



FR0108334

INIS-FR-1062

GESTION DES SITES INDUSTRIELS ET DES TERRITOIRES CONTAMINÉS PAR DES RADIONUCLÉIDES EN FRANCE

André Oudiz, Denys Rousseau

Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire,
BP n° 6, 92265 Fontenay-aux-Roses Cedex, France

La présentation comporte deux parties portant d'une part sur la gestion des sites industriels et sur celle des territoires contaminés d'autre part. Dans une troisième partie, sont considérées les analogies et différences susceptibles d'apparaître dans les modes de gestion des sites industriels et territoires.

A – Les sites industriels radiocontaminés

A-1. Historique

L'existence de sites industriels contaminés par des radionucléides à vie longue tels que le radium est connue en France depuis longtemps et l'assainissement des premiers sites remonte aux années 1960. Au cours des années 1990, un nombre croissant de sites radiocontaminés a été mis en évidence. Ils constituent l'héritage d'activités anciennes utilisant des radioéléments pour leurs propriétés radioactives, telles que les peintures au radium, l'industrie horlogère, la métallurgie de l'uranium. Dans d'autres cas, les radioéléments apparaissent comme des sous-produits des activités, telles que l'industrie des pierres à briquet (broyage et traitement de monazite, production d'oxydes de cérium), ou l'industrie de l'extraction du radium 226.

On y retrouve donc en particulier l'uranium 238, le thorium 232, le radium 226 et leurs descendants. D'autres activités industrielles ou de laboratoire ont conduit aussi à des contaminations des sites par le strontium 90, par le césium 137, par le tritium et le carbone 14 notamment.

A-2. La politique existant jusqu'à une époque récente

Les pouvoirs publics ont répondu aux besoins des opérateurs chargés de l'assainissement des sites en fixant, à partir du milieu des années 1990, des objectifs opérationnels de décontamination des sols et des bâtiments définis au cas par cas. Ainsi par exemple, pour certains sites contaminés par le radium 226, les seuils de décontamination étaient les suivants [1] :

- A l'extérieur des bâtiments, les valeurs pour les points chauds sont 5 Bq/g de terre et 1 μ Gy par heure,
- A l'intérieur des locaux, les valeurs sont 1 Bq/g de matière et 0,2 μ Gy par heure,
- Pour toute surface soumise à une contamination non fixée, la valeur est 1 Bq/cm³ de matière prélevée (prélèvement de 10 cm sur 10 cm sur 0,1 mm).

Ces valeurs reposent sur des hypothèses de séjour à l'extérieur et à l'intérieur de l'ordre de 1000 heures par an et 5000 heures par an respectivement. Elles ont été calculées sur une hypothèse, restée implicite, de non dépassement, sauf cas exceptionnel (personne demeurant en permanence à proximité immédiate des points chauds) d'une dose équivalente de l'ordre de quelques dixièmes de mSv par an. La seule voie d'atteinte considérée est l'exposition externe. Ces valeurs ont été effectivement appliquées pour la réhabilitation de certains sites.

Il existe des valeurs analogues pour le thorium 232 et pour le césium 137, fondées sur les mêmes hypothèses.

On notera que toutes ces valeurs étaient applicables à tout usage présent ou futur des sites.

A-3. L'évolution récente de la politique

Les pouvoirs publics ont souhaité disposer d'un guide méthodologique concernant les sites industriels radiocontaminés et ont confié ce travail à l'Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire (IPSN). Afin de disposer d'un cadre méthodologique cohérent applicable à l'ensemble des sites contaminés, ils ont demandé que le nouveau guide reprenne dans la mesure du possible la démarche élaborée pour les sites contaminés par des substances chimiques. Le guide, publié en 2001, est accessible sur le réseau Internet (<http://www.ipsn.fr/>).

Les sites considérés sont, par définition, ceux dont le sol ou les bâtiments ont été contaminés par une activité impliquant des substances radioactives, que celle-ci soit ou ait été exercée sur les sites en question ou au voisinage de ceux-ci.

Sont exclus du champ du guide les contaminations qui résultent du fonctionnement d'installations nucléaires en cours d'exploitation ou de démantèlement (installations nucléaires de base [INB] ou installations classées pour la protection de l'environnement [ICPE] incluses dans le périmètre d'une INB), ainsi que le réaménagement des stockages de résidus de traitement de minerais d'uranium et les stockages de déchets autorisés au titre des rubriques 167, 322 ou 2799 de la nomenclature des ICPE.

A-4. Présentation de la démarche de gestion

A-4.1. Une démarche graduée

Le guide présente une démarche comportant plusieurs étapes, qu'il ne sera pas toujours nécessaire de franchir jusqu'à la dernière. Parfois aussi, il sera opportun de sauter certaines étapes, inutiles dans le contexte spécifique étudié. Il distingue en particulier les sols et les bâtiments contaminés pour lesquels la démarche s'applique différemment. Dans un cas comme dans l'autre, l'effort d'évaluation, parfois très coûteux et de longue durée, doit tenir compte des caractéristiques de la situation rencontrée.

Même lorsque l'ensemble des étapes s'avère indispensable, l'effort consacré à chacune d'elles devra être proportionné aux enjeux d'ordre radiologique et tenir compte du contexte économique, social et culturel propre au site considéré.

D'autre part, les parties prenantes concernées ne seront pas toujours les mêmes selon les étapes et selon le contexte local. Il conviendra d'en tenir compte lors de l'organisation de la concertation prévue à chaque étape.

Elle repose sur le calcul de l'impact dosimétrique associé à divers scénarios d'usage du site et de ses bâtiments, à partir des résultats de mesure de la radioactivité dans les sols et les bâtiments du site. Afin de faciliter le calcul, des scénarios génériques (résidence, école primaire, bureaux, activité de maraîcher, parking) ont été élaborés puis évalués à l'aide d'un modèle de calcul fournissant la dose efficace individuelle (en mSv/an) associée à une contamination du sol exprimée en activité massique unitaire (1 Bq/g de terre), pour les radionucléides susceptibles d'être rencontrés dans les sites contaminés. Les scénarios génériques sont caractérisés par des hypothèses simples majorant par prudence l'impact dosimétrique.

L'ESR permet aux parties prenantes de distinguer deux types de sites :

- les sites qui peuvent être réutilisés pour un usage peu « sensible » (parking par exemple) sans qu'il soit indispensable de recourir à des techniques d'assainissement. Une servitude sur le changement d'usage ultérieur devra alors être mise en place. Le cas échéant, une surveillance périodique de l'évolution de la contamination du site et de ses environs devra être assurée. Les parties prenantes pourront le cas échéant décider de réduire les doses si les moyens de réhabilitation disponibles permettent de le faire pour un coût économiquement acceptable,
- les sites pour lesquels les parties prenantes seront conduites à procéder à une évaluation détaillée des risques avant de prendre toute décision. Pour les " petits " sites, les parties prenantes pourront le cas échéant faire procéder à l'enlèvement des terres, si cela permet de réduire les doses nettement en dessous du niveau de sélection, lorsque cela est possible sans difficultés particulières au plan administratif et financier. Après assainissement, le site pourra être utilisé sans servitude.

L'évaluation détaillée des risques (EDR) concerne exclusivement les sols, car l'assainissement éventuel des bâtiments a été effectué lors des étapes antérieures. Elle consiste tout d'abord en un échantillonnage approfondi du site, en mettant l'accent sur la cartographie en profondeur, qui était volontairement succincte lors de l'étape de diagnostic initial. L'EDR repose aussi sur la mise en évidence des caractéristiques hydrogéologiques du site et de son environnement.

L'impact radiologique est appréhendé à l'aide de plusieurs indicateurs, selon la situation spécifique étudiée :

- la dose individuelle au groupe dit « de référence » (le plus exposé) et l'effectif concerné,
- la dose moyenne sur le site et l'effectif concerné,
- la dose moyenne dans les zones contaminées aux alentours du site et l'effectif concerné,
- l'activité massique dans les sols, les produits agricoles et forestiers consommables, la viande d'animaux d'élevage, le lait, etc.

L'EDR permet d'affiner les hypothèses et de choisir des données réalistes pour l'usage souhaité. Elle contribue donc à réduire les marges adoptées dans le cadre de l'ESR, et conduit parfois les parties prenantes à conclure, en cas d'usage peu « sensible », que le site est utilisable sans réhabilitation, avec une servitude éventuelle sur le changement d'usage ultérieur et une surveillance périodique de l'évolution de la contamination du site et de ses environs. Si tel n'est pas le cas, il faut passer à l'étape d'aide au choix de la stratégie de réhabilitation.

L'aide au choix de la stratégie de réhabilitation pour un usage donné.

L'aide au choix s'effectue en référence au principe d'optimisation de la protection radiologique. L'optimisation consiste à comparer diverses stratégies, en regard d'un certain nombre de critères (dosimétriques, économiques, etc.), afin de mettre en évidence la solution la plus adaptée, eu égard à ces critères.

La stratégie de réhabilitation dépend de l'usage considéré du site. Un changement d'usage peut parfois faciliter un assainissement, voire en supprimer le besoin. Dans la plupart des cas cependant, le recours à des techniques d'assainissement doit être envisagé. Il faut donc recenser les techniques disponibles (enlèvement des terres, confinement in situ, pose d'écrans, etc.). Il convient ensuite de combiner ces techniques et les filières d'entreposage ou de stockage des déchets éventuels, en vue de définir les stratégies de réhabilitation envisageables. Ces dernières doivent alors être décrites selon divers points de vue : la réduction de l'impact radiologique (doses évitées, contaminations évitées, doses au personnel d'intervention), les coûts, les nuisances associées, la durée de vie des techniques de réhabilitation, la réversibilité des techniques, les besoins de surveillance institutionnelle et d'entretien du site.

La comparaison des stratégies nécessite une présentation synthétique des caractéristiques précédentes, dans laquelle les incertitudes de l'évaluation sont identifiées clairement.

Deux situations doivent être distinguées :

- 1) La réhabilitation s'inscrit dans le contexte du maintien de l'usage actuel du site. Dans ce cas, il faut concilier la préoccupation de protection radiologique des populations concernées avec la nécessité de préserver autant que possible le site soumis à réhabilitation. L'ampleur de la réhabilitation nécessaire sera appréciée au cas par cas par les pouvoirs publics, en relation étroite avec les propriétaires ou occupants concernés, compte tenu de la dose individuelle reçue en moyenne par les personnes les plus exposées (groupe de référence), après la réhabilitation.
- 2) La réhabilitation s'inscrit dans le contexte d'un changement d'usage du site. Dans ce cas, la dose reçue par les futurs occupants du site après la réhabilitation ne devrait pas dépasser une valeur maximale imposée par les pouvoirs publics (pour fixer les idées, cette valeur pourrait être 1 mSv/an).

Comment définir les besoins de réhabilitation ? Faut-il vraiment s'engager dans une réhabilitation et dans ce cas, jusqu'où la pousser ? La réponse à cette question renvoie à des considérations relatives à la gestion des risques.

A-5. Gestion des risques et implication des parties prenantes

La gestion des sites industriels contaminés présente souvent une certaine complexité, notamment parce qu'ils sont de grande taille et que l'assainissement apparaît difficile et coûteux. La gestion de ces sites "complexes" est gouvernée par de nombreuses considérations, parmi lesquelles le risque radiologique joue certes un rôle important, mais pas obligatoirement central. La solution de réhabilitation préférée par les parties prenantes résulte alors d'un compromis où interviennent divers facteurs selon le contexte spécifique

considéré. Mais la prise en compte de ces facteurs ne peut se faire de façon crédible sans l'implication des parties prenantes dans un processus de concertation adapté.

Que la recherche de la stratégie de réhabilitation appropriée s'accompagne ou non d'une discussion sur le choix de l'usage du site, il convient de la mener dans le cadre d'une concertation approfondie impliquant l'ensemble des parties prenantes. L'ampleur de la concertation dépendra bien entendu du contexte. La concertation a pour objet de passer en revue et discuter plusieurs stratégies afin de parvenir à un compromis présentant un caractère "raisonnable" aux yeux des partenaires. Le processus de concertation vise à sélectionner la stratégie présentant dans la mesure du possible les caractéristiques suivantes :

- la stratégie assure une protection sanitaire jugée acceptable aussi bien par les populations directement concernées que par les pouvoirs publics,
- la stratégie et l'usage du site retenu tiennent compte des préférences des populations locales en termes de développement économique et social et intègrent les spécificités culturelles de la communauté concernée,
- la stratégie doit être compatible avec une allocation efficace des ressources financières de la collectivité nationale, lorsque celles-ci sont mobilisées (cas des sites dont les responsables sont défaillants par exemple),
- les contraintes et servitudes éventuelles attachées à la stratégie et à l'usage convenus sont acceptées par les populations locales au regard des perspectives ouvertes,
- les nuisances causées par la phase de mise en œuvre de la stratégie sont jugées acceptables par les populations concernées.

A-6. Conclusion

Compte tenu du coût et de la durée des études que suppose la mise en œuvre de la démarche, il convient d'insister sur la nécessité d'adapter celle-ci au contexte spécifique considéré, dans un souci d'efficacité. Il ne sera pas toujours nécessaire de procéder à l'ensemble de la démarche d'évaluation.

Lorsque l'évaluation détaillée des risques s'avère nécessaire, il peut être utile de découper le site en plusieurs secteurs lorsque celui-ci est de grande taille et présente une contamination très hétérogène. Le découpage pourra s'effectuer notamment en fonction des techniques de réhabilitation qu'il conviendrait d'appliquer aux différents secteurs.

La recherche de la stratégie adaptée suppose l'identification de plusieurs variantes qui doivent être caractérisées sous divers aspects : réduction de l'impact radiologique, coût, réversibilité, durée de vie des techniques de réhabilitation, besoins de surveillance institutionnelle et d'entretien du site, etc. Que cette recherche s'accompagne ou non d'une discussion sur le choix de l'usage du site, il convient de procéder à une concertation impliquant l'ensemble des parties prenantes. L'ampleur de la concertation dépendra bien entendu du contexte. Durant cette concertation, il appartiendra aux experts de mettre en évidence les des hypothèses nécessaires aux calculs, les analyses montrant la sensibilité des résultats selon les hypothèses adoptées et les incertitudes affectant les résultats.

De façon générale, il faut garder à l'esprit le fait que la gestion d'un site contaminé est un processus souvent long, qui peut s'étendre sur plusieurs années entre le moment où la contamination est mise en évidence et celui où la réhabilitation s'achève.

B – Les territoires contaminés suite à un accident nucléaire ou radiologique

B-1. Historique

Ce n'est guère que depuis l'accident de Tchernobyl que décideurs et experts se préoccupent en France des problèmes soulevés par la gestion des territoires contaminés par des rejets radioactifs émis de façon accidentelle par une installation nucléaire. De façon plus précise, c'est sans doute de la disparition de l'ancienne URSS que datent les premières actions concrètes dans ce domaine. En effet, à partir de cette date, il a été possible d'établir des contacts scientifiques avec des pays ayant, malheureusement, l'expérience de telles situations et donc d'acquérir une expérience concrète.

Dans ce type de situation, les surfaces des territoires concernés peuvent atteindre plusieurs centaines de kilomètres, voire quelques milliers de kilomètres carrés, sans pour autant que les dommages sanitaires puissent se mesurer.

Jusqu'à aujourd'hui, les dispositions réglementaires opérationnelles permettant de faire face à ces situations sont encore largement insuffisantes. C'est donc plutôt le point de vue de l'IPSN, un point de vue d'expert, qui est exposé dans la suite de ce chapitre.

B-2. Sources

Quatre sources principales sont disponibles pour identifier les enjeux de la gestion post-accidentelle :

- Une première réflexion interministérielle a commencé en mars 1986, à l'initiative du Secrétaire Général du CISN et du Directeur de la Sécurité Civile. Elle a conduit à l'établissement d'un projet de Plan d'Actions Post-Accidentel en 1990. En liaison avec ce travail, et en collaboration avec la Fédération Nationale des Syndicats d'Exploitants Agricoles (FNSEA) et le Centre National Interprofessionnel de l'Economie Laitière (CNIEL), l'IPSN a diffusé en 1990 un document intitulé : « Agriculture, environnement et nucléaire : comment réagir en cas d'accident ? ». Cette activité interministérielle de la fin des années 1980 a subi un fort ralentissement jusqu'en 1996.
- Une deuxième source de retour d'expérience provient de la collaboration initiée en 1990 entre l'IBRAE (Fédération de Russie) et l'IPSN sur le thème du post-accidentel, avec, en particulier, la réalisation d'exercices en commun (Saint-Petersbourg en juin 1993, Kola en juin 1995). Les deux organisations ont aussi développé en commun le scénario de l'exercice Becquerel joué autour du site de Saclay en octobre 1996. Tous ces exercices traitaient de la gestion de territoires contaminés et furent construits sur des données provenant de situations réelles de la Fédération de Russie.
- Une troisième source est constituée par l'exercice Becquerel lui-même. Le choix du post-accidentel comme thème de l'exercice a permis de relancer une réflexion interministérielle qui continue aujourd'hui.

- Une quatrième et dernière source doit être citée ici, bien que l'IPSN, qui contribue au financement de ce programme, n'en soit pas un acteur direct : le programme ETHOS, réalisé conjointement par le CEPN, la société MUTADIS, l'Université Technologique de Compiègne et l'Institut National d'Agronomie de Paris Grignon, qui traite d'une situation concrète en Biélorussie à la suite de l'accident de Tchernobyl, dans une optique plus sociologique et donc plus globale que simplement radiologique.

B-3. Eléments de doctrine d'intervention

En termes généraux, plusieurs principes ou éléments de doctrine se dégagent :

1. L'objectif des actions post-accidentelles, souvent appelé « retour à la normale », n'est pas le retour à l'état antérieur. Il s'agit plutôt de définir et d'atteindre un état acceptable par la population.
2. Les situations envisagées ici supposent à priori la présence accidentelle de radioactivité dans l'environnement. La réduction de cette radioactivité et des doses qu'elle induit pour les populations n'est qu'une partie du problème posé. Elle ne peut être entreprise que si le bénéfice radiologique qu'elle apporte n'est pas annulé par d'autres conséquences négatives provenant de la mise en oeuvre des mesures de réhabilitation.
3. Si les pouvoirs publics peuvent s'attendre à ce que les populations suivent à peu près les consignes de protection qu'ils décident pendant la phase d'urgence à des fins de protection, il n'en est pas de même pendant la phase post-accidentelle. Au contraire, la population impliquée devra assurer sa part dans les décisions prises de façon à renforcer les possibilités d'arriver à une solution acceptable et acceptée. En outre, la crédibilité des pouvoirs publics et des experts sera vraisemblablement fortement entamée. Le dialogue experts/décideurs s'en trouvera d'autant modifié.

Des acquis plus techniques existent qui dépendent du champ plus précis des différentes études entreprises après l'exercice Becquerel :

- a. concernant le volet sanitaire d'une politique d'actions post-accidentelles, un cadre technique a été défini et des recommandations établies. Il s'avère nécessaire de procéder au recensement exhaustif des personnes impliquées. Un tel recensement permet de rassembler les données nécessaires à leur suivi épidémiologique. Ce suivi devra sans doute être entrepris même s'il a ses propres limites de sensibilité. Il permettra aussi de déterminer l'efficacité dosimétrique des mesures de protection éventuellement décidées et mises en oeuvre, y compris celles de la phase d'urgence. Le choix du critère de dose quantitatif qui permettra de décider de « l'implication » ou non des personnes dans l'accident sera crucial et dépendra vraisemblablement de l'ampleur de celui-ci. Tout ce travail implique que pendant la phase d'urgence, les intervenants aient le souci constant de la saisie d'informations et de leur mémorisation. Il faut noter que la gestion sanitaire des intervenants est une question en soi, étant entendu qu'en situation post-accidentelle, populations et intervenants peuvent être souvent les mêmes personnes.
- b. concernant le volet environnemental, il apparaît que les rejets d'un accident n'ont que très peu de chances d'être conformes aux pronostics faits avant qu'ils ne débutent. La

ST7 - Gestion des sites industriels et des territoires contaminés par des radionucléides en France

mise en place d'une stratégie d'ensemble de caractérisation de l'état radiologique de l'environnement est donc fondamentale. Elle seule peut garantir que toutes les chances sont mises du bon côté pour aboutir à des décisions pertinentes et adaptées. L'acquisition, la circulation et le traitement des mesures sont des fonctions qui sont aujourd'hui organisées et testées lors d'exercices. Enfin, la disponibilité de modèles qualifiés permettant de déterminer l'évolution de la contamination dans l'environnement et son impact sanitaire est indispensable ; ASTRAL est un exemple de tels modèles, qui a un besoin très important de données locales pour assurer sa fonction.

- c. qui dit situation post-accidentelle dit préjudices d'origine radiologique subis par les personnes et l'environnement : l'exercice Becquerel a permis de tenter les premières transpositions au plan opérationnel des dispositions juridiques et réglementaires traitant de la responsabilité civile nucléaire. Deux phases sont à distinguer : une phase dite d'urgence pendant laquelle sont distribuées des ressources financières de première urgence destinées à faire face aux besoins immédiats créés par l'accident et une phase différée à mettre en oeuvre après évaluation précise de l'ensemble des préjudices subis. Le recensement des personnes impliquées sera aussi utilisé dans ce but. Les montants disponibles (jusqu'à 600 millions de francs à la charge de l'exploitant, de 600 millions de francs à 1200 millions de francs à la charge de l'état et de 1200 millions de francs à 2500 millions de francs par conventions internationales) pour l'indemnisation sont souvent jugés faibles. Leur distribution met en oeuvre des conventions internationales (Paris, Bruxelles, Vienne) ainsi que des outils juridiques plus récents en cours de développement. Cet ensemble de textes devient donc de plus en plus complexe, ce qui n'est pas forcément compatible avec leur objectif principal qui est de relever les montants disponibles et d'élargir le cercle des pays potentiellement bénéficiaires.
- d. les trois volets sanitaire, environnement et compensation ne sont bien sûr pas traités indépendamment. Leur coordination se fera par la définition et la mise en oeuvre d'une véritable stratégie de réhabilitation de l'environnement contaminé. Très centrée sur la réalité du cas traité, utilisant les différentes techniques de décontamination disponibles, cette stratégie aura pour objectif de restituer un cadre de vie acceptable et accepté. Elle sera très contrainte par le volume de déchets issus des mesures techniques de restauration.
- La définition de la surface impliquée ou « marquée », par les rejets se heurte à un ensemble de contraintes techniques et de règlements existants pas toujours cohérents :
- Possibilités de détecter des produits radioactifs/faisabilité des mesures (influence du bruit de fond, sélection de certains isotopes parmi un ensemble ...)
 - Normes européennes de commercialisation des produits alimentaires souvent comprises, à tort, comme des normes sanitaires de consommation.
 - Limite de dose pour les personnes du public de 1mSv, valable uniquement pour les conditions normales de fonctionnement (Directive Euratom 96/29), elle aussi souvent comprise à tort comme une limite de danger en situation post-accidentelle.
 - Démarche d'optimisation. Demandée par la Directive Euratom 96/29, une telle démarche se heurte aujourd'hui à des obstacles conceptuels : comment faire ? Quels mécanismes faut-il mettre en oeuvre ? Vraisemblablement une approche technico-économique de différentes stratégies sera à conduire.

e. dans un tel contexte, les pouvoirs publics poursuivent deux objectifs majeurs pour préparer leur organisation :

- Mettre en oeuvre une politique d'information
- Créer, essentiellement au niveau local autour du Préfet, une structure décisionnelle qui associe intimement les populations à la définition et à l'action des pouvoirs publics. Les experts pourront alors apporter utilement leur contribution à l'ensemble des différents volets décrits ci-dessus. Un travail de préparation avec une préfecture et un site intéressés pourrait être envisagé, dont l'objectif serait l'étude des conditions de création et mise en oeuvre d'une telle structure décisionnelle locale crédible.

L'exercice Becquerel a montré, tant par les données de l'accident simulé que par la réaction des différents acteurs dans leur domaine de compétence, que le problème de la gestion des territoires contaminés se posait de façon aiguë et complexe même si les rejets radioactifs étaient de faible ampleur, au sens où leur impact sanitaire était limité, c'est à dire inférieur aux niveaux d'intervention d'urgence (100mSv dose à la thyroïde pour l'absorption d'iode stable, 10mSv en dose efficace pour la mise à l'abri et 50mSv en dose efficace pour l'évacuation).

Au moment de cet exercice, les aspects internationaux n'ont pas été traités par choix délibéré. Il n'en reste pas moins qu'à l'époque où la libre circulation des hommes et des marchandises est largement la règle, le « marquage » par la radioactivité est une entrave majeure à cette liberté et doit être traité comme tel. Du niveau international, viendra donc une grande partie des questions et des contraintes. A cet effet, le programme d'exercices internationaux INEX se déroule sous les auspices de l'OCDE depuis 1996 (4 exercices réalisés à ce jour). Le prochain exercice de ce programme sera joué autour d'un accident simulé à la centrale de Gravelines le 22 mai 2001 dont la coordination internationale est assurée par six organisations gouvernementales internationales : OCDE, AIEA, OMS, OMM, OCHA et la Commission Européenne. Les mécanismes de concertation technique mis en place pour la préparation et la réalisation de cet exercice devraient permettre dans le futur des avancées significatives dans la définition de l'organisation et des pratiques à mettre en oeuvre pour traiter les aspects internationaux de telles situations. Notamment, des progrès pourraient être faits sur les conditions concrètes de l'intervention de la Commission Européenne et sur les mécanismes d'expertise qu'elle serait amenée à mettre en oeuvre pour faire face à ses propres responsabilités dans le domaine des produits alimentaires. Les mécanismes internationaux mis en jeu pour la compensation des préjudices seront aussi explorés à l'occasion d'un atelier organisé par l'OCDE/AEN à la fin de 2001.

C – Comparaison des modes de gestion

Les similitudes de principe qui apparaissent sont :

- Nécessité d'une caractérisation radiologique des sites préalable à toute décision d'intervention.
- Nécessité d'une concertation avec les acteurs ou les parties prenantes impliquées (souvent les populations elles-mêmes) dans les mécanismes de prise de décision.

- Mise en œuvre du principe d'optimisation pour définir les critères radiologiques quantitatifs permettant de guider les opérations de réhabilitation.
- Recherche de compromis entre les acteurs concernés, qui permet d'intégrer dans les décisions d'autres facteurs que les considérations d'ordre radiologique.

Les éléments qui tempèrent la tentation d'une transposition directe aux territoires contaminés de la démarche intervention propre aux sites industriels sont :

- Quel que soit leur impact radiologique réel, les situations post-accidentelles sont susceptibles d'avoir d'importantes répercussions d'ordre psycho-sociologique et économique.
- L'étendue des territoires contaminés, voire simplement « marqués » : d'un côté, on parle de quelques hectares, de l'autre de plusieurs centaines de km² (voire quelques milliers). Le volume de déchets produits par l'intervention devient alors un critère de décision très contraignant.
- In fine, le coût économique global de l'intervention et de la compensation associée. D'un côté, on peut citer un ordre de grandeur se situant autour de quelques millions d'Euros. De l'autre, on se contentera de citer le coût de l'indemnisation mise en œuvre suite à l'accident de Tokai Mura, soit 130 millions d'Euros, alors que le dommage radiologique résiduel s'est révélé inexistant après quelques jours.

La comparaison des démarches d'intervention dans les deux types de situations montre certes des similitudes de principe. Cependant, la connaissance incertaine des enjeux autour des situations post-accidentelles ne permet pas de conclure quant à l'unicité de la doctrine d'intervention. Trop de facteurs sont insuffisamment connus pour qu'il soit possible d'envisager une transposition simple.