actuellement en exploitation, telles que UP2 et UP3 à La Hague (retraitement) et Eurodif à Tricastin (enrichissement), et surtout l'ensemble des 58 réacteurs d'EDF aujourd'hui en exploitation.

Les difficultés rencontrées sur les démantèlements effectués ou en cours n'incitent pas à l'optimisme. Il n'existe pas d'exemple de démantèlement achevé au stade, théoriquement visé par toute opération de ce type, du « retour à l'herbe », c'est-à-dire la disparition de toute trace de l'installation et le retour du terrain concerné à un usage libre. Les démantèlements les plus aboutis concernent des installations vidées, assainies et transformées en lieux de visite ou témoins de l'histoire de l'industrie nucléaire, tels le bâtiment de la première pile atomique française Zoé, à Fontenay-aux-Roses ou celui du réacteur « Boule » de Chinon A1, réacteur de 70 MWe démarré en 1963, transformé en musée en 1986. Mais ces exemples sont des exceptions.

En ce qui concerne les réacteurs, les réalisations concernent essentiellement les réacteurs de la filière uranium naturel-graphite-gaz, dont le chantier « tête de série » est celui de Bugey-1. Son démantèlement partiel est achevé, ainsi que celui des réacteurs UNGG de Marcoule et de Chinon ; il est en voie d'achèvement à Saint-Laurent. Ces réacteurs ont dans ce cadre été transformés en installations d'entreposage de leur propres déchets. Le traitement des déchets aciers et surtout graphite s'est effectué pour les réacteurs du CEA à Marcoule dans un four de fusion spécialement implanté pour l'occasion. Cette solution n'a pas pu être généralisée. La poursuite du démantèlement des réacteurs UNGG d'EDF, avec l'ouverture des caissons des réacteurs, se heurte en fait aujourd'hui à l'absence de filière de gestion pour les déchets graphites, pour lesquels un stockage définitif reste à mettre en place dans le cadre de la loi de 2006.

Le démantèlement du réacteur de Brennilis, prototype industriel de réacteur à eau lourde mis en service en 1963 et arrêté en 1985, devait être un modèle du genre. L'industrie en avait fait une vitrine du passage d'une phase « recherche et développement » sur les premiers chantiers de déconstruction à une phase « industrielle » du démantèlement démontrant un processus techniquement, économiquement et réglementairement maîtrisé. Le chantier a au contraire accumulé les difficultés. La première phase, consistant à vider l'installation de l'ensemble des matières radioactives accessibles, a commencé après autorisation en décembre 1994. Les premières opérations de démolition ont dû être stoppées, et le processus revu, suite à la découverte que la dureté du béton était plus forte que prévu. Le chantier a ensuite été interrompu par l'autorité de sûreté nucléaire pour une révision complète du zonage fixant l'affectation des déchets issus de différentes parties du bâtiment (déchets très faiblement radioactifs, faiblement radioactifs, etc.). Les inspections ont régulièrement pointé des problèmes de spécification, des non conformités, la présence de déchets fortement corrodés et même, en 2004-2005, une « incohérence totale » dans les données présentées par l'exploitant, EDF, sur la comptabilité des déchets. Les développements récents de ce dossier illustrent également l'aléa réglementaire auquel s'expose un démantèlement mal maîtrisé... Fin 2007, le Conseil d'État a en effet annulé le décret d'autorisation de la mise à l'arrêt définitif du réacteur (décret du 9 février 2006), incluant l'ensemble des dispositions relatives à son démantèlement, au motif d'une insuffisance de l'étude d'impact.

Le démantèlement est d'autant plus complexe que l'obligation d'inclure à la conception une démonstration de la sûreté du démantèlement, aujourd'hui requise pour l'autorisation d'une installation nucléaire de base (INB), n'existait pas lorsque la plupart des installations existantes ont été construites. L'exemple de Superphénix illustre cette difficulté. C'est lorsque la décision d'arrêter définitivement le réacteur a finalement été prise en 1997, après de nombreuses années de problèmes techniques et juridiques, qu'est apparu le fait que les conditions techniques de son démantèlement n'avaient pas été prévues, ou pas suffisamment, lors de sa conception. Ce démantèlement accumule aujourd'hui les difficultés techniques. Il a d'abord fallu réaliser des crayons inertes pour remplacer un par un les crayons combustibles extraits du cœur, afin d'en préserver la géométrie pour éviter la menace d'un effondrement. Mais l'étape la plus délicate se joue aujourd'hui avec la vidange des 4000 tonnes de sodium liquide environ contenus dans le circuit de refroidissement et des 1500 tonnes des réservoirs de réserve. Hautement inflammable et explosif, respectivement au contact de l'air et de l'eau, ce produit est « neutralisé » par un procédé mis au point par le CEA sensé permettre, sur deux lignes de traitement, la vidange de 5 tonnes par jour. Ce rythme ne semble pas atteint aujourd'hui. La vidange des 100 kg du prototype de

surgénérateur Rapsodie, dans le cadre de son démantèlement, a donné lieu à une explosion qui a soulevé une dalle béton de plusieurs dizaines de tonnes et provoqué la mort d'un opérateur. La suite du démantèlement, qui consistera essentiellement dans la déconstruction du bâtiment réacteur, reste à venir. La fin programmée des travaux est pour l'instant envisagée en 2027.

Hormis le difficile démantèlement d'installations de statut mixte entre recherche-développement et fonction industrielle du CEA, pour la plupart anciennes, la France compte peu d'expériences de démantèlements d'usines de la chaîne du combustible. Le seul exemple de grande ampleur est celui de la première usine de retraitement du combustible, UP1 à Marcoule, qui a servi au programme militaire mais aussi à EDF. Un Groupement d'intérêt économique (GIE), Codem, réunissant le CEA, EDF et la Cogema (aujourd'hui Areva) a été constitué en 1996 pour assurer la maîtrise d'ouvrage du programme d'assainissement et de démantèlement de l'usine. Peu d'information existe sur le déroulement des travaux dans une installation qui conserve son statut d'installation secrète, mais les difficultés techniques de reprise des déchets et de décontamination semblent importantes. La fin du démantèlement n'est pas envisagée avant 2040.

L'ensemble de ces opérations pose bien sûr une question de coût. Toutes ont en commun une augmentation systématique des coûts prévisionnels à mesure que le démarrage du chantier approche, et des coûts réels par rapport aux coûts prévisionnels une fois le chantier démarré. La Cour des Comptes a évalué en 2006 à 482 millions d'euros le coût du démantèlement de Brennilis, soit 20 fois plus que ce qu'avaient prévu dans les années soixante les promoteurs de ce réacteur. La même Cour a évalué en 2003 le démantèlement et la gestion des déchets de Superphénix à 2,081 milliards d'euros. Le démantèlement d'UP1 avait déjà coûté 1 milliard d'euros fin 2004, sur un total estimé en 2003 à 6 milliards d'euros.

Au total, la Cour des Comptes a estimé fin 2004 à 65 milliards d'euros (non actualisés) les charges à long terme liées au démantèlement pour les trois principaux opérateurs EDF, le CEA et Areva. De nombreuses incertitudes demeurent toutefois sur le coût des démantèlements en cours et a fortiori des démantèlements futurs, et la France ne s'est engagée qu'en 2006, dans le cadre de la loi sur la gestion des déchets radioactifs, dans la création d'un dispositif spécifique destiné à constituer et sécuriser les provisions nécessaires à ce financement. Une part de l'incertitude sur les coûts réside même, plus fondamentalement, dans l'incertitude sur la stratégie industrielle du démantèlement: plusieurs facteurs jouent un rôle majeur, tels que le délai du démantèlement (immédiat ou différé), l'existence ou non de seuils d'exemption pour les déchets très faiblement radioactifs que le démantèlement produit en grandes quantités (gravats, ferrailles...) et le niveau de « retour à la normale » visé. L'ASN a procédé au premier semestre à une consultation sur un document cadre fixant les grandes orientations de la sûreté du démantèlement – document qui n'existe pas à ce jour dans l'ensemble des textes réglementaires. Alors que le démantèlement prend une importance croissante, entre les difficultés rencontrées sur les chantiers en cours et l'arrêt programmé de nouvelles installations, la doctrine française en la matière n'est pas encore fixée, et les difficultés ne font peut-être que commencer.