OCDE

Tchernobyl : Évaluation des incidences radiologiques et sanitaires

Mise à jour 2002 de
Tchernobyl : Dix ans déjà

AEN
NEA

AGENCE • POUR • L'ÉNERGIE • NUCLÉAIRE

Protection radiologique

TCHERNOBYL

Évaluation de l'impact radiologique et sanitaire

Mise à jour 2002 de
Tchernobyl : Dix ans déjà

AGENCE POUR L'ÉNERGIE NUCLÉAIRE
ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

En vertu de l'article 1er de la Convention signée le 14 décembre 1960, à Paris, et entrée en vigueur le 30 septembre 1961, l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) a pour objectif de promouvoir des politiques visant :

- à réaliser la plus forte expansion de l'économie et de l'emploi et une progression du niveau de vie dans les pays Membres, tout en maintenant la stabilité financière, et à contribuer ainsi au développement de l'économie mondiale ;
- à contribuer à une saine expansion économique dans les pays Membres, ainsi que les pays non membres, en voie de développement économique ;
- à contribuer à l'expansion du commerce mondial sur une base multilatérale et non discriminatoire conformément aux obligations internationales.

Les pays Membres originaires de l'OCDE sont : l'Allemagne, l'Autriche, la Belgique, le Canada, le Danemark, l'Espagne, les États-Unis, la France, la Grèce, l'Irlande, l'Islande, l'Italie, le Luxembourg, la Norvège, les Pays-Bas, le Portugal, le Royaume-Uni, la Suède, la Suisse et la Turquie. Les pays suivants sont ultérieurement devenus Membres par adhésion aux dates indiquées ci-après : le Japon (28 avril 1964), la Finlande (28 janvier 1969), l'Australie (7 juin 1971), la Nouvelle-Zélande (29 mai 1973), le Mexique (18 mai 1994), la République tchèque (21 décembre 1995), la Hongrie (7 mai 1996), la Pologne (22 novembre 1996), la Corée (12 décembre 1996) et la République slovaque (14 décembre 2000). La Commission des Communautés européennes participe aux travaux de l'OCDE (article 13 de la Convention de l'OCDE).

L'AGENCE DE L'OCDE POUR L'ÉNERGIE NUCLÉAIRE

L'Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire (AEN) a été créée le 1er février 1958 sous le nom d'Agence européenne pour l'énergie nucléaire de l'OECE. Elle a pris sa dénomination actuelle le 20 avril 1972, lorsque le Japon est devenu son premier pays Membre de plein exercice non européen. L'Agence compte actuellement 28 pays Membres de l'OCDE : l'Allemagne, l'Australie, l'Autriche, la Belgique, le Canada, le Danemark, l'Espagne, les États-Unis, la Finlande, la France, la Grèce, la Hongrie, l'Irlande, l'Islande, l'Italie, le Japon, le Luxembourg, le Mexique, la Norvège, les Pays-Bas, le Portugal, la République de Corée, la République slovaque, la République tchèque, le Royaume-Uni, la Suède, la Suisse et la Turquie. La Commission des Communautés européennes participe également à ses travaux.

La mission de l'AEN est :

- d'aider ses pays Membres à maintenir et à approfondir, par l'intermédiaire de la coopération internationale, les bases scientifiques, technologiques et juridiques indispensables à une utilisation sûre, respectueuse de l'environnement et économique de l'énergie nucléaire à des fins pacifiques ; et
- de fournir des évaluations faisant autorité et de dégager des convergences de vues sur des questions importantes qui serviront aux gouvernements à définir leur politique nucléaire, et contribueront aux analyses plus générales des politiques réalisées par l'OCDE concernant des aspects tels que l'énergie et le développement durable.

Les domaines de compétence de l'AEN comprennent la sûreté nucléaire et le régime des autorisations, la gestion des déchets radioactifs, la radioprotection, les sciences nucléaires, les aspects économiques et technologiques du cycle du combustible, le droit et la responsabilité nucléaires et l'information du public. La Banque de données de l'AEN procure aux pays participants des services scientifiques concernant les données nucléaires et les programmes de calcul.

Pour ces activités, ainsi que pour d'autres travaux connexes, l'AEN collabore étroitement avec l'Agence internationale de l'énergie atomique à Vienne, avec laquelle un Accord de coopération est en vigueur, ainsi qu'avec d'autres organisations internationales opérant dans le domaine de l'énergie nucléaire.

© OCDE 2002

Les permissions de reproduction partielle à usage non commercial ou destinée à une formation doivent être adressées au Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC), 20, rue des Grands-Augustins, 75006 Paris, France. Tél. (33-1) 44 07 47 70. Fax (33-1) 46 34 67 19, pour tous les pays à l'exception des États-Unis. Aux États-Unis, l'autorisation doit être obtenue du Copyright Clearance Center, Service Client, (508)750-8400, 222 Rosewood Drive, Danvers, MA 01923 USA, ou CCC Online : http://www.copyright.com/. Toute autre demande d'autorisation ou de traduction totale ou partielle de cette publication doit être adressée aux Éditions de l'OCDE, 2, rue André-Pascal, 75775 Paris Cedex 16, France.

AVANT-PROPOS

Plusieurs années après l'accident survenu à la centrale de Three Mile Island aux États-Unis, l'accident de Tchernobyl en 1986 a entièrement modifié la façon dont le public perçoit les risques nucléaires. Alors que le premier accident avait incité à élaborer de nouveaux programmes de recherche sur la sûreté nucléaire, le second avec son lourd tribut en vies humaines et la dispersion d'une grande partie du cœur du réacteur dans l'environnement, a soulevé de nombreux problèmes de « gestion », liés non seulement au traitement des personnes gravement exposées, mais aussi aux décisions qui ont dû être prises concernant la population. Manifestement, les autorités nationales de l'Union soviétique, mais plus généralement les autorités de beaucoup d'autres pays affectés, n'étaient pas prêtes à gérer un accident dont les conséquences ne se limitaient pas à leur territoire.

Le mode de gestion de cet accident et le manque d'informations ont suscité, dans l'esprit du public, un sentiment de méfiance qui a été renforcé par le fait, d'une part, que les rayonnements ne peuvent être perçus par les êtres humains, bien qu'ils soient facilement décelables au moyen de détecteurs électroniques, même à un très faible niveau. La perspective d'une contamination des denrées alimentaires, aggravée par des recommandations ambiguës, voire contradictoires, des autorités nationales, a donné lieu à diverses réactions, parfois excessives, dans la gestion des conséquences de l'accident dans plusieurs pays européens. Dans le pays même de l'accident, où les conditions politiques, sociales et économiques se dégradaient, le parallèle qui a été établi entre le régime soviétique et les activités nucléaires a aussi contribué à susciter des sentiments de méfiance à l'égard des pouvoirs publics.

Plus de seize ans après sa survenue, l'accident de Tchernobyl demeure une source de préoccupation sérieuse pour le public malgré la quantité considérable d'informations diffusées par les autorités nationales et de grandes organisations internationales, la multitude de communications scientifiques parues dans la presse spécialisée et les très nombreux colloques consacrés à cet accident. Les mêmes questions continuent à être posées, cependant que le grand public, les médias et parfois les hommes politiques en cause éprouvent toujours

autant de difficultés à comprendre les informations fournies par la communauté scientifique.

L'opinion publique dans l'ex-Union soviétique et dans de nombreux autres pays touchés par l'accident reste convaincue que certains cancers, comme ceux de la thyroïde, ne peuvent s'expliquer que par l'accident de Tchernobyl. Cette opinion est partiellement étayée par les statistiques montrant que la fréquence de ces cancers a augmenté dans les pays européens. Bien que cette augmentation ne puisse être attribuée à l'accident car elle a débuté et a été enregistrée bien avant qu'il ne survienne, les médecins ont encore des difficultés à rassurer les patients à cet égard. Étant donné que l'augmentation du nombre des cancers de la thyroïde chez l'enfant qui a été constatée principalement en Belarus, a commencé à poindre au début des années 1990, beaucoup d'experts ont été surpris par cette apparition « précoce » du cancer de la thyroïde et par sa distribution géographique à l'intérieur des territoires affectés. Cette situation a encore accru le scepticisme du public à l'égard de la communauté scientifique.

Les médias ont parfois diffusé des images de difformités affectant des êtres humains et des animaux sans s'interroger sur la relation qu'elles pouvaient avoir avec l'accident et le public, frappé par ces images, a pu ainsi, faute d'un éclairage contradictoire, en imputer la responsabilité à Tchernobyl. Dans ce cas également, l'accident a donné lieu à de nombreuses études montrant que ces difformités et maladies ne sont pas liées à l'exposition aux rayonnements. Toutefois, ces conclusions n'ont pas été effectivement transmises aux décideurs ou au public. Par contre, aucune contamination catastrophique du Dniepr, et sa propagation à la Méditerranée, ne s'est produite comme beaucoup le craignaient. Le coefficient de rétention des radionucléides dans le sol a été élevé et toute contamination résiduelle observée se situe largement en deçà des prévisions initiales. Mieux vaut qu'il en soit ainsi.

Dans ce contexte d'inquiétude de la société civile, l'AEN a constaté que le document de loin le plus consulté sur son site web est celui concernant l'impact de l'accident de Tchernobyl qui a été rédigé en 1996. C'est la raison pour laquelle, compte tenu des informations plus récentes dont on dispose actuellement, notamment le nouveau rapport du Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) publié en 2000, le moment était venu de mettre à jour le rapport intitulé *Tchernobyl : Dix ans déjà*. Plusieurs données numériques ont été modifiées à la suite des nombreuses études, de plus en plus détaillées, effectuées ces dernières années. La liste des références bibliographiques a également été actualisée ; elle s'est allongée de 25 pour cent par rapport à la précédente édition. En outre, l'AEN a souhaité également aborder les questions soulevées par plusieurs rapports qui

ont été diffusés à l'occasion du dixième anniversaire de l'accident ou aussitôt après. Parmi ces rapports figurent celui de l'UNSCEAR et celui établi par l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) sur l'état de l'environnement qui ont, dans une large mesure, servi de modèle au présent rapport.

Ce rapport fait le point des connaissances acquises depuis l'accident, qui ont évolué de façon progressive. La contamination de l'environnement, qui semblait régresser relativement rapidement, a atteint un équilibre écologique et, dans certains secteurs délimités, s'est même accrue en raison d'une reconcentration et d'une stabilisation de ^{137}Cs, seul radionucléide qui subsiste dans les différents segments du sol intervenant dans les transferts par la chaîne alimentaire. Ce processus est parvenu à son terme et désormais, là où la contamination persiste, seule la décroissance radioactive du césium réduira les incidences de l'accident.

Les efforts considérables déployés par la communauté internationale en vue de mieux comprendre l'impact réel de Tchernobyl se poursuivent et devraient, au cours des dix prochaines années, permettre d'élucider les principales conséquences de cet accident. Les grandes tendances décrites en 1996 restent valables en 2002 : le cancer de la thyroïde chez l'enfant demeure la seule manifestation frappante de l'accident en ce qui concerne le public. En revanche, la progression notable des cas de leucémie, qui avait été tellement redoutée, ne s'est pas concrétisée.

L'expérience de Tchernobyl a été à l'origine de nombreuses améliorations dans la protection contre les rayonnements et dans les plans d'intervention en cas d'urgence, et il a été également possible de parvenir à une évaluation plus précise de l'impact de cet accident. Sous l'égide du Comité de protection radiologique et de santé publique (CRPPH) de l'AEN, appuyé par d'autres organismes internationaux, le progrès le plus remarquable accompli depuis l'accident de Tchernobyl tient aux enseignements qui ont été tirés au sujet des communications et de la coopération en cas d'urgence nucléaire, ainsi qu'en témoignent les Exercices internationaux d'application des plans d'urgence en cas d'accident nucléaire (INEX). Les pouvoirs publics, qui hésitaient au départ à discuter publiquement des questions relatives à la préparation et à la gestion des plans en cas d'urgence nucléaire, sollicitent maintenant la réalisation de tels exercices, les exploitants n'hésitent plus à offrir leur site à cet effet et les autorités locales invitent volontiers les participants en cause à paraître devant les médias. Cela montre les progrès accomplis dans le domaine de la communication et de la participation de tous les partenaires sociaux. Un progrès encore plus spectaculaire concerne la distribution d'iode au

voisinage des centrales nucléaires, sujet qui était plus ou moins tabou avant l'accident. L'AEN a organisé un colloque international sur ce thème qui est aujourd'hui publiquement débattu.

Dans ce cas également, le CRPPH a joué un rôle pilote et novateur, en soulignant combien il importe d'associer tous les acteurs de la société civile. Cette idée, qui est née dans le contexte de la gestion des accidents, a été reprise dans de nombreuses autres disciplines, notamment la gestion des déchets nucléaires. Ce point fondamental constitue aussi l'un des enseignements positifs tirés de l'accident.

L'accident a été suivi de nombreux programmes d'aide et de recherche étayés par des organisations internationales et des accords bilatéraux. Toutes ces organisations publient ou publieront leurs résultats. Le présent rapport diffère des autres documents sur le même thème en ce sens qu'il donne un aperçu synthétique des points d'accord à l'intention des personnes qui souhaitent connaître les traits marquants sans entrer dans les détails techniques que l'on trouve ailleurs.

Nous remercions toutes les organisations (AIEA, UNSCEAR, FAO, OMS, CE, entre autres) qui ont mis des informations à notre disposition pour que ce rapport puisse être aussi à jour que possible. Le rapport initial, intitulé *Tchernobyl : Dix ans déjà*, a été rédigé par M. Peter Waight (Canada), sous la direction d'un comité de rédaction présidé par M. Henri Métivier (France).

La présente édition a été préparée par M. Henri Métivier (France), à la demande du CRPPH.

TABLE DES MATIÈRES

Avant-propos 3

Synthèse 9

Chapitre I. **Le site et la séquence accidentelle** 23
Le site 23
Le réacteur RBMK-1000 26
Événements ayant conduit à l'accident 27
L'accident 29
Le feu de graphite 30

Chapitre II. **Le rejet, la dispersion, le dépôt et le comportement des radionucléides** 33
Le terme source 33
Rejets dans l'atmosphère 33
Formes chimiques et physiques 37
Dispersion et dépôt 38
À l'intérieur de l'ex-URSS 38
À l'extérieur de l'ex-URSS 40
Comportement des radionucléides déposés 47

Chapitre III. **Réactions des autorités nationales** 53
À l'intérieur de l'ex-URSS 53
À l'extérieur de l'ex-URSS 55
Décisions plus récentes 59

Chapitre IV. **Estimations de doses** 63
Les « liquidateurs » 65
Les personnes évacuées de la zone de 30 km 68
Doses à la thyroïde 68
Doses à l'organisme entier 69
Personnes résidant dans les zones contaminées 70
Doses à la thyroïde 72
Doses à l'organisme entier 74
Populations à l'extérieur de l'ex-URSS 77

Chapitre V. **Incidences sur la santé** 81
Effets sur la santé induits par les rayonnements 82
Effets aigus *82*
Effets tardifs 86
Le cancer de la thyroïde 88
Autres effets tardifs 95
Autres études 96

Effets psychologiques et sociaux 98
À l'intérieur de l'ex-URSS 99
À l'extérieur de l'ex-URSS 102

Chapitre VI. Incidences sur l'agriculture et l'environnement 107

Agriculture 107
À l'intérieur de l'ex-URSS 108
En Europe 110
Environnement 112
Les forêts 112
Les plans d'eau 113
Seize ans plus tard 115

Chapitre VII. Risques résiduels potentiels 121

Le sarcophage 121
Sites de stockage de déchets radioactifs 124

Chapitre VIII. Arrêt de la centrale de Tchernobyl 129

Préparation du démantèlement final de la centrale de Tchernobyl 130
Stockage du combustible irradié 131
Traitement des effluents liquides 131
Traitement des déchets solides 132
Le sarcophage 132
Base de données relatives au sarcophage 134
Les conséquences sociales 135

Chapitre IX. Enseignements tirés de l'accident 137

Aspects opérationnels 137
Aspects scientifiques et techniques 140
Le programme INEX 142
Programmes psycho-sociologiques 145
Le projet ETHOS 145
Autres études 146

Explication des termes 149

Liste des acronymes 153

Références 155

SYNTHÈSE

Introduction

Le 26 avril 1986, la centrale nucléaire de Tchernobyl, située en Ukraine à une vingtaine de kilomètres au sud de la frontière avec le Bélarus, a subi un accident majeur qui a été suivi d'un rejet prolongé de grandes quantités de substances radioactives dans l'atmosphère. Les caractéristiques spécifiques de ce rejet ont favorisé une large dispersion de la radioactivité dans tout l'hémisphère nord, principalement à travers l'Europe. Les variations intervenues, pendant la période de rejet, dans les conditions météorologiques et le régime des vents ont contribué à ce phénomène. L'activité transportée par les multiples panaches provenant de Tchernobyl a été mesurée non seulement en Europe septentrionale et méridionale, mais aussi au Canada, au Japon et aux États-Unis. Seul l'hémisphère sud est demeuré à l'abri de la contamination.

Cet accident a eu de graves conséquences radiologiques, sanitaires et socio-économiques pour les populations du Bélarus, de l'Ukraine et de la Russie, qui se ressentent encore de ces conséquences. Bien que les incidences radiologiques de l'accident dans d'autres pays aient été en général très faibles, voire insignifiantes en dehors de l'Europe, cet événement a toutefois eu pour effet de renforcer les craintes du public dans l'ensemble du monde au sujet des risques liés à l'utilisation de l'énergie nucléaire.

Telle est l'une des raisons expliquant l'attention et les efforts soutenus que les autorités publiques et les responsables de l'industrie nucléaire ont consacrés, au cours des seize dernières années, aux études sur la sûreté des réacteurs et aux plans d'intervention en cas d'urgence. Cela montre également l'intérêt constant de l'opinion publique pour la situation à Tchernobyl qui, s'il était déjà grand dix ans après l'accident, n'a toujours pas fléchi six ans plus tard. Dans quelques pays, certains aspects de cet accident, tels que la progression des cancers de la thyroïde, sont débattus encore plus fréquemment qu'auparavant au sein d'une partie de la population.

Il apparaît donc que le moment est venu de faire le point de nos connaissances sur les aspects graves des incidences de l'accident, de dresser le bilan des informations accumulées et des études scientifiques en cours, notamment le rapport UNSCEAR 2000, les documents publiés par l'AIEA, etc., et d'évaluer jusqu'à quel point les autorités nationales et les experts ont mis en application les nombreux enseignements qui se sont dégagés de l'accident de Tchernobyl.

En outre, depuis la publication du dernier rapport, toutes les tranches du réacteur de Tchernobyl ont été arrêtées.

Ce nouveau rapport, qui a été établi pour le Comité de protection radiologique et de santé publique (CRPPH) de l'Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire, ne diffère pas du précédent quant à la description de l'accident, mais présente de nouvelles données sur l'état de santé de la population et porte une nouvelle appréciation sur la contamination de l'environnement.

L'accident

La tranche 4 de la centrale nucléaire de Tchernobyl devait être arrêtée pour des opérations courantes de maintenance le 25 avril 1986. À cette occasion, il a été décidé de procéder à un essai visant à déterminer l'aptitude des équipements de la centrale à fournir suffisamment d'énergie électrique pour faire fonctionner le système de refroidissement du coeur du réacteur et les dispositifs de secours pendant la période de transition entre une perte d'alimentation électrique générale de la centrale et la mise en route de l'alimentation électrique de secours par les groupes diesel.

Malheureusement, cet essai, qui était censé s'appliquer essentiellement à la partie non nucléaire de la centrale, a été effectué sans qu'un échange d'informations et une coordination appropriés se soient instaurés entre l'équipe responsable de l'essai et le personnel chargé de l'exploitation et de la sûreté du réacteur nucléaire. C'est pourquoi, les précautions en matière de sécurité prévues dans le programme d'essai étaient insuffisantes et le personnel d'exploitation n'a pas été alerté des conséquences, pour la sûreté nucléaire, de l'essai sur l'alimentation électrique et de son danger potentiel.

L'absence de coordination et de sensibilisation découlant d'un niveau insuffisant de « culture de sûreté » au sein du personnel de la centrale a amené les opérateurs à effectuer un certain nombre d'interventions qui s'écartaient des procédures de sécurité établies et a conduit à une situation potentiellement

dangereuse. L'effet de cette série d'interventions a été amplifié par l'existence d'imperfections notables dans la conception du réacteur, qui ont rendu la centrale potentiellement instable et particulièrement vulnérable à une perte de contrôle en cas d'erreur opérationnelle.

L'association de ces facteurs a provoqué un à-coup de puissance brusque et incontrôlable, qui a entraîné de violentes explosions et la destruction quasi totale du réacteur. Les conséquences de cet événement catastrophique ont encore été aggravées par le feu du modérateur en graphite et les autres incendies de substances diverses qui se sont déclarés dans le bâtiment et qui ont contribué à un rejet généralisé et prolongé de matières radioactives dans l'environnement.

La dispersion et le dépôt de radionucléides

Le rejet de matières radioactives dans l'atmosphère se composait de gaz, d'aérosols et de particules de combustible nucléaire finement fragmentées. Ce rejet a été extrêmement important du point de vue quantitatif, mettant en jeu une fraction notable de l'inventaire de produits radioactifs présents dans le réacteur, et sa durée a été étonnamment longue, puisqu'il s'est prolongé pendant une dizaine de jours, avec des débits variables. Cette durée et l'altitude élevée (1 000 m environ) atteinte par le rejet étaient pour une grande part imputables au feu de graphite qu'il a été très difficile d'éteindre jusqu'au dixième jour ; à ce moment-là, les rejets ont brusquement diminué, ce qui a marqué la fin de la période d'émission intense.

Pour ces raisons et vu les fréquents changements concomitants de direction du vent pendant la période de rejet, la zone touchée par le panache radioactif et par le dépôt consécutif de substances radioactives sur le sol a été extrêmement étendue, englobant tout l'hémisphère nord, encore que seule une partie de l'Europe, en dehors de l'ex-URSS, ait subi une contamination importante.

La répartition de la contamination au sol et dans les chaînes alimentaires a toutefois été très irrégulière dans certaines zones, en raison de l'influence exercée par les précipitations pendant le passage du panache. Cette irrégularité dans la répartition du dépôt a été particulièrement marquée à de plus grandes distances du site du réacteur.

Depuis la publication du dernier rapport, nous avons une meilleure vision du comportement des radionucléides dans les zones contaminées et nous savons maintenant que les processus de décontamination naturelle ont atteint un état d'équilibre dans l'environnement. Désormais, la diminution des niveaux de

contamination résultera principalement de la décroissance radioactive, ce qui donne à penser que le césium radioactif sera présent pendant environ 300 ans.

Réactions des autorités nationales

L'ampleur et la gravité de l'accident de Tchernobyl n'avaient pas été prévues et ont pris au dépourvu la plupart des autorités nationales chargées de la santé publique et des plans d'intervention en cas d'urgence. Les critères et procédures d'intervention en vigueur dans la plupart des pays ne permettaient pas de faire face à un accident de cette ampleur et n'ont guère contribué au processus de décision concernant le choix et l'adoption de mesures de protection. En outre, au cours de la phase initiale de l'accident, on disposait de peu d'informations et les décideurs étaient soumis à des pressions politiques considérables, fondées en partie sur l'idée que le public se faisait des dangers des rayonnements.

Dans ces conditions, il a été jugé nécessaire de mener dans l'immédiat une action prudente et, dans de nombreux cas, les mesures adoptées ont eu tendance à pécher, parfois de façon excessive, par prudence plutôt qu'à être dictées par un jugement scientifique éclairé d'expert.

Sur le territoire de l'ex-URSS, les contre-mesures à court terme ont été de très grande envergure et se sont révélées en général plutôt opportunes et efficaces. Cependant, des difficultés ont surgi lorsque les autorités ont cherché à définir des critères pour la gestion à long terme des zones contaminées et le relogement consécutif de grands groupes de population. Diverses démarches ont été proposées et différents critères ont été appliqués au cours des années. En fin de compte, on a adopté, pour le relogement ou le déplacement de la population des zones contaminées, des critères faisant intervenir aussi bien des prescriptions en matière de radioprotection que des considérations économiques liées à l'indemnisation, ce qui a été et demeure une source de confusion et d'abus possibles.

La propagation progressive de la contamination à de grandes distances du lieu de l'accident a suscité des préoccupations considérables dans de nombreux pays extérieurs à l'ex-URSS et, face à cette situation, les réactions des autorités nationales ont été extrêmement diverses, allant d'une simple intensification des programmes normaux de surveillance de l'environnement, sans qu'aucune contre-mesure spécifique ne soit adoptée, à des restrictions obligatoires concernant la commercialisation et la consommation de denrées alimentaires.

Indépendamment des différences objectives, d'un pays à l'autre, dans les niveaux de contamination, les dispositifs réglementaires et les systèmes de santé publique, l'une des principales raisons de la diversité des situations suivant les pays découle des critères différents adoptés pour le choix et l'application des niveaux d'intervention afférents à la mise en oeuvre des mesures de protection. Ces divergences, qui étaient parfois imputables à une interprétation erronée et à une utilisation abusive des recommandations internationales en matière de radioprotection, notamment dans le cas de la contamination des denrées alimentaires, ont été encore accentuées par le rôle prépondérant joué dans de nombreux cas par des facteurs non radiologiques, en particulier d'ordre socio--économique, politique et psychologique, dans la détermination des contre-mesures.

Cette situation a suscité des préoccupations et une confusion au sein de la population, de la perplexité chez les experts et des difficultés pour les autorités nationales, notamment en ce qui concerne leur crédibilité aux yeux du public, ainsi qu'un gaspillage d'efforts et des pertes économiques superflues. Ces problèmes ont été surtout ressentis dans les zones proches des frontières internationales en raison des réactions différentes des autorités et des médias dans les pays limitrophes. Cependant, on n'a pas tardé à considérer qu'il s'agissait là d'un domaine dans lequel il conviendrait de tirer plusieurs enseignements de l'accident. Aussi des efforts ont-ils été entrepris au plan international en vue d'harmoniser les critères et les démarches applicables à la gestion des situations d'urgence.

Estimation des doses d'irradiation

La plus grande partie de la population de l'hémisphère nord a été exposée, à divers degrés, aux rayonnements découlant de l'accident de Tchernobyl. Après plusieurs années passées à recueillir des données dosimétriques auprès de toutes les sources disponibles et à effectuer des calculs de reconstitution des doses à partir de données et de modèles mathématiques relatifs à la contamination de l'environnement, il est désormais possible de parvenir à une évaluation raisonnable des fourchettes de doses reçues par les divers groupes de population touchés par l'accident ; il reste toutefois qu'elles ne sont pas extrêmement précises.

Les doses donnant matière à préoccupation sont principalement les doses à la thyroïde parmi la population d'enfants et de nourrissons au moment de l'accident, celles-ci étant dues à l'irradiation externe et provenant de l'inhalation et de l'ingestion d'isotopes radioactifs de l'iode (^{131}I et radio-nucléides à courte période), et les doses à l'organisme entier, imputables à

l'irradiation externe par suite de l'ingestion d'isotopes radioactifs du césium (^{134}Cs et ^{137}Cs). Selon les estimations les plus largement admises, la situation des différents groupes exposés se présente comme suit :

- ***Les personnes évacuées*** – Plus de 100 000 personnes ont été évacuées, principalement de la zone de 30 km de rayon autour du site du réacteur, au cours des toutes premières semaines qui ont suivi l'accident. Ces personnes ont reçu des doses élevées au niveau tant de l'organisme entier que de la thyroïde. Toutefois, la distribution de ces doses variait sensiblement de l'une à l'autre, selon leur position autour du site du réacteur et les délais dans lesquels elles ont été évacuées.

  D'après les estimations, des doses à la thyroïde allant de 70 millisieverts [mSv] chez les adultes à environ 1 000 mSv (1 sievert) chez les jeunes enfants et une dose individuelle moyenne de 15 mSv à l'organisme entier ont été reçues par cette population avant son évacuation. Après leur évacuation de la zone de 30 km, bon nombre de ces personnes ont continué d'être exposées, bien qu'à un moindre degré, suivant les endroits où elles ont été relogées.

- ***Les « liquidateurs »*** – Des centaines de milliers de travailleurs, dont le nombre est évalué à 600 000 et parmi lesquels se trouvaient de très nombreux militaires, ont participé aux interventions d'urgence sur le site pendant l'accident, puis aux opérations ultérieures d'assainissement qui ont duré quelques années. Ces travailleurs ont été dénommés « liquidateurs ».

  Un nombre restreint d'entre eux, de l'ordre de 400, y compris des membres du personnel de la centrale, des pompiers et des membres des équipes d'assistance médicale, qui étaient sur le site pendant l'accident et sitôt après, ont reçu des doses très élevées à partir de diverses sources et voies d'exposition. C'est à ce groupe qu'appartiennent toutes les personnes qui ont été atteintes du syndrome d'irradiation aiguë et qui ont nécessité un traitement médical d'urgence. Elles ont reçu, par irradiation externe, des doses allant de quelques grays à nettement plus de 10 grays au niveau de l'organisme entier et des doses par irradiation interne comparables, voire plus élevées, en particulier au niveau de la thyroïde, du fait de l'incorporation de radionucléides. Un certain nombre de chercheurs, qui ont procédé périodiquement à des interventions techniques à l'intérieur de la zone du réacteur détruit pendant plusieurs années, ont accumulé au fil du temps des doses du même ordre de grandeur.

Le groupe le plus important de « liquidateurs » a participé aux opérations d'assainissement pendant des durées variables plusieurs années après l'accident. Même si ceux-ci n'exerçaient plus leurs activités dans des conditions d'urgence et étaient soumis à des contrôles et à des limitations de dose, ils ont été exposés à des doses élevées comprises entre quelques dizaines et quelques centaines de millisieverts.

- ***Les habitants des zones contaminées de l'ex-URSS*** – Près de 270 000 personnes habitent toujours dans des zones contaminées, où les niveaux de dépôt de césium radioactif dépassent 555 kilobecquerels par mètre carré [kBq/m^2] et où l'application de mesures de radioprotection continue d'être nécessaire. Les doses à la thyroïde, principalement imputables à la consommation de lait de vache contaminé par l'iode radioactif, ont été reçues pendant les toutes premières semaines suivant l'accident ; les enfants de la région de Gomel (Bélarus) semblent avoir reçu les plus fortes doses à la thyroïde, celles-ci étant comprises entre des niveaux négligeables et 40 sieverts et s'établissant en moyenne à 1 sievert environ pour les enfants de 0 à 7 ans. En raison du contrôle des denrées alimentaires dans ces zones, la plus grande partie de la radioexposition depuis l'été 1986 est due à l'irradiation externe provenant de l'activité du césium radioactif déposée sur le sol ; les doses à l'organisme entier pendant la période 1986-89 sont, selon les estimations, comprises entre 5 et 250 mSv, la moyenne étant de 40 mSv.

- ***Les populations à l'extérieur de l'ex-URSS*** – Les matières radioactives de nature volatile (telles que l'iode et le césium) qui ont été libérées au cours de l'accident se sont disséminées dans tout l'hémisphère nord. Les doses reçues par les populations à l'extérieur de l'ex-URSS sont relativement faibles et laissent apparaître de grandes différences d'un pays à l'autre, selon notamment que des précipitations se sont ou non produites pendant le passage du nuage radioactif. Ces doses se situent dans une fourchette dont la limite inférieure s'établit entre quelques microsieverts ou quelques dizaines de microsieverts en dehors de l'Europe et la limite supérieure à 1 ou 2 mSv dans des zones spécifiques de certains pays européens.

Incidences sur la santé

Les incidences de l'accident de Tchernobyl sur la santé peuvent être décrites en termes d'effets aigus (décès, atteintes graves à la santé) et d'effets tardifs (cancers), auxquels s'ajoutent les effets socio/psychologiques susceptibles de nuire à la santé.

Les effets aigus se sont produits parmi les membres du personnel de la centrale et les personnes qui ont été appelés, pendant la phase d'urgence, à lutter contre les incendies, à fournir une assistance médicale et à procéder dans l'immédiat aux opérations d'assainissement. Au total, 31 personnes sont décédées par suite de l'accident et de l'ordre de 140 personnes ont souffert, à des degrés divers, d'un syndrome d'irradiation et d'atteintes graves à la santé liées aux rayonnements. Aucune personne du public n'a subi ces types d'effets.

En ce qui concerne les effets tardifs, à savoir l'augmentation possible de la fréquence des cancers, il y a eu, depuis la survenue de l'accident, une progression réelle et importante des carcinomes de la thyroïde parmi la population de nourrissons et d'enfants ayant été exposés lors de l'accident dans les régions contaminées de l'ex-URSS. Sauf preuve du contraire, cette progression devrait être attribuée à l'accident. Il se pourrait également que le nombre de cas de cancers de la thyroïde augmente chez les habitants adultes de ces régions. La tendance observée dans cette progression des cancers de la thyroïde laisse penser que celle-ci n'a pas encore atteint son point maximal et que la fréquence de ce type de cancer continuera pendant un certain temps à être excédentaire par rapport à son taux d'apparition naturelle dans la région.

En revanche, l'observation scientifique et médicale de la population touchée n'a révélé à ce jour aucune progression significative en ce qui concerne les autres types de cancers, ainsi que les leucémies, les malformations congénitales, les avortements spontanés (fausses couches) ou toute autre affection induite par les rayonnements qui puisse être imputée à l'accident de Tchernobyl. Cette remarque s'applique à l'ensemble de la population, aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur de l'ex-URSS. D'importants programmes de recherche scientifique et épidémiologique, dont certains patronnés par des organisations internationales telles que l'OMS et la CE, sont menés en vue d'obtenir de nouvelles indications au sujet des effets futurs possibles sur la santé. Toutefois, les estimations de doses à la population généralement admises tendent à montrer qu'à l'exception des affections thyroïdiennes, il est peu probable que l'exposition entraîne, dans l'ensemble de la population, des effets radiologiques discernables et plus importants que ceux imputables à la fréquence naturelle de ces mêmes affections. Dans le cas des « liquidateurs », on n'a pas relevé à ce jour d'augmentation de la fréquence des cancers, mais un

suivi spécifique et précis de ce groupe particulier permettrait de mieux mettre en évidence une tendance ascendante, si elle venait à se produire.

Un effet notable de l'accident, qui n'est pas sans incidence sur la santé, tient à l'apparition d'un état généralisé de stress psychologique dans les populations touchées. La gravité de ce phénomène, qui est surtout observé dans les régions contaminées de l'ex-URSS, paraît refléter les craintes du public au sujet des inconnues liées aux rayonnements et à leurs effets, ainsi que sa méfiance à l'égard des autorités publiques et des experts officiels. Elle a certainement été accentuée par le bouleversement intervenu dans les réseaux sociaux et les modes de vie traditionnels du fait de l'accident et ses conséquences à long terme.

Ces effets associés à l'accident ont entraîné une dégradation générale de l'état de santé de la population vivant dans les territoires contaminés. Les affections qui ont été observées ne sont pas typiquement liées à l'exposition aux rayonnements. Il conviendrait de poursuivre l'étude de ces effets.

Incidences sur l'agriculture et l'environnement

Les incidences de l'accident sur les pratiques agricoles, la production de denrées alimentaires, leur utilisation et d'autres aspects de l'environnement ont été et continuent à être beaucoup plus répandues que les incidences directes sur la santé de l'homme.

Plusieurs techniques de traitement et de décontamination des sols ont été expérimentées en vue de réduire l'accumulation de radioactivité dans les produits agricoles et dans le lait et la viande d'origine bovine ; celles-ci ont donné parfois des résultats positifs. Néanmoins, à l'intérieur de l'ex-URSS, l'utilisation de grandes superficies de terres agricoles est toujours interdite et le sera encore vraisemblablement pendant longtemps. Dans une zone beaucoup plus étendue, bien que des activités de production agricole et laitière continuent à être exercées, les denrées alimentaires produites sont soumises à des contrôles rigoureux et des restrictions sont imposées à leur commercialisation et leur utilisation.

Bien que les niveaux de contamination aient eu tendance à diminuer pendant un certain temps après l'accident, il apparaît de plus en plus qu'un équilibre écologique a été atteint. Tel est notamment le cas pour les zones de forêt. La baisse de la contamination semble désormais suivre la période de décroissance radioactive du césium 137, dont la demi-vie est de 30 ans. Si cette

tendance se maintenait, une contamination mesurable devrait persister dans ces zones pendant environ 10 demi-vies, soit 300 ans.

Des problèmes analogues de contrôle et de limitation de l'utilisation de la production, encore que beaucoup moins graves, sont apparus dans certains pays d'Europe extérieurs à l'ex-URSS, où les produits de l'agriculture et ceux provenant des animaux d'élevage ont été soumis à des restrictions pendant des durées variables à la suite de l'accident. Ces restrictions ont, pour la plupart, été levées il y a quelque temps. Cependant, il subsiste actuellement certaines régions d'Europe où des restrictions sont encore imposées à l'abattage et à la commercialisation d'animaux. Cette remarque s'applique, par exemple, à plusieurs centaines de milliers de moutons au Royaume-Uni et à un très grand nombre de moutons et de rennes dans certains pays nordiques.

La forêt constitue un environnement particulier qui soulève encore des problèmes. Compte tenu du fort caractère filtrant des arbres, le dépôt a souvent été plus important dans les forêts que dans d'autres zones. Un cas extrême est celui de la « forêt rousse » à proximité du site de Tchernobyl, où l'irradiation a été si intense qu'elle a tué les arbres, qui ont dû être détruits en tant que déchets radioactifs. D'un point de vue plus général, les forêts étant une source de bois, de gibier sauvage, de baies et de champignons, ainsi qu'un lieu de travail et de loisirs, elles continuent à susciter des préoccupations dans certaines zones et constitueront probablement un problème radiologique pendant longtemps encore.

Des plans d'eau tels que les cours d'eau, les lacs et les bassins de retenue peuvent, s'ils sont contaminés, représenter une source importante de radio-exposition pour l'homme du fait qu'ils sont utilisés à des fins de loisirs, d'alimentation en eau de boisson et de pêche. Dans le cas de l'accident de Tchernobyl, ce segment de l'environnement n'a pas contribué de façon notable à la radioexposition totale de la population. Selon les estimations, la composante des doses individuelles et collectives qui peut être attribuée aux plans d'eau et à leurs produits ne dépasse pas un ou deux pour cent de l'exposition totale imputable à l'accident. Depuis que celui-ci est survenu, on a constaté que la contamination du circuit d'alimentation en eau n'avait pas soulevé de problème pour la santé publique au cours de la dernière décennie. Néanmoins, compte tenu des grandes quantités de radioactivité déposée dans la zone de collecte des eaux du réseau de plans d'eau dans les régions contaminées autour de Tchernobyl, une surveillance attentive continuera à s'imposer longtemps, afin de veiller à ce que le lessivage à partir de cette zone de collecte ne contamine pas les ressources en eau potable.

À l'extérieur de l'ex-URSS, il n'y a jamais eu lieu de se préoccuper des niveaux de radioactivité dans l'eau de boisson. En revanche, dans le cas de certains lacs, notamment en Suisse et dans les pays nordiques, il a fallu imposer des restrictions à la consommation de poissons. Ces restrictions sont toujours en vigueur, par exemple, en Suède où, dans des milliers de lacs, la teneur en radioactivité des poissons demeure supérieure aux limites fixées par les autorités pour la vente sur le marché.

Risques résiduels potentiels

Dans les sept mois qui ont suivi l'accident, le réacteur détruit a été enfermé dans une structure massive en béton, couramment dénommée le « sarcophage ». L'objectif était d'assurer une certaine forme de confinement du combustible nucléaire endommagé et des équipements détruits, ainsi que de réduire la probabilité de nouveaux rejets de radioactivité dans l'environnement. Cependant, cette structure n'a pas été conçue comme une enceinte de confinement permanente, mais plutôt comme une barrière provisoire dans l'attente de la définition d'une solution plus radicale pour l'élimination du réacteur détruit et pour l'évacuation des matières hautement radioactives dans des conditions sûres.

Plusieurs années après sa construction, la structure du sarcophage, encore qu'elle demeure généralement solide, suscite des préoccupations quant à sa résistance à long terme et représente un risque potentiel permanent. Le toit de la structure, en particulier, présente depuis longtemps de nombreuses fissures, d'où une altération de son étanchéité et la pénétration de grandes quantités d'eau de pluie, maintenant fortement radioactive. Cette situation entraîne une forte humidité qui fait rouiller les structures métalliques porteuses du sarcophage. En outre, certaines structures massives en béton, endommagées ou déplacées par l'explosion du réacteur, sont instables et leur rupture, par suite d'une nouvelle dégradation ou d'événements d'origine externe, pourrait provoquer un effondrement du toit et d'une partie du bâtiment.

Selon diverses analyses, plusieurs scénarios d'accident pourraient être envisagés. Parmi ceux-ci figurent : (1) une excursion de criticité due à un changement de configuration des masses de combustible nucléaire fondues en présence de fuites d'eau venant du toit, (2) une remise en suspension des poussières radioactives provoquée par l'effondrement de l'enveloppe et (3) la migration à long terme des radionucléides de l'enveloppe dans les eaux souterraines. Les deux premiers scénarios d'accident entraîneraient la libération de radionucléides dans l'atmosphère qui produirait une nouvelle contamination de la zone située dans un rayon de plusieurs dizaines de kilomètres autour du

site. Toutefois, on ne s'attend pas à ce que de tels accidents puissent avoir des conséquences radiologiques graves à de plus grandes distances.

En ce qui concerne la lixiviation des radionucléides à partir des masses de combustible par l'eau contenue dans l'enveloppe et leur migration dans les eaux souterraines, ce phénomène devrait être très lent et l'on a estimé que, par exemple, il faudrait de 45 à 90 ans à certains radionucléides tels que ^{90}Sr pour migrer en profondeur jusqu'à la zone de collecte des eaux de la Pripiat. On ne peut se prononcer avec assurance sur l'importance radiologique possible de ce phénomène et il sera indispensable de surveiller attentivement, pendant longtemps encore, l'évolution de la contamination des eaux souterraines.

Les opérations de reprise sous contrôle de l'accident et d'assainissement ont produit de très grandes quantités de déchets radioactifs et d'équipements contaminés, qui sont actuellement stockés sur 800 sites environ à l'intérieur et à l'extérieur de la zone d'exclusion d'un rayon de 30 km autour du réacteur. Ces déchets et équipements sont en partie enfouis dans des tranchées et en partie conservés dans des conteneurs isolés des eaux souterraines par des écrans en argile ou en béton. De très nombreux équipements, machines et véhicules contaminés sont également stockés en plein air.

Tous ces déchets représentent une source potentielle de contamination des eaux souterraines qui nécessitera une surveillance étroite jusqu'à ce qu'ils puissent être évacués de façon sûre dans un dépôt approprié.

D'une manière générale, on peut en conclure que le sarcophage et la multiplicité des sites de stockage de déchets dans la zone constituent une série de sources potentielles de libération de radioactivité qui menace la zone avoisinante. Cependant, il est vraisemblable que les rejets susceptibles d'en émaner seront très faibles par rapport à ceux imputables à l'accident de Tchernobyl en 1986 et que leurs conséquences seront limitées à une zone relativement restreinte autour du site.

En tout état de cause, des initiatives ont été lancées au plan international en vue d'étudier une solution technique qui permettrait d'éliminer ces sources de risques résiduels sur le site.

Enseignements tirés de l'accident

L'accident de Tchernobyl a été de caractère très spécifique et ne devrait pas être considéré comme un accident de référence pour la planification future des mesures d'urgence. Il est toutefois apparu très clairement, d'après les

réactions des autorités publiques des divers pays, que celles-ci n'étaient pas prêtes à faire face à un accident d'une telle ampleur et que la planification et la préparation des mesures d'urgence présentaient des lacunes au niveau technique et/ou institutionnel dans presque tous les pays.

Les enseignements susceptibles d'être tirés de l'accident de Tchernobyl sont donc nombreux et s'étendent à tous les domaines, comprenant la sûreté des réacteurs, la gestion des accidents graves, les critères d'intervention, les procédures d'urgence, la communication, le traitement médical des personnes irradiées, les méthodes de surveillance, les processus radio-écologiques, la gestion des sols et de l'agriculture, l'information du public, etc.

Cependant, le principal enseignement a probablement été de comprendre qu'un accident nucléaire majeur a inévitablement des répercussions trans-frontalières et que ses conséquences sont susceptibles d'affecter, directement ou indirectement, de nombreux pays situés même à grande distance du lieu de l'accident. Il s'ensuit qu'un effort extraordinaire a été déployé en vue d'élargir et de renforcer la coopération internationale dans des domaines tels que la communication, l'harmonisation des critères de gestion des situations d'urgence et la coordination des mesures de protection. Depuis que l'accident est survenu, de grandes améliorations ont été introduites et d'importants mécanismes internationaux de coopération et d'information ont été mis en place. Il faut citer à cet égard les conventions internationales sur la notification rapide d'un accident nucléaire et sur l'assistance en cas de situation d'urgence radiologique, établies par l'AIEA et la CE, le programme d'exercices internationaux d'application des plans d'urgence en cas d'accident nucléaire (INEX), créé par l'AEN, l'échelle internationale des événements nucléaires (INES), développée par l'AIEA et l'AEN, et l'Accord international sur la contamination des denrées alimentaires, mis en place par la FAO et l'OMS.

Au niveau national, l'accident de Tchernobyl a aussi incité les autorités et les experts à réviser radicalement leur connaissance des questions liées à la radioprotection et aux situations d'urgence nucléaire, de même que leur attitude en la matière. De nombreux pays ont ainsi été amenés à renforcer le dispositif existant de plans d'urgence locaux applicables aux diverses installations nucléaires par des plans d'urgence à l'échelle nationale. Dans le domaine scientifique et technique, outre qu'il a donné une impulsion nouvelle aux recherches sur la sûreté nucléaire, notamment en ce qui concerne la gestion des accidents nucléaires graves, ce nouveau climat a suscité un regain d'efforts en vue de parfaire les connaissances relatives aux effets nocifs des rayonnements et à leur traitement médical et de revivifier les programmes de recherche radioécologique et de surveillance de l'environnement. Des améliorations notables ont aussi été apportées à la définition de critères et de méthodes

d'information du public, aspect dont l'importance a été particulièrement évidente pendant et après l'accident.

Un autre enseignement revêtant de l'importance pour l'action gouvernementale concerne la remise en état des terres contaminées. Ainsi qu'il a été indiqué précédemment, la contamination, en particulier des environnements forestiers, tend à atteindre un équilibre écologique. On présumait auparavant que les niveaux de contamination baisseraient sous l'action des processus d'élimination naturels mais, dans l'ensemble, il n'en a pas été ainsi, de sorte que les décideurs devront faire face à ces problèmes pendant des périodes plus longues que prévu initialement.

La persistance de la contamination a montré combien il importait d'associer les parties prenantes à l'élaboration de stratégies concernant la vie dans les territoires contaminés. L'enseignement qui s'en dégage pour l'action gouvernementale est que les parties prenantes, qu'elles soient locales, régionales, nationales ou internationales, doivent être associées, au niveau approprié, aux processus de décision si l'on veut faire accepter des stratégies applicables à la vie en présence de contamination. Ces stratégies devront être durables et évoluer parallèlement aux conditions locales.

Conclusion

L'histoire du monde industriel moderne a été marquée à de nombreuses occasions par des catastrophes comparables à celle de Tchernobyl, voire plus graves. Néanmoins, cet accident, en raison certes de sa gravité, mais surtout de la présence de rayonnements ionisants, a eu des répercussions importantes sur la société.

Outre les incidences graves sur la santé et les dommages physiques, industriels et économiques que cet accident a engendrés à court terme, ses conséquences à long terme, s'agissant du bouleversement socio-économique, du stress psychologique et de l'image dégradée de l'énergie nucléaire, ne sont vraisemblablement pas près de s'effacer.

Cependant, la communauté internationale a témoigné d'une aptitude remarquable à appréhender et à apprécier à leur juste valeur les enseignements tirés de cet événement, de sorte qu'elle sera mieux à même de faire face avec suffisamment de souplesse aux défis futurs, de quelque nature qu'ils soient.

Chapitre I

LE SITE ET LA SÉQUENCE ACCIDENTELLE

Le site

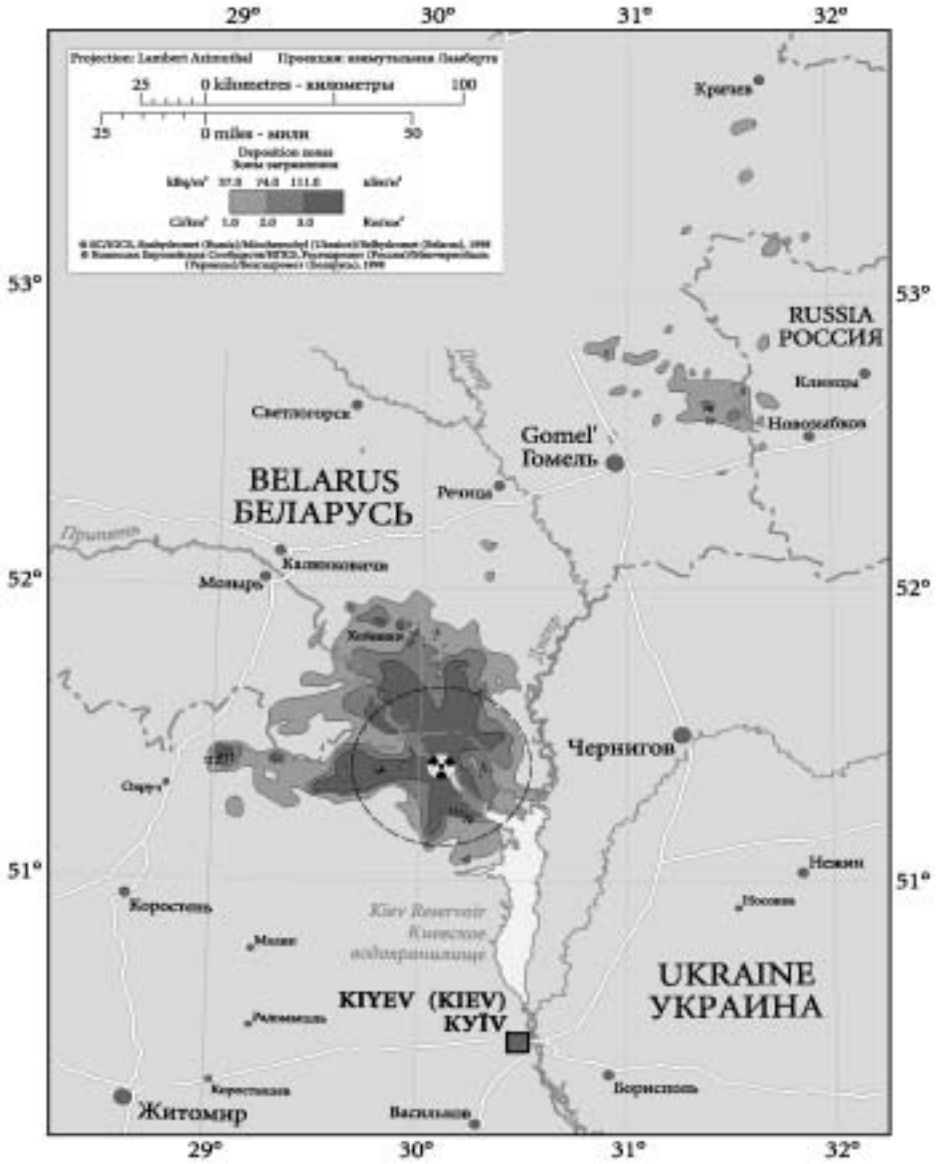
Lorsque l'accident de Tchernobyl est survenu le 26 avril 1986, le programme électronucléaire soviétique reposait principalement sur deux filières de réacteurs, à savoir les VVER, réacteurs à eau ordinaire sous pression, et les RBMK, réacteurs à eau ordinaire modérés par du graphite. Alors que les réacteurs de type VVER étaient exportés dans d'autres pays, ceux de type RMMK étaient exclusivement utilisés dans les républiques de l'ex-URSS.

Le complexe électronucléaire de Tchernobyl, situé à 130 km environ au nord de Kiev (Ukraine) et à 20 km environ au sud de la frontière avec le Bélarus (voir figure 1), se composait de quatre réacteurs nucléaires de type RBMK-1000, dont les tranches 1 et 2 avaient été construites entre 1970 et 1977, alors que les tranches 3 et 4, de conception identique, avaient été achevées en 1983 (IA86). Deux autres réacteurs de type RBMK étaient en construction sur le site au moment de l'accident.

Au sud-est de la centrale, un lac artificiel d'une superficie d'environ 22 km^2, situé sur les rives de la Pripiat, un affluent du Dniepr, a été construit pour fournir de l'eau de refroidissement aux réacteurs.

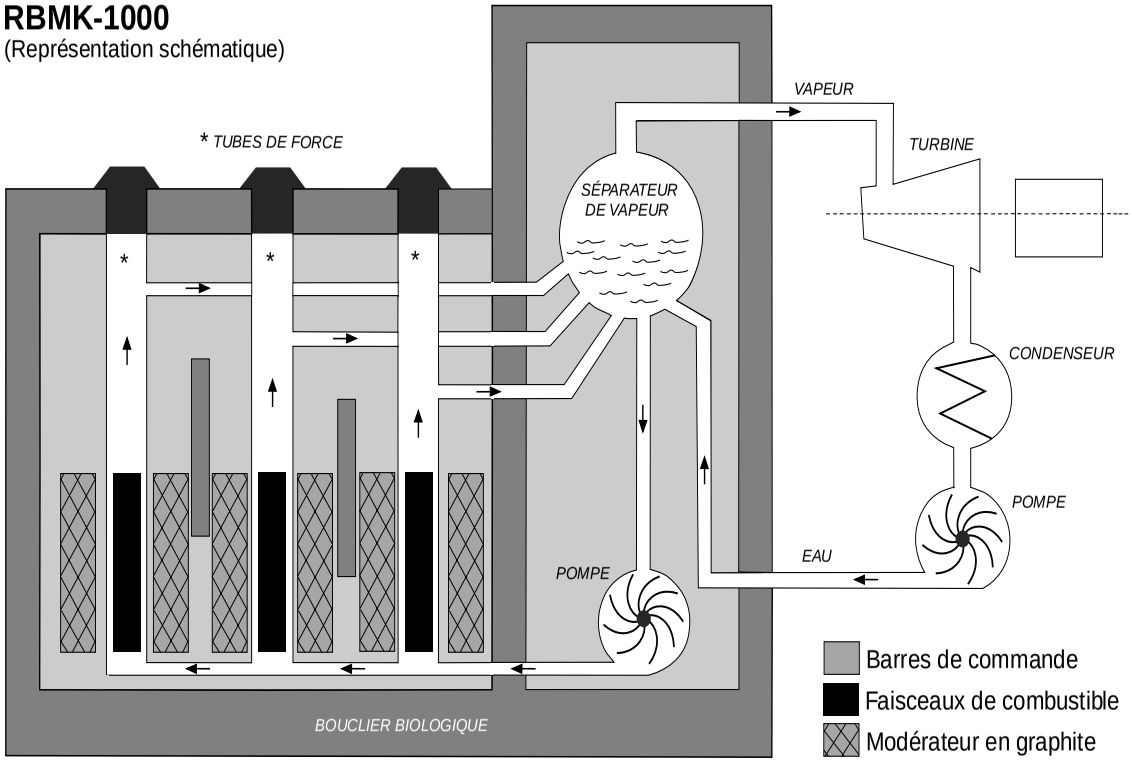
Cette région de l'Ukraine est décrite comme un pays boisé de type biélorusse avec une faible densité de population. Située à 3 km environ du réacteur, la ville nouvelle de Pripiat comptait 49 000 habitants. L'ancienne ville de Tchernobyl, qui comptait 12 500 habitants, se trouvait à une quinzaine de kilomètres au sud-est du complexe. Dans un rayon de 30 km autour de la centrale, il y avait au total de 115 000 à 135 000 habitants.

Figure 1. **Le site du complexe électronucléaire de Tchernobyl (IA91, version modifiée)**



Crédit: Figure IV.1 *Distribution, in December 1989, of Deposited Strontium-90 Released in the Chernobyl Accident*. From: "Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident". M. De Cort, G. Dubois, Sh.D. Fridman, M.G. Germenchuk, Yu.A. Izrael, A. Janssens, A.R. Jones, G.N. Kelly, E.V. Kvasnikova, I.I. Matveenko, I.M. Nazarov, Yu.M. Pokumeiko, V.A. Sitak, E.D. Stukin, L.Ya. Tabachny, Yu.S. Tsaturov and S.I. Avdyushin. EUR report nr. 16733, EC, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (1998).

Figure 2. **Le réacteur RBMK**



Le réacteur RBMK-1000

Le RBMK-1000 (voir figure 2) est un réacteur de conception et de construction soviétiques, à tubes de force, avec modérateur en graphite, qui utilise un combustible au dioxyde d'uranium faiblement enrichi (2 % de ^{235}U). C'est un réacteur à eau ordinaire bouillante dans lequel les turbines sont alimentées directement en vapeur, sans l'intermédiaire d'un échangeur de chaleur. L'eau pompée dans la partie inférieure des canaux de combustible bout à mesure qu'elle remonte dans les tubes de force, produisant de la vapeur qui alimente deux turbines de 500 MWe (mégawatts électriques). L'eau joue le rôle de réfrigérant et fournit également la vapeur utilisée pour actionner les turbines. Les tubes de force verticaux contiennent le combustible au dioxyde d'uranium, enrobé d'un alliage de zirconium, autour duquel l'eau de refroidissement circule. Un modèle spécial de machine de chargement et de déchargement du combustible permet de permuter les faisceaux de combustible sans arrêter le réacteur.

Le modérateur, qui a pour fonction de ralentir les neutrons afin qu'ils produisent plus efficacement une réaction de fission dans le combustible, est constitué par du graphite. On fait circuler un mélange d'azote et d'hélium entre les blocs de graphite, en grande partie pour empêcher l'oxydation du graphite mais aussi pour améliorer la transmission de la chaleur dégagée par les interactions des neutrons dans le graphite, à partir du modérateur jusqu'au canal de combustible. Le cœur lui-même a environ 7 m de hauteur et 12 m de diamètre. Il y a quatre pompes principales de circulation du réfrigérant, dont l'une est toujours en réserve. On contrôle la réactivité ou la puissance du réacteur en élevant ou en abaissant 211 barres de commande qui, lorsqu'elles sont abaissées, absorbent les neutrons et réduisent le taux de fission. La puissance produite par ce réacteur est de 3 200 MWt (mégawatts thermiques) ou de 1 000 MWe, bien qu'il existe une version plus puissante produisant 1 500 MWe. Divers systèmes de sécurité, s'agissant notamment d'un système de refroidissement de secours du coeur et de l'obligation de laisser au moins 30 barres de commande insérées, ont été intégrés dans la conception et l'exploitation du réacteur.

Les réacteurs RBMK ont pour principale caractéristique de posséder un « coefficient de vide positif ». Cela signifie que, si la puissance augmente ou que le débit d'eau diminue, la production de vapeur s'accroît dans les canaux de combustible, de sorte que les neutrons qui auraient été absorbés par l'eau, plus dense, augmenteront alors le taux de fission dans le combustible. Cependant, lorsque la puissance augmente, il en va de même de la température du combustible, ce qui a pour effet de réduire le flux de neutrons (coefficient de

température négatif du combustible). L'effet net de ces deux caractéristiques antagonistes varie en fonction du niveau de puissance. Au niveau de puissance élevé atteint dans des conditions de fonctionnement normales, l'effet de la température l'emporte, de sorte que les excursions de puissance entraînant un excès d'échauffement du combustible ne se produisent pas. Cependant, lorsque la puissance produite est inférieure à 20 % de la puissance maximale, c'est l'effet du coefficient de vide positif qui l'emporte, le réacteur devenant alors instable et sujet à de brusques à-coups de puissance. Ce facteur a joué un rôle important dans le déroulement de l'accident.

Événements ayant conduit à l'accident (IA86, IA86a)

Le réacteur de la tranche 4 devait être arrêté pour des opérations courantes de maintenance le 25 avril 1986. Il a été décidé de profiter de cet arrêt pour déterminer si, en cas de perte d'alimentation générale, la turbine marchant au ralenti pourrait fournir suffisamment d'énergie électrique pour faire fonctionner les équipements de secours et les pompes de circulation de l'eau de refroidissement du cœur, jusqu'à ce que les groupes diesel de secours puissent en produire. Cet essai avait pour objet de déterminer si le refroidissement du cœur pourrait continuer à être assuré en cas de perte d'alimentation électrique.

Ce type d'essai avait été effectué au cours d'une période d'arrêt antérieure mais les résultats n'avaient pas été concluants, de sorte qu'il a été décidé de le répéter. Malheureusement, cet essai, qui était censé s'appliquer essentiellement à la partie non nucléaire de la centrale, a été effectué sans qu'un échange d'informations et une coordination appropriés se soient instaurés entre l'équipe responsable de l'essai et le personnel chargé de l'exploitation et de la sûreté du réacteur nucléaire. C'est pourquoi, les précautions en matière de sécurité prévues dans le programme d'essai étaient insuffisantes et le personnel d'exploitation n'a pas été alerté des conséquences, pour la sûreté nucléaire, de l'essai sur l'alimentation électrique et de son danger potentiel.

Le programme prévu impliquait l'arrêt du système de refroidissement de secours du cœur du réacteur, qui fournit l'eau nécessaire au refroidissement du cœur en cas d'urgence. Bien que la suite des événements n'en fût guère affectée, la mise hors service de ce système tout au long de l'essai s'est déroulée dans des conditions faisant peu de cas des procédures de sécurité.

Pendant la mise à l'arrêt, le réacteur fonctionnait approximativement à mi-puissance lorsque le centre régulant la distribution de la puissance au réseau n'a pas permis la poursuite de la procédure d'arrêt en raison de la demande d'électricité. Conformément au programme d'essai prévu, environ une heure

plus tard, le système de refroidissement de secours du coeur a été déconnecté pendant que le réacteur continuait de fonctionner à mi-puissance. Ce n'est que vers 23 heures, le 25 avril, que la régulation du réseau a admis que la puissance soit à nouveau réduite.

Pour cet essai, le réacteur aurait dû être stabilisé à 1 000 MWt environ avant l'arrêt mais, en raison d'une erreur opérationnelle, la puissance est tombée à environ 30 MWt, niveau auquel le coefficient de vide positif est devenu dominant. Les opérateurs ont alors cherché à porter la puissance à 700-1 000 MWt en déconnectant les régulateurs automatiques et en libérant manuellement toutes les barres de commande. Ce n'est que vers 1 heure du matin, le 26 avril, que le réacteur a été stabilisé à environ 200 MWt.

Malgré la consigne d'exploitation standard selon laquelle il faut laisser au moins 30 barres de commande insérées pour garder le contrôle du réacteur, seules six à huit barres ont en fait été utilisées au cours de l'essai. Bon nombre des barres de commande ont été retirées afin de compenser l'accumulation de xénon, qui jouait le rôle d'absorbeur de neutrons et réduisait la puissance. Cela impliquait qu'en cas d'à-coup de puissance, il aurait fallu 20 secondes environ pour abaisser les barres de commande et arrêter le réacteur. Il a néanmoins été décidé de poursuivre le programme d'essai.

Il y a eu alors une augmentation du débit de réfrigérant et une chute consécutive de la pression de vapeur. L'arrêt d'urgence automatique, qui aurait dû stopper le réacteur lorsque la pression de vapeur était faible, avait été bloqué. Afin de maintenir la puissance, les opérateurs ont dû retirer presque toutes les barres de commande restantes. Le réacteur est devenu très instable et les opérateurs ont dû procéder à des réglages à intervalles répétés de quelques secondes en essayant de maintenir la puissance constante.

À peu près à ce moment-là, les opérateurs ont réduit le débit d'eau d'alimentation, probablement en vue de maintenir la pression de vapeur. Simultanément, les pompes qui étaient alimentées en électricité par la turbine fonctionnant au ralenti ont fourni moins d'eau de refroidissement au réacteur. La perte d'eau de refroidissement a exagéré l'état instable du réacteur en augmentant la production de vapeur dans les canaux de refroidissement (coefficient de vide positif) et les opérateurs n'ont pas pu empêcher un énorme à-coup de puissance, évalué à 100 fois la puissance nominale.

Cette soudaine augmentation de la production de chaleur a entraîné la rupture d'une partie du combustible et de petites particules de combustible à température élevée, entrant en réaction avec l'eau, ont provoqué une explosion de vapeur qui a détruit le cœur du réacteur. Une seconde explosion a parachevé

la destruction deux ou trois secondes plus tard. Bien que l'on ne sache pas de façon certaine ce qui a causé ces explosions, il est présumé que la première a été une explosion vapeur/combustible chaud et que l'hydrogène a sans doute joué un rôle dans la seconde.

Certains médias ont fait état d'une origine sismique de l'accident, mais la validité scientifique de l'article à la source de cette rumeur (St98) a été contestée.

L'accident

L'accident est survenu le samedi 26 avril 1986, à 1 h 23 du matin, lorsque les deux explosions ont détruit le cœur du réacteur de la tranche 4 et le toit du bâtiment réacteur.

Lors de la réunion d'experts techniques pour l'analyse de l'accident de Tchernobyl organisée par l'AIEA en août 1986 (IA86), on a beaucoup insisté sur la responsabilité des opérateurs dans cet accident, sans trop attacher d'importance aux défauts de conception du réacteur. Les évaluations ultérieures (IA86a, UN00) laissent penser que l'événement est imputable à une association de ces deux facteurs, l'accent étant mis un peu plus sur les défaillances de conception et un peu moins sur les interventions des opérateurs.

Les deux explosions ont projeté dans l'air du combustible, des composants du cœur et des pièces de structure, produisant une pluie de débris brûlants et fortement radioactifs composée à la fois des éléments susmentionnés et de graphite, et ont exposé le cœur détruit à l'atmosphère. Le panache de fumée, de produits de fission et de débris radioactifs provenant du cœur et du bâtiment s'est élevé à environ 1 000 m dans l'air. Les débris les plus lourds contenus dans le panache se sont déposés à proximité du site, mais les composants plus légers, y compris les produits de fission et pratiquement tout l'inventaire de gaz rares, ont été soufflés par le vent dominant en direction du nord-ouest de la centrale.

Des incendies se sont déclarés dans ce qui restait du bâtiment de la tranche 4, provoquant des nuages de vapeur et de poussière. D'autres incendies se sont déclarés sur le toit de la salle adjacente des turbines et dans divers entrepôts de carburant diesel et de matières inflammables. Il a fallu faire appel à plus de 100 sapeurs-pompiers affectés au site et venant de la ville de Pripiat ; c'est ce groupe qui a subi les plus fortes expositions aux rayonnements et les plus grosses pertes en personnel. Un premier groupe de 14 pompiers est arrivé sur les lieux de l'accident à 1 h 28 du matin. Les renforts amenés jusqu'à

environ 4 h du matin ont permis de disposer de 250 pompiers, dont 69 ont participé aux activités de lutte contre l'incendie. A 2 h 10 du matin, les incendies les plus importants sur le toit de la salle des machines avaient été éteints, cependant qu'à 2 h 30, les feux les plus étendus sur le toit du bâtiment réacteur étaient maîtrisés. Les pompiers sont parvenus à éteindre ces incendies à 5 h du matin le jour même mais, à ce moment-là, le feu de graphite s'était déclaré. De nombreux pompiers qui avaient déjà reçu des doses considérables ont été soumis à un surcroît d'irradiation en continuant à assurer leur service sur le site. Le feu intense de graphite a été à l'origine de la dispersion des radionucléides et des fragments de fission à haute altitude dans l'atmosphère. Les émissions se sont poursuivies pendant une vingtaine de jours mais ont été beaucoup plus faibles après le dixième jour, lorsque le feu de graphite a finalement été éteint.

Le feu de graphite

Bien que les incendies classiques sur le site n'aient posé aucun problème particulier de lutte contre l'incendie, les pompiers ont été exposés à de très fortes doses d'irradiation et 31 d'entre eux sont décédés. En revanche, la combustion du modérateur en graphite a soulevé un problème particulier. On ne possédait alors guère d'expérience au plan national ou international en matière de lutte contre les feux de graphite, d'où la crainte réelle que toute tentative en vue d'éteindre ce feu n'entraîne une nouvelle dispersion de radionucléides, éventuellement du fait de la production de vapeur, ou puisse même provoquer une excursion de criticité dans le combustible nucléaire.

Il a été décidé de recouvrir le feu de graphite à l'aide de grandes quantités de matériaux divers, chacun était destiné à lutter contre une caractéristique différente de l'incendie et du rejet de substances radioactives. Les premières mesures prises pour maîtriser le feu et les rejets de radionucléides ont consisté à déverser des composés neutrophages et des matériaux de lutte contre l'incendie dans le cratère résultant de la destruction du réacteur. La quantité totale de matériaux déversés sur le réacteur s'élevait à près de 5 000 t, dont environ 40 t de composés de bore, 2 400 t de plomb, 1 800 t de sable et d'argile et 600 t de dolomite, ainsi que du phosphate de sodium et des liquides contenant un polymère (Bu93). On a largué environ 150 t de matériaux le 27 avril, puis 300 t le 28 avril, 750 t le 29 avril, 1 500 t le 30 avril, 1 900 t le 1er mai et 400 t le 2 mai. Les hélicoptères ont réalisé environ 1800 rotations pour larguer les matériaux sur le réacteur. Au cours des premières rotations, l'hélicoptère restait en vol stationnaire au-dessus du réacteur pendant le largage. Les débits de dose reçus par les pilotes d'hélicoptère au cours de cette opération étant trop élevés, il a décidé que les matériaux seraient largués pendant le passage des appareils

au-dessus du réacteur. Cette façon de procéder a aggravé la destruction des structures verticales et dispersé la contamination. Du carbure de bore a été déversé en grande quantité par hélicoptère afin de jouer le rôle d'absorbeur de neutrons et d'empêcher toute nouvelle réaction en chaîne. On y a ajouté de la dolomite qui devait servir de source froide et de source de dioxyde de carbone pour étouffer l'incendie. Du plomb a également été déversé en tant qu'absorbeur de rayonnements, ainsi que du sable et de l'argile qui, espérait-on, empêcheraient la libération de particules. Bien que l'on ait découvert par la suite que bon nombre de ces composés n'avaient en fait pas été largués sur la cible, ils peuvent avoir joué le rôle d'isolants thermiques et avoir accéléré une augmentation de la température du cœur endommagé qui a conduit à une nouvelle libération de radionucléides une semaine plus tard.

La suite de la séquence événementielle fait encore l'objet de spéculations, même si elle a été en partie élucidée par l'observation des dommages résiduels causés au réacteur (Si94, Si04a, Si94b). Selon certaines hypothèses, les matériaux provenant du cœur fondu se seraient déposés au fond du puits du cœur, le combustible formant une couche métallique sous le graphite. Cette couche de graphite a exercé un effet filtrant sur le rejet de composés volatils. Mais après combustion, sans l'effet filtrant d'une couche supérieure de graphite, la libération de produits de fission volatils à partir du combustible pourrait avoir augmenté, sauf pour les produits de fission non volatils et les actinides, en raison de la diminution des émissions de particules. Le huitième jour suivant l'accident, le corium a fondu à travers le bouclier biologique inférieur et s'est écoulé sur le sol. Cette redistribution du corium aurait intensifié les rejets de radionucléides et, au contact de l'eau, le corium a produit de la vapeur, entraînant une libération accrue de radionucléides pendant la dernière phase de la période active.

Le 9 mai, le feu de graphite avait été éteint et l'on a entrepris de mettre en place, sous le réacteur, une dalle massive en béton armé avec un système de refroidissement incorporé. À cet effet, il a fallu creuser un tunnel à partir du soubassement de la tranche 3. De l'ordre de 400 personnes ont travaillé sur ce tunnel, qui a été achevé en 15 jours, ce qui a permis d'installer la dalle en béton. Cette dalle devait non seulement être utilisée pour refroidir le cœur le cas échéant, mais aussi servir de barrière à la contamination des eaux souterraines par des matières radioactives fondues.

En résumé

L’accident de Tchernobyl a été la conséquence d’un manque de « culture de sûreté ». Étant donné que la conception du réacteur était médiocre du point de vue de la sûreté et qu’en outre elle ne tolérait aucune défaillance de la part des opérateurs, les conditions d’exploitation sont devenues instables. Les opérateurs n’en étaient pas informés et ne savaient pas que l’essai effectué était susceptible de créer des conditions explosives dans le réacteur. De plus, ils ne se sont pas conformés aux procédures d’exploitation établies. L’association de ces facteurs a déclenché un accident nucléaire d’une gravité maximale, au cours duquel le réacteur a été entièrement détruit en l’espace de quelques secondes.

Chapitre II

LE REJET, LA DISPERSION, LE DÉPÔT ET LE COMPORTEMENT DES RADIONUCLÉIDES

Le terme source

Le « terme source » est une expression technique utilisée pour décrire le rejet accidentel de matières radioactives à partie d'une installation nucléaire dans l'environnement. Ce ne sont pas seulement les niveaux de radioactivité libérée qui sont importants, mais aussi leur répartition dans le temps ainsi que les formes chimiques et physiques de ces matières. L'estimation initiale du terme source reposait sur le prélèvement d'échantillons dans l'air et sur la prise en compte du dépôt au sol évalué dans ce qui était alors l'URSS. Ce fait est apparu clairement à la réunion d'experts techniques pour l'analyse de l'accident de Tchernobyl organisée par l'AIEA en août 1986 (IA86), lorsque les experts soviétiques ont exposé leurs résultats, mais il a été suggéré au cours des débats que l'estimation de rejet totale serait nettement plus élevée s'il était tenu compte du dépôt hors du territoire de l'URSS. Les évaluations ultérieures corroborent ce point de vue, tout particulièrement pour les radio-nucléides du césium (Wa87, Ca87, Gu89). Les estimations initiales ont été présentées sous forme de fraction de l'inventaire du coeur pour les radionucléides importants et également sous forme d'activité totale libérée.

Rejets dans l'atmosphère

Lors de l'évaluation initiale des rejets effectuée par les experts soviétiques et présentée à la réunion d'experts techniques pour l'analyse de l'accident de Tchernobyl organisée par l'AIEA à Vienne (IA86), on a estimé que la totalité de l'inventaire du cœur en gaz rares (xénon et krypton) s'était échappée, ainsi que 10 à 20 % des formes les plus volatiles de l'iode, du tellure et du césium. En ce qui concerne le combustible rejeté dans l'environnement, l'estimation initiale était de 3 ± 1,5 % (IA86). Cette estimation est ensuite

passée à 3,5 ± 0,5 % (Be91), ce qui correspond à l'émission de 6 t de combustible fragmenté.

Le Groupe consultatif international pour la sûreté nucléaire (INSAG) de l'AIEA a diffusé en 1986 son rapport récapitulatif (IA86a), qui se fonde sur les informations présentées par les experts soviétiques à la réunion pour l'analyse de l'accident de Tchernobyl. À cette époque, on estimait que de 1 à 2 exabecquerels [Ebq] avaient été libérés. Ce chiffre n'incluait pas les gaz rares et comportait une marge d'erreur évaluée à ± 50 %. Ces estimations du terme source reposaient uniquement sur le dépôt estimé de radionucléides sur le territoire de l'URSS et ne pouvaient pas tenir compte du dépôt en Europe et ailleurs, car les données n'étaient alors pas disponibles.

Cependant, on a pu disposer d'un plus grand nombre de données sur le dépôt (Be90) lorsque, dans son rapport de 1988 (UN88), le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) a fourni des chiffres relatifs aux rejets qui se fondaient non seulement sur les données soviétiques, mais aussi sur le dépôt dans l'ensemble du monde. Le rejet total de ^{137}Cs a alors été évalué à 70 pétabecquerels [PBq], dont 31 PBq étaient déposés en URSS.

Les analyses effectuées par la suite sur les débris du coeur et les matières déposées à l'intérieur du bâtiment réacteur ont fourni une évaluation indépendante des rejets dans l'environnement. Selon les estimations tirées de ces études, la fraction de ^{137}Cs rejetée a été de 20 à 40 % (85 ± 26 PBq), compte tenu d'une fraction moyenne du combustible rejeté de 47 %, avec rétention ultérieure de la fraction restante à l'intérieur du bâtiment réacteur (Be91). Ces estimations ont été confirmées à la suite d'un examen approfondi des nombreux rapports (IA86, Bu93). Dans le cas de ^{131}I, on a considéré que l'estimation la plus précise était comprise entre 50 et 60 % de l'inventaire de 3 200 PBq contenu dans le cœur. Les estimations actuelles du terme source (De95) sont récapitulées au tableau 1.

Du point de vue radiologique, ^{131}I et ^{137}Cs sont les principaux radionucléides à prendre en considération car ils sont à l'origine de la majeure partie de la radioexposition à laquelle la population a été soumise.

La répartition des rejets dans le temps est bien illustrée sur la figure 3 (Bu93). L'important rejet initial était surtout imputable à la fragmentation mécanique du combustible au cours de l'explosion. Il contenait principalement les radionucléides les plus volatils, tels que les gaz rares, les iodes et une certaine quantité de césium. Le deuxième rejet important, survenu entre le septième et le dixième jour, était associé aux températures élevées atteintes lors de la fusion du coeur. La forte baisse des rejets observée après dix jours est

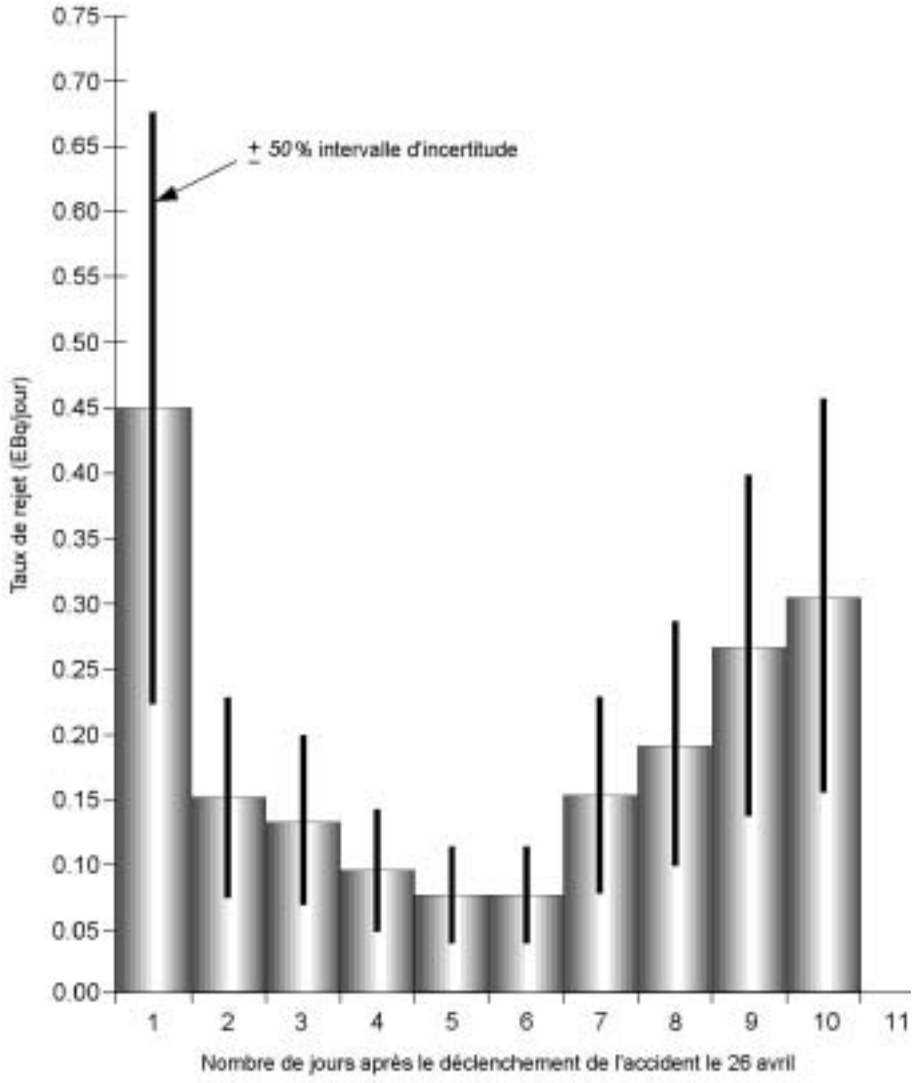
peut-être imputable à un refroidissement rapide du combustible à mesure que les débris du cœur traversaient par fusion le bouclier inférieur et réagissaient avec d'autres matières dans le réacteur. Bien que de nouveaux rejets se soient probablement produits après le 6 mai, ils ne paraissent pas avoir été importants.

Tableau 1. **Estimation actuelle des rejets de radionucléides au cours de l'accident de Tchernobyl (De95, version modifiée)**

Inventaire du cœur le 26 avril 1986			**Rejet total au cours de l'accident**	
Nucléide	Période radioactive	Activité (PBq)	Pourcentage de l'inventaire	Activité (PBq)
^{133}Xe	5.3 j	6 500	100	6500
^{131}I	8.0 j	3 200	50-60	~1760
^{134}Cs	2.0 a	180	20-40	~54
^{137}Cs	30.0 a	280	20-40	~85
^{132}Te	78.0 h	2 700	25-60	~1150
^{89}Sr	52.0 j	2 300	4-6	~115
^{90}Sr	28.0 a	200	4-6	~10
^{140}Ba	12.8 j	4 800	4-6	~240
^{95}Zr	65.0 j	5 600	3.5	196
^{99}Mo	67.0 h	4 800	>3.5	>168
^{103}Ru	39.6 j	4 800	>3.5	>168
^{106}Ru	1.0 a	2 100	>3.5	>73
^{141}Ce	33.0 j	5 600	3.5	196
^{144}Ce	285.0 j	3 300	3.5	~116
^{239}Np	2.4 j	27 000	3.5	~95
^{238}Pu	86.0 a	1	3.5	0.035
^{239}Pu	24 400.0 a	0.85	3.5	0.03
^{240}Pu	6 580.0 a	1.2	3.5	0.042
^{241}Pu	13.2 a	170	3.5	~6
^{242}Cm	163.0 j	26	3.5	~0.9

Quinze ans plus tard, l'estimation réalisée en 1996 est encore valable. Cependant, les résultats exposés dans le tableau 1 sont incomplets en ce qui concerne les rejets de radionucléides à courte période (^{132}I et ^{135}I). Le rapport UNSCEAR 2000 (UN00) présente les rejets globaux d'iodes radioactifs à courte période sur la base d'informations de première heure, ayant fait l'objet d'une réévaluation (Ab86, Iz90) ; on constate que ces rejets sont notablement inférieurs à ceux de ^{131}I (1 760 PBq), puisque les rejets de ^{132}I, ^{133}I, ^{134}I et ^{135}I s'établissent respectivement à 1 040, 910, 25 et 250 PBq, ^{132}I étant supposé en équilibre radioactif avec ^{132}Te.

Figure 3. **Taux de rejet quotidien de substances radioactives dans l'atmosphère (IA86a, version modifiée)**



Le tableau 2 présente une estimation des rejets quotidiens de ^{131}I pendant l'accident.

Tableau 2. **Rejets quotidiens de ^{131}I**

Jour de rejet	Rejets quotidiens (PBq)
26 avril	704
27 avril	204
28 avril	150
29 avril	102
30 avril	69
1er mai	62
2 mai	102
3 mai	107
4 mai	130
5 mai	130
Total	1760

Bien que les rejets aient considérablement diminué les 5 et 6 mai (neuvième et dixième jours après l'accident), des émissions continues de faible intensité se sont produites la semaine suivante et jusqu'à 40 jours après l'accident, en particulier le 15 et le 16 mai, ces émissions étant imputables à l'apparition continuelle d'incendies ou à la présence de zones chaudes dans le réacteur. Une corrélation peut être établie entre ces rejets ultérieurs et les concentrations accrues de radionucléides dans l'air qui ont été mesurées à Kiev et Vilnius.

Formes chimiques et physiques

Le rejet de matières radioactives dans l'atmosphère se composait de gaz, d'aérosols et de combustible finement fragmenté. Des éléments gazeux, tels que le krypton et le xénon, se sont échappés plus ou moins totalement des matières combustibles. On a décelé de l'iode, non seulement à l'état gazeux et sous forme de particules, mais aussi lié à des matières organiques. Les rapports entre les différents composés de l'iode ont varié dans le temps. Comme il a été indiqué ci-dessus, on estime que de 50 à 60 % de l'inventaire du cœur en iode

se sont échappés sous une forme ou une autre. D'autres éléments et composés volatils, tels que ceux du césium et du tellure, liés aux aérosols, ont été transportés dans l'air séparément des particules de combustible. On n'a réalisé que quelques mesures de la dimension aérodynamique des rejets de particules radioactives pendant les premiers jours de l'accident. Il est apparu que la distribution d'activité en fonction de la taille des particules était correctement représentée comme la superposition de deux fonctions log-normales, dont l'une présente un diamètre aérodynamique médian en activité (DAMA) de 0,3 à 1,5 µm et l'autre, un DAMA de 10 µm. Les particules les plus grosses contenaient de 80 à 90 % de l'activité des radionucléides non volatils, tels que ^{95}Zr, ^{95}Nb, ^{140}La, ^{144}Cs et les transuraniens enrobés dans la matrice d'uranium du combustible.

Parmi les caractéristiques inattendues du terme source, qui étaient dues en grande partie au feu de graphite, figurent les rejets importants de matières combustibles et la longue durée du rejet. Des éléments faiblement volatils, tels que le cérium, le zirconium, les actinides et, dans une large mesure, le baryum, le lanthane et le strontium également, étaient enrobés dans des particules de combustible. Les plus grosses particules de combustible se sont déposées à proximité du lieu de l'accident, alors que les plus petites ont été plus largement dispersées. D'autres condensats provenant du combustible vaporisé, tels que le ruthénium radioactif, ont formé des particules métalliques. Ces dernières, ainsi que les petites particules de combustible, ont souvent été désignées sous le terme de « particules chaudes » et ont été découvertes à de grandes distances du lieu de l'accident (De95). Les valeurs types de l'activité par particule chaude sont comprises entre 0,1 et 1 kBq pour les fragments de combustible et entre 0,5 et 10 kBq pour les particules de ruthénium, le diamètre de ces particules étant d'environ 10 µm, contre 0,4 à 0,7 µm dans le cas des particules associées à l'activité de ^{131}I et de ^{137}Cs (De88, De91).

Dispersion et dépôt

Une contamination radioactive du sol a été observée jusqu'à un certain point dans pratiquement tous les pays de l'hémisphère nord. A partir des mesures locales, la Commission européenne a publié un atlas de la contamination en Europe (De98).

À l'intérieur de l'ex-URSS

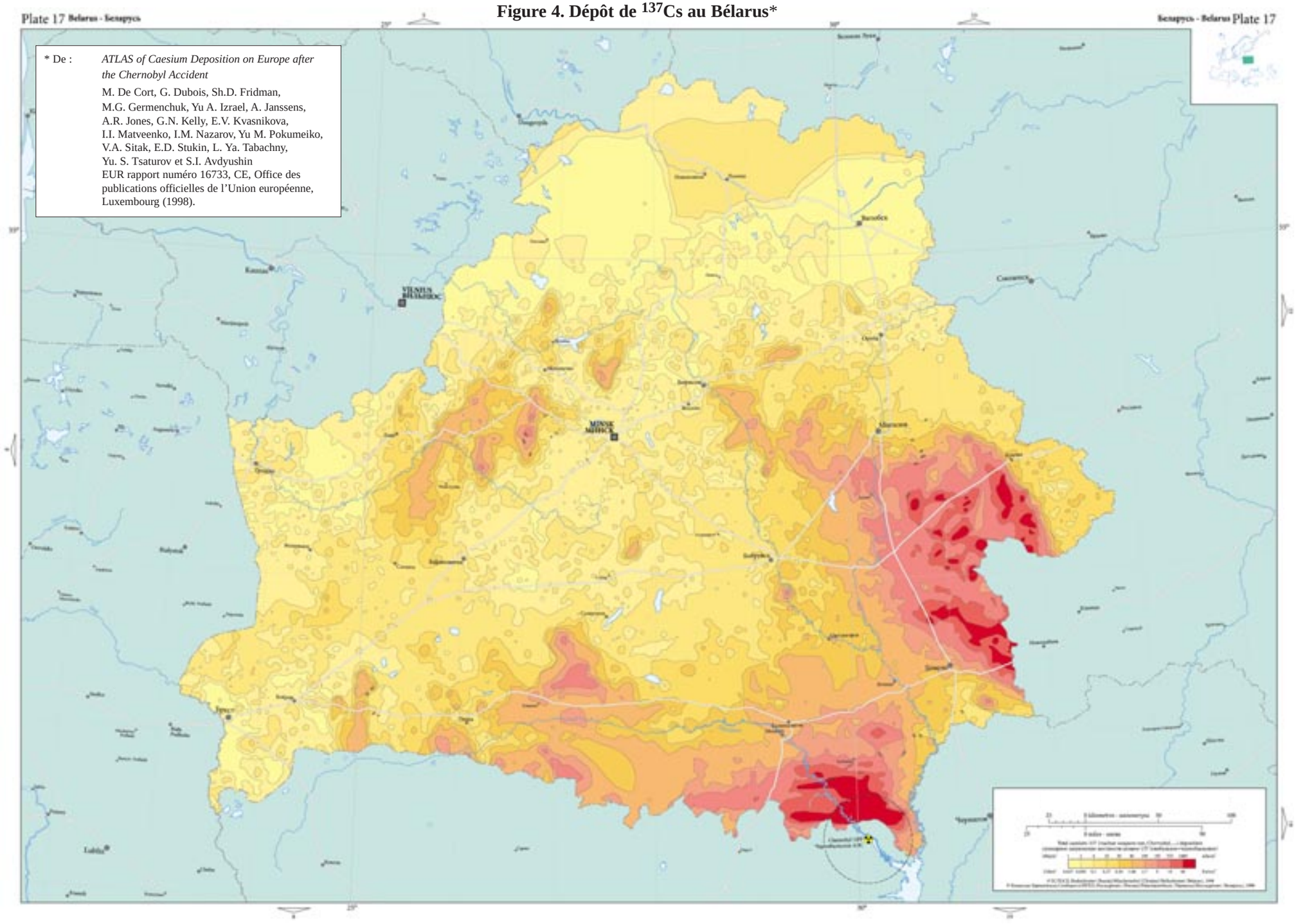
Au cours des dix premiers jours suivant l'accident, qui ont été marqués par d'importants rejets de radioactivité, les conditions météorologiques ont

changé fréquemment, ce qui a entraîné des variations notables dans les paramètres de direction et de dispersion des rejets. La répartition des dépôts de particules radioactives a été fortement tributaire des paramètres de dispersion, de la taille des particules et des précipitations. Les plus grosses particules, qui étaient principalement des particules de combustible, se sont déposées pour l'essentiel par sédimentation dans un rayon de 100 km autour du réacteur. Les petites particules ont été transportées par le vent à de grandes distances et se sont surtout déposées sous l'effet des précipitations. La composition en radionucléides du rejet et du dépôt ultérieur sur le sol s'est aussi sensiblement modifiée pendant l'accident en raison des variations de température et d'autres paramètres au cours du rejet. On a choisi ^{137}Cs pour caractériser l'ampleur du dépôt au sol car (1) cet élément est facilement mesurable et (2) c'est la principale source des doses d'irradiation reçues par la population après la décroissance radioactive de ^{131}I à courte période. Toutefois, pendant les premières semaines suivant l'accident, la majeure partie de l'activité déposée sur le sol était constituée de radionucléides à courte période, dont le plus important, sur le plan radiologique, était ^{131}I. Toutes les cartes établies dans l'ex-URSS reposaient principalement sur un nombre limité de mesures de ^{131}I et utilisaient les mesures de ^{137}Cs à titre indicatif. Il faut être prudent dans l'emploi de ces cartes, car on a constaté que le rapport des densités de dépôt de ^{131}I à celles de ^{137}Cs variait dans de larges proportions (au Bélarus, entre 5 et 10) et ce rapport n'a pas été étudié sérieusement dans de nombreux pays.

Les trois principales taches de contamination résultant de l'accident de Tchernobyl ont été appelées tache centrale, tache de Bryansk-Bélarus et tache de Kaluga-Tula-Orel (figure 4). La tache centrale s'est formée au cours de la phase active initiale du rejet, principalement à l'ouest et au nord-ouest (figure 5). Des dépôts au sol de ^{137}Cs atteignant plus de 40 kilobecquerels par mètre carré [kBq/m^2] ont recouvert de grandes superficies dans le nord de l'Ukraine et dans le sud du Bélarus. La région la plus fortement contaminée a été la zone d'un rayon de 30 km autour du réacteur, où les dépôts au sol de ^{137}Cs ont dépassé en général 1 500 kBq/m^2 (Ba93).

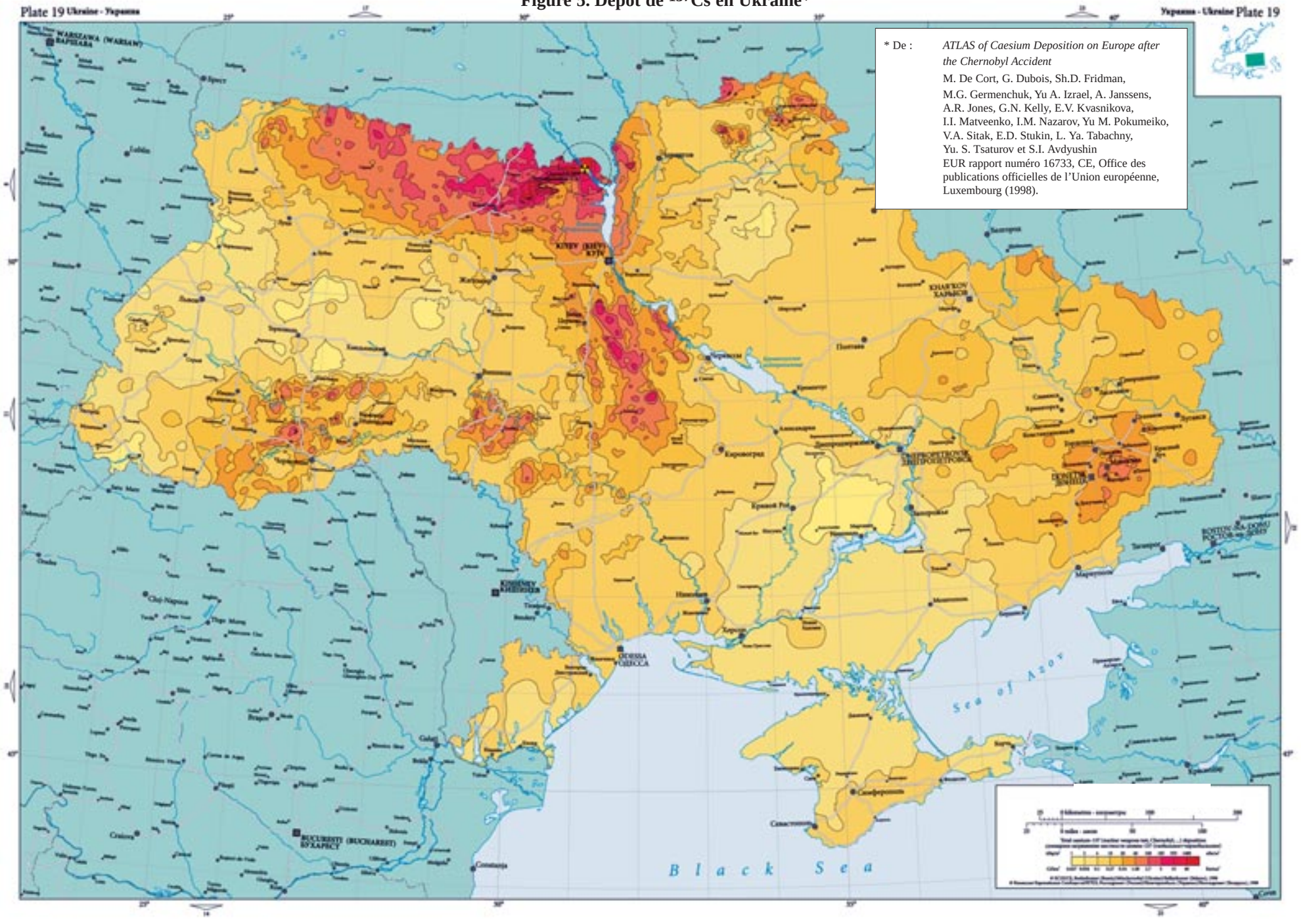
Des secteurs fortement contaminés par ^{137}Cs sont apparus partout dans la zone éloignée, en fonction surtout des précipitations au moment du passage du panache. La tache de Bryansk-Bélarus, dont le centre se situe à 200 km au nord/nord-est du réacteur, s'est formée les 28 et 29 avril, à la suite des pluies tombées à la jonction entre la région de Bryansk, en Russie, et les régions de Gomel et de Moghilev, au Bélarus. Les dépôts au sol de ^{137}Cs dans les zones les plus contaminées de cette tache étaient comparables à ceux relevés dans la tache centrale et atteignaient 5 000 kBq/m^2 dans certains villages (Ba93).

Figure 4. Dépôt de ^{137}Cs au Bélarus*



* De : *ATLAS of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident*
M. De Cort, G. Dubois, Sh.D. Fridman, M.G. Germenchuk, Yu A. Izrael, A. Janssens, A.R. Jones, G.N. Kelly, E.V. Kvasnikova, I.I. Matveenko, I.M. Nazarov, Yu M. Pokumeiko, V.A. Sitak, E.D. Stukin, L. Ya. Tabachny, Yu. S. Tsaturov et S.I. Avdyushin
EUR rapport numéro 16733, CE, Office des publications officielles de l'Union européenne, Luxembourg (1998).

Figure 5. Dépôt de ^{137}Cs en Ukraine*



* De : *ATLAS of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident*
M. De Cort, G. Dubois, Sh.D. Fridman, M.G. Germenchuk, Yu A. Izrael, A. Janssens, A.R. Jones, G.N. Kelly, E.V. Kvasnikova, I.I. Matveenko, I.M. Nazarov, Yu M. Pokumeiko, V.A. Sitak, E.D. Stukin, L. Ya. Tabachny, Yu. S. Tsaturov et S.I. Avdyushin
EUR rapport numéro 16733, CE, Office des publications officielles de l'Union européenne, Luxembourg (1998).

La tache de Kaluga-Tula-Orel en Russie, dont le centre se trouve approximativement à 500 km au nord-est du réacteur, s'est formée à partir du même nuage radioactif qui avait été à l'origine de la tache de Bryansk-Bélarus, par suite des précipitations survenues les 28 et 29 avril. Cependant, les niveaux de dépôt de ^{137}Cs ont été plus faibles, en général inférieurs à 600 kBq/m^2 (Ba93).

En outre, indépendamment des trois principales « taches chaudes », il y a eu, dans la plus grande partie du territoire européen de l'ex-URSS, de nombreuses zones de contamination radioactive où les niveaux de ^{137}Cs étaient compris entre 40 et 200 kBq/m^2. Au total, on a compté initialement, sur le territoire de l'ex-URSS, environ 3 100 km^2 contaminés par ^{137}Cs, avec des niveaux de dépôt dépassant 1 500 kBq/m^2 , 7 200 km^2 avec des niveaux compris entre 600 et 1 500 kBq/m^2 et 103 000 km^2 avec des niveaux compris entre 40 et 200 kBq/m^2 (US91).

Les formes physico-chimiques sous lesquelles se présentaient les radionucléides déposés sont principalement les suivantes : particules de combustible dispersées, particules produites par condensation et particules de type mixte. La distribution dans la zone contaminée située à proximité du réacteur (<100 km) reflétait la composition en radionucléides du combustible et diffère de celle observée dans la zone éloignée (>100 km à 2 000 km). Les grosses particules déposées dans la zone proche renfermaient du combustible (U, Pu), des éléments réfractaires (Zr, Mo, Ce et Np) et des éléments intermédiaires (Ru, Ba, Sr). Les éléments volatils (I, Te et Cs) sous forme de particules produites par condensation étaient plus largement dispersés dans la zone éloignée.

Le dépôt de ^{90}Sr s'est surtout produit dans la zone proche du lieu de l'accident, comme dans le cas de ^{239}Pu ; le seul endroit où la densité de plutonium a dépassé 4 kBq.m^{-2} se trouvait à l'intérieur de la zone de 30 km dans la région de Gomel-Moghilev-Briansk (De98).

À l'extérieur de l'ex-URSS

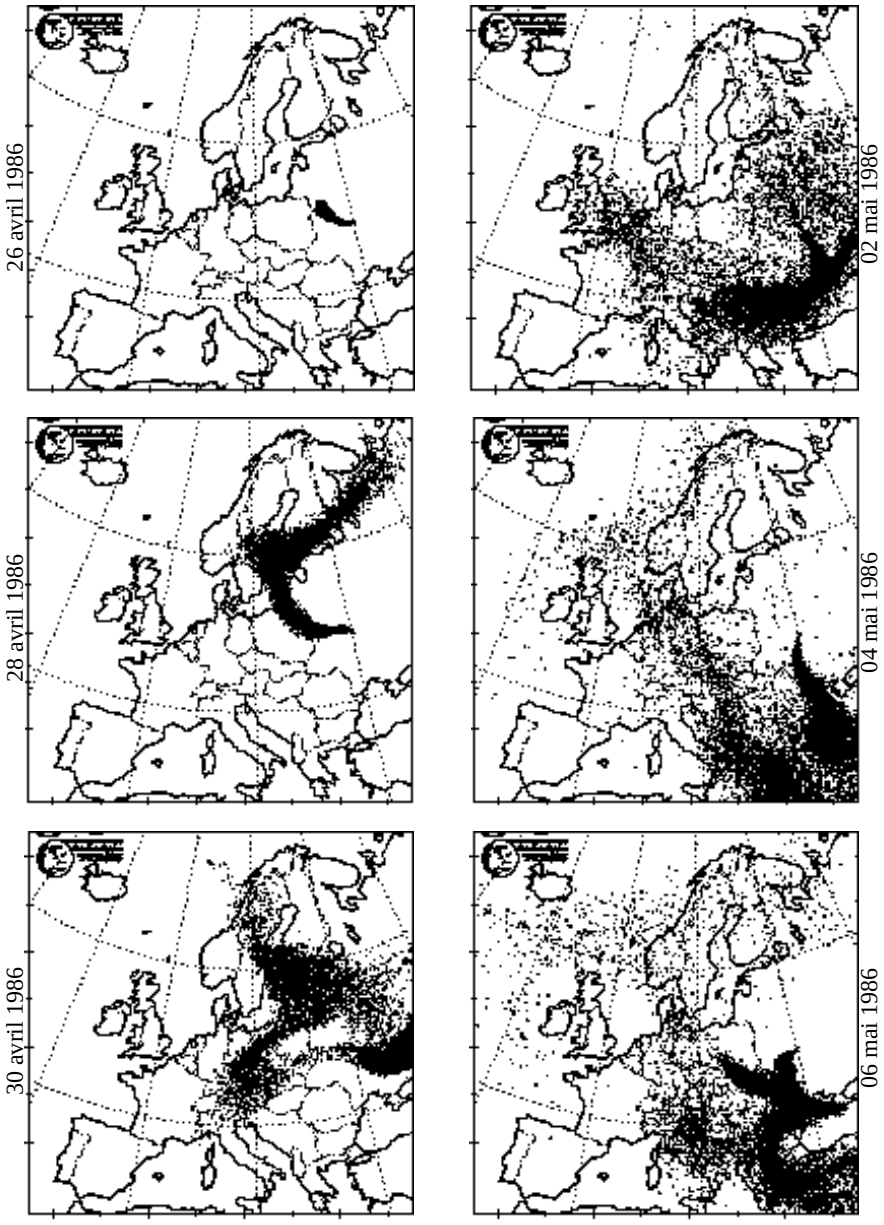
La radioactivité a d'abord été détectée à l'extérieur de l'URSS dans une centrale nucléaire en Suède, où il a été noté, lors d'une surveillance de routine, que les travailleurs étaient contaminés. On a pensé en premier lieu que la contamination provenait d'un réacteur suédois. Lorsqu'il est apparu que le réacteur de Tchernobyl en était à l'origine, les stations de surveillance situées dans l'ensemble du monde ont entrepris des programmes intensifs de prélèvement d'échantillons.

Le panache radioactif a été suivi à la trace lors de son déplacement sur la partie européenne de l'URSS et en Europe (voir figure 6). Initialement, le vent soufflait dans la direction du nord-ouest et a été à l'origine de la majeure partie du dépôt en Scandinavie, aux Pays-Bas, en Belgique et au Royaume-Uni. Par la suite, le panache s'est réorienté vers le sud et une bonne partie de l'Europe centrale, ainsi que le nord de la Méditerranée et les Balkans, ont reçu un certain dépôt, dont la gravité réelle dépendait de l'altitude du panache, de la vitesse et de la direction du vent, de la topographie et de l'importance des précipitations qui s'étaient produites pendant le passage du panache.

Dans la plupart des pays d'Europe, il y a eu un dépôt de radionucléides, principalement de ^{137}Cs et de ^{134}Cs, à mesure que le panache passait sur le territoire. En Autriche, dans la partie orientale et méridionale de la Suisse, dans certaines régions du sud de l'Allemagne et en Scandinavie, où le passage du panache a coïncidé avec des précipitations, le dépôt total provenant du rejet de Tchernobyl a été plus important (dépassant 37 $kBq.m^{-2}$, avec un vaste dépôt sur une superficie de 2 à 4 km^2 en Suède dans la commune de Gävle, où il était supérieur à 185 $kBq.m^{-2}$) (Ed91) que dans la plupart des autres pays ; par contre, en Espagne, en France et au Portugal, ce dépôt a été moindre. C'est ainsi que selon les estimations, dans les provinces de Haute-Autriche, de Salzbourg et de Carinthie en Autriche, les dépôts moyens de ^{137}Cs ont atteint respectivement 59, 46 et 33 kBq/m^2, alors qu'au Portugal le dépôt moyen de ^{137}Cs s'élevait à 0,02 kBq/m^2 (Un88). Il a été signalé qu'une contamination secondaire considérable s'était produite par suite de la remise en suspension des matières provenant des forêts contaminées. Ceci n'a pas été confirmé par des études ultérieures.

Bien que le panache ait été détectable dans l'hémisphère nord jusqu'au Japon et en Amérique du Nord, le dépôt de radionucléides provenant de l'accident a été très faible dans les pays non européens. Les réseaux de surveillance de la radioactivité dans l'environnement n'ont décelé aucun dépôt dans l'hémisphère sud (Un88).

Figure 6. **Zones couvertes par le corps du nuage radioactif à diverses dates au cours du rejet**



Crédit: ARAC

Comportement des radionucléides déposés

Le comportement dans l'environnement des radionucléides déposés dépend des caractéristiques physiques et chimiques de ces radionucléides et du type de retombées, humides ou sèches, de la taille et de la forme des particules ainsi que de l'environnement. Par exemple, les particules résultant de la conversion gaz-particule, par réaction chimique, nucléation et condensation, et également par coagulation, présentent une grande surface spécifique et sont généralement plus solubles que les particules générées par explosion, telles que les grosses particules de combustible produites par des processus mécaniques comme l'explosion du combustible.

En ce qui concerne les radionucléides à courte période, tels que les isotopes de l'iode, la principale voie d'exposition de l'homme réside dans le transfert de la quantité déposée sur des légumes à feuilles consommés dans les jours qui suivent, ou encore sur l'herbe de pâture, dont la consommation par les bovins ou les ovins provoque une contamination du lait. Le comportement à long terme de ces radionucléides n'est pas à considérer car la demi-vie physique de ^{131}I n'est que de huit jours.

Les radionucléides déposés sur le sol migrent vers le bas pour atteindre la partie du sol contenant les racines et le temps de séjour dans cette zone devrait conditionner partiellement leur migration dans la végétation. Les observations semblent nettement indiquer que les profils de migration s'établissent très peu de temps après la contamination, sous l'effet des conditions initiales régnant immédiatement après celle-ci, comme l'humidité du sol et les premières précipitations, qui sont susceptibles d'influer de manière déterminante sur la profondeur à laquelle les radionucléides pénètrent dans le sol (Br00). La migration verticale de ^{137}Cs et de ^{90}Sr dans le sol de différents types de prairies a été plutôt lente et la fraction la plus importante des radionucléides est encore contenue dans les couches supérieures du sol (0-10 cm). On a estimé que la période effective d'élimination des radionucléides de la couche des racines se situait entre 10 et 25 ans pour ^{137}Cs. Peu de temps après l'accident, les coefficients de transfert de ^{137}Cs aux végétaux ont diminué d'un facteur 1,5 à 7 mais, compte tenu de la mobilité persistante du césium radioactif observée par la suite, et en particulier de l'augmentation des périodes effectives dans l'environnement qui se rapprochent du taux de désintégration physique de ^{137}Cs, il semble maintenant que le processus de sorption-désorption du césium radioactif dans les sols et les sédiments tende vers un régime permanent réversible. La conséquence pratique qui en découle pour la contamination des végétaux dans l'environnement est que les denrées alimentaires resteront

contaminées pendant un temps beaucoup plus long que celui prévu initialement (Sm00).

La contribution des voies de transfert aquatiques à la quantité de ^{137}Cs et de ^{90}Sr incorporée dans le régime alimentaire est habituellement assez faible. Cependant, son importance relative par rapport aux voies de transfert terrestres peut être grande dans certains lacs de Scandinavie et de Russie. Dans les montagnes, on peut observer, sous l'effet du ruissellement, certaines reconcentrations de la radioactivité dans des zones plus basses et, par exemple, dans la partie méridionale des Alpes françaises, la contamination par ^{137}Cs relevée en 1992 était d'environ 20 000 $Bq.m^{-3}$, ce qui correspond à une activité de 1 760 $Bq.kg^{-1}$ dans les échantillons de sol. Dans certaines zones restreintes spécifiques (une fraction de mètre carré seulement), on a relevé des taches chaudes au niveau de 55 800 $Bq.kg^{-1}$ en 1992, de 314 000 $Bq.kg^{-1}$ en 1995 et de 500 000 $Bq.m^{-2}$ en 2000. Ces taches chaudes résultent du ruissellement des eaux de fonte des neiges tombées après la contamination en 1986 de la partie supérieure de la montagne. Elles ont été observées dans des petites cuvettes à plus faible altitude dans la forêt ou sous des mélèzes, aux endroits où la neige s'accumule. Cependant, comme ces taches chaudes sont de surface réduite (allant de 1 cm^2 à 1 m^2) et se trouvent en dehors des sentiers de marche, elles présentent un faible risque d'irradiation pour les randonneurs. Par exemple, on a estimé qu'un randonneur recevrait environ 0,001 mSv pendant un repos de 4 heures à proximité d'une telle tache chaude (Ma97). Ces taches resteront actives pendant plusieurs décennies, leur décroissance suivant la demie-vie physique de ^{137}Cs.

Dans les zones touchées, l'eau de boisson est faiblement contaminée, contenant moins de 1 Bq de ^{137}Cs ou de ^{90}Sr par litre. L'activité annuelle moyenne de ^{137}Cs dans les eaux de la Pripiat et dans les bassins de retenue de Kiev s'est maintenant stabilisée dans une fourchette de valeurs comprises entre 1 et 0,2 $Bq.l^{-1}$ (Bq par litre), lesquelles sont dix fois plus élevées que celles enregistrées avant l'accident de 1986. Dans la Pripiat, l'activité de ^{90}Sr dépasse parfois les niveaux autorisés pour l'eau de boisson (2 $Bq.l^{-1}$), en raison des conditions météorologiques, des pluies et des inondations.

Du 26 avril au 6 mars 1986, pendant la période des rejets, les plus forts niveaux de radioactivité mesurés dans la Pripiat étaient de l'ordre de 100 000 Bq/l, du fait principalement de ^{131}I. L'activité dans la Pripiat est tombée à quelques milliers de Bq/l à la mi-mai 1986 et à 200 Bq/l en juin 1986. De la fin du mois de novembre 1986 au début de l'année 1987, l'activité mesurée dans cette rivière a rarement dépassé 40 Bq/l. À partir de 1987, les seuls radionucléides mesurés en quantités significatives sont ^{137}Cs et ^{90}Sr. Depuis

1988, ^{90}Sr est le radioélément présent à la plus forte concentration dans les eaux de la Pripiat.

La forme chimique sous laquelle ^{137}Cs s'est déposé est relativement insoluble et n'est pas extraite rapidement du sol par les eaux de ruissellement de surface. La majeure partie de ^{137}Cs transférée à la Pripiat par les eaux de ruissellement provenait de la zone d'exclusion de 30 km. En raison de cette faible solubilité, 1 à 5 % seulement de l'activité initiale de ^{137}Cs a atteint la mer Noire, le reste s'étant accumulé dans divers bassins de retenue situés sur le Dniepr et plus de la moitié de cette activité étant demeurée dans le lac-réservoir de Kiev.

L'activité de ^{90}Sr dans les eaux de la Pripiat est quelque peu supérieure au niveau autorisé pour la consommation humaine, soit 2 Bq/l. Pendant les crues de l'automne 1988, l'activité de cet élément a atteint 9.6 Bq/l. A la suite d'un blocage important des eaux pendant des crues particulièrement hautes, les concentrations de ^{90}Sr se sont élevées à 12,2 Bq/l en janvier 1991 et à 5,9 Bq/l en février 1994.

En 1986, au cours de l'accident et des mois qui ont suivi, on a évalué à 66 TBq l'activité de ^{137}Cs rejetée dans le Dniepr. Par la suite, la lixiviation des sols par les eaux de surface et les crues a entraîné une augmentation mesurable des concentrations de radionucléides dans la Pripiat. Le tableau 3 ci-après indique les flux entrants de ^{137}Cs et de ^{90}Sr dans la Pripiat entre 1986 et 1998, ainsi que les concentrations résultantes dans l'eau.

Les villes de Kiev, Krementchoug et Kakhovka sont en partie alimentés par les bassins de retenue du Dniepr (voir figure 7). Le tableau 3 reproduit les niveaux moyens annuels de ^{137}Cs et de ^{90}Sr dans la Pripiat entre 1986 et 1998 (Po01), mais on pourrait observer des pics d'activité dix fois plus élevés pendant les crues.

Les indications graphiques sur la figure 7 montrent l'évolution des concentrations de ^{137}Cs et de ^{90}Sr dans ces bassins de retenue de 1986 à 1998.

Il a été démontré que les forêts peuvent délivrer d'importantes doses de rayonnements par le biais non seulement de la consommation de baies, de champignons et de gibier, mais aussi de l'exploitation industrielle des produits forestiers. La production d'énergie à partir de biocombustibles forestiers contaminés par la radioactivité dans le nord de l'Europe et l'utilisation des déchets produits ou des cendres, de même que leur recyclage dans la forêt comme engrais, ont des conséquences radiologiques.

Sur les sols forestiers de type podzol, la migration de ^{137}Cs est très marquée, les quantités présentes dans les couches minérales étant plus élevées dix ans après la dispersion par voie aérienne. Plus d'une dizaine d'années après l'accident de Tchernobyl, l'inventaire total continue à augmenter dans les pins des forêts boréales. Il n'y a quasiment aucune perte de ^{137}Cs via les eaux de ruissellement provenant des écosystèmes des forêts boréales, hormis celles émanant des parties plus humides des marais.

Tableau 3. **Evolution de la radioactivité moyenne dans la Pripiat depuis l'accident en 1986 (d'après Poïkarpov et Robeau, 2001)**

	Flux entrant de ^{137}Cs (TBq/a)	Activité spectrale moyenne de ^{137}Cs dans la Pripiat (Bq/l)	Flux entrant de ^{90}Sr (TBq/a)	Activité spectrale moyenne de ^{90}Sr dans la Pripiat (Bq/l)
1986	66,2	6,95	27,6	2,9
1987	12,8	1,65	10,4	1,34
1988	9,48	0,73	18,7	1,44
1989	6,44	0,521	8,97	0,725
1990	4,63	0,359	10,1	0.783
1991	2,9	0,208	14,4	1,033
1992	1,92	0,206	4,14	0,445
1993	3,48	0,208	14,2	0,838
1994	2,96	0,197	14,2	0,946
1995	1,15	0,11	3,4	0,326
1996	1,3	0,129	3,42	0,340
1997	1,7	0,158	2,68	0,25
1998	2,95	0,137	6,37	0,296

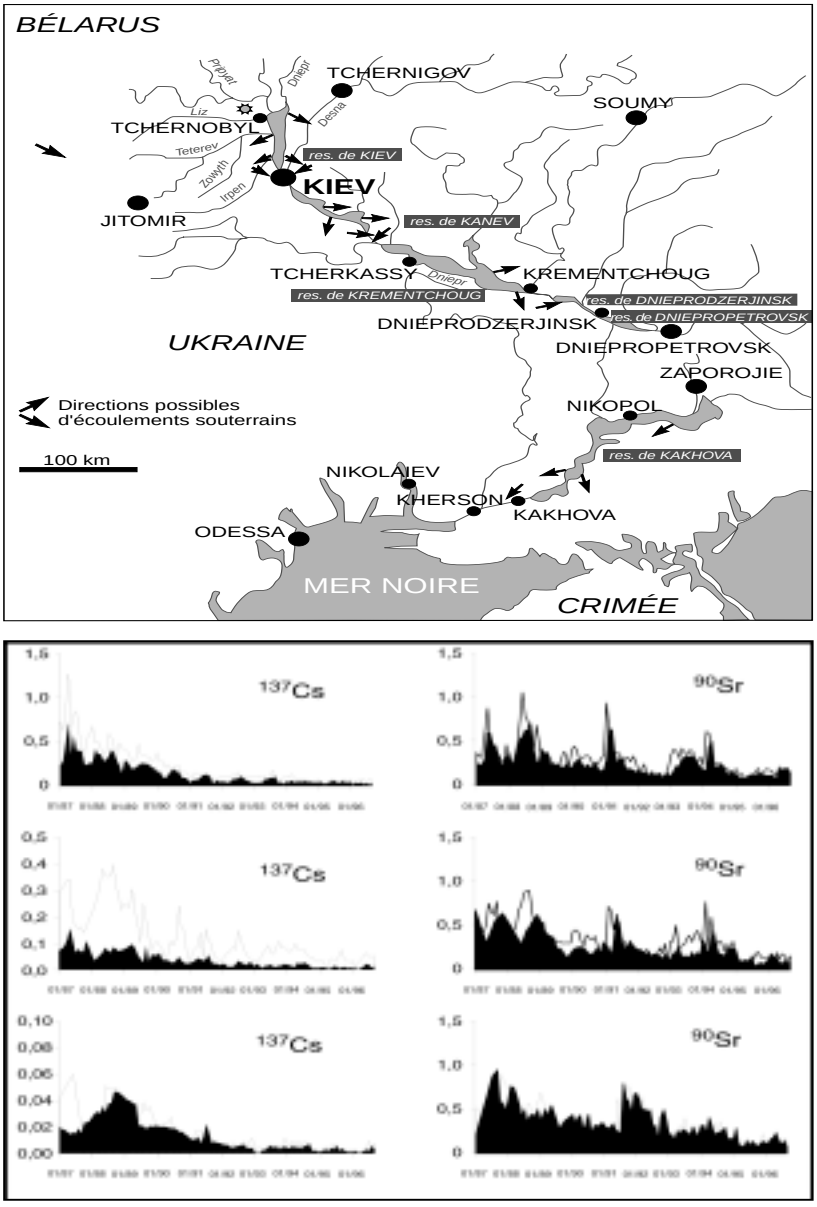
Plus de seize ans après l'accident, seuls 2 à 3 % de la radioactivité déposée demeurent encore sur la partie aérienne de la végétation.

Depuis l'accident, le commerce du bois a fait l'objet d'une réglementation. Selon l'usage auquel est destiné le bois récolté, les niveaux prévus par cette réglementation vont de 740 à 11 000 Bq de ^{137}Cs par kg, ce qui implique que 30 % des pins de la zone d'exclusion ne peuvent être exploités.

À ce stade, le transfert de matières par remise en suspension à partir de zones plus ou moins contaminées n'est pas important. Les pratiques agricoles classiques, les traitements mécaniques, tels que le labourage et le paillage, et l'utilisation d'engrais constituent des contre-mesures efficaces.

Figure 7. **Directions d'écoulement possibles des eaux souterraines dans le bassin du Dniepr**

Concentrations de ^{137}Cs et de ^{90}Sr en $Bq.l^{-1}$ dans les bassins de retenue de Kiev, Krementchoug et Kakhovka (voir figure 7). Les flèches noires représentent l'activité pénétrant dans les bassins de retenue, tandis que les flèches blanches désignent l'activité sortant de ces bassins (d'après Po01)



Crédit: « Catastrophes et accidents nucléaires dans l'ex-union soviétique », D. Robeau.

Cependant, un an après l'accident, une tempête a remis en suspension la radioactivité déposée dans la zone d'exclusion et la radioactivité atmosphérique dans la ville de Pripiat a augmenté d'un facteur 1 000 pour s'établir à 300 $Bq.m^{-3}$. Des incendies de forêt ont aussi entraîné des accroissements de la radioactivité. En 1992, à proximité de la zone d'exclusion, la radioactivité due aux incendies de forêt a atteint 20 $Bq.m^{-3}$ dans le cas des émetteurs bêta et 70 $mBq.m^{-3}$ dans celui des isotopes du plutonium. Des stations de surveillance éloignées de ces zones ont enregistré certains pics de radioactivité.

En résumé

Il apparaît que l'on dispose désormais d'une estimation assez précise du rejet total de radioactivité et que les observations faites ces dernières années ont donné plus de poids aux évaluations précédentes. La durée de ce rejet a été d'une longueur inattendue, s'étendant sur plus d'une semaine, avec deux périodes de rejet intense. Un autre trait particulier de ce rejet tient à l'émission importante (4 % environ) de matières combustibles qui contenaient aussi des radionucléides enrobés de faible volatilité, tels que le cérium, le zirconium et les actinides. La composition et les caractéristiques des substances radioactives présentes dans le panache se sont modifiées lors de son passage en raison du dépôt par voie humide et sèche, de la décroissance radioactive, des transformations chimiques et des variations de taille des particules. La zone touchée a été particulièrement étendue en raison de la haute altitude et de la longue durée du rejet, ainsi que des changements de direction du vent. Cependant, la répartition du dépôt a été très irrégulière et un important dépôt de radionucléides s'est produit là où le passage du panache a coïncidé avec des précipitations. Bien que tout l'hémisphère nord ait été touché, seuls les territoires de l'ex-URSS et une partie de l'Europe ont été soumis à un degré important de contamination. Le comportement dans l'environnement des radionucléides déposés est de mieux en mieux connu. Plus de seize ans après l'accident, des radionucléides sont encore présents dans les couches supérieures des sols, ce qui entretient le processus de transfert aux végétaux, notamment aux champignons, aux baies et aux produits forestiers. En outre, étant donné que la formation d'espèces de ^{137}Cs s'est modifiée dans certains sols, les denrées alimentaires resteront contaminées pendant une période beaucoup plus longue que celle prévue initialement (Sm00). À l'exception de quelques nappes phréatiques, la contamination de l'environnement est très bien connue. Les niveaux de contamination dans les sols ne diminuent que lentement, principalement par transfert aux végétaux. L'essentiel de la décroissance dans les années à venir ne s'effectuera qu'à la vitesse dictée par la demi-vie physique de ^{137}Cs.

Chapitre III

RÉACTIONS DES AUTORITÉS NATIONALES

L'ampleur et la gravité de l'accident de Tchernobyl avec sa contamination radioactive largement répandue n'avaient pas été prévues et ont pris au dépourvu la plupart des autorités nationales chargées des plans d'intervention en cas d'urgence. Aucune disposition n'avait été prise en prévision d'un accident d'une telle ampleur et, bien que certaines autorités compétentes en matière de radioprotection aient diffusé des critères applicables aux interventions en cas d'accident, ceux-ci étaient souvent incomplets et ne présentaient guère d'utilité pratique dans ces circonstances, de sorte que très peu de directives ou de principes viables avaient été réellement adoptés au plan national. Les décideurs des différents pays ont soudain été confrontés à un accident pour lequel il n'existait aucun précédent sur lequel appuyer leurs décisions. En outre, au cours de la phase initiale de l'accident, on disposait de peu d'informations et les décideurs étaient soumis à des pressions politiques considérables, fondées en partie sur l'idée que le public se faisait des dangers des rayonnements. Dans ces conditions, il a été jugé nécessaire de mener dans l'immédiat une action prudente et les mesures adoptées ont eu tendance à pécher, parfois de façon excessive, par prudence plutôt qu'à être dictées par un jugement scientifique éclairé d'expert.

À l'intérieur de l'ex-URSS

La ville de Pripiat n'a pas été gravement contaminée par le rejet initial de radionucléides mais, une fois que le feu de graphite s'est déclaré, il est apparu rapidement que la contamination rendrait la ville invivable. Le 26 avril, en fin de journée, il a été décidé d'évacuer la ville et des dispositions ont été prises pour assurer le transport et le logement des personnes évacuées. L'évacuation a été annoncée le jour suivant à 11 h. Elle a débuté à 14 h et Pripiat a été évacuée en deux heures et demie environ. Lorsque les mesures ont révélé l'étendue de la répartition du dépôt de radionucléides et qu'il a été possible de procéder à des évaluations de doses, le reste des habitants dans une zone de 30 km de rayon

autour du complexe nucléaire a été progressivement évacué, ce qui a porté à 135 000 environ le nombre total de personnes évacuées.

D'autres contre-mesures visant à réduire les doses ont été largement adoptées (Ko90). Parmi les procédures de décontamination appliquées par le personnel militaire figurent le lavage des bâtiments, l'assainissement des zones résidentielles, l'enlèvement de la couche de sol contaminée, le nettoyage des routes et la décontamination du circuit d'alimentation en eau. Une attention particulière a été portée aux écoles, hôpitaux et autres bâtiments utilisés par de très nombreuses personnes. Dans les villes, les rues ont été lavées en vue d'éliminer la poussière. Cependant, en dehors de la zone de 30 km de rayon, l'efficacité de ces contre-mesures a été faible. On a tenté de réduire les doses à la thyroïde en administrant de l'iode stable pour neutraliser l'absorption d'iode radioactif par la thyroïde (Me92), mais il n'est pas sûr que la tentative ait été concluante.

Le Comité national soviétique de radioprotection (CNSR) a proposé un niveau d'intervention en termes de dose de 350 mSv sur toute la durée de vie pour le relogement des groupes de population (Il87). Cette valeur était inférieure d'un facteur 2 à 3 à celle recommandée par la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) pour la même contre-mesure. Néanmoins, la valeur proposée par le CNSR a été vivement critiquée comme étant de niveau très élevé. La tension politique et sociale qui régnait alors en URSS est venue encore compliquer la situation. En conséquence, la proposition du CNSR n 'a pas été adoptée par le Soviet Suprême. Par la suite, une commission spéciale été chargée d'établir de nouvelles recommandations au sujet des niveaux d'intervention. Ces recommandations se fondaient sur les niveaux de contamination du sol par certains radionucléides, à savoir ^{137}Cs, ^{90}Sr et ^{239}Pu. Comme il a été indiqué ci-dessus, de vastes zones étaient principalement contaminées par ^{137}Cs et l'on a utilisé un niveau de contamination du sol par ce radionucléide de 1 480 kBq/m^2 comme critère d'intervention pour le relogement permanent de la population et de 555 à 1 480 kBq/m^2 pour son relogement temporaire.

Les personnes qui ont continué à résider dans les zones fortement contaminées se sont vues offrir par le gouvernement une indemnisation et des examens médicaux annuels. Les habitants des zones moins contaminées bénéficient d'une surveillance médicale. Les décisions actuelles concernant les mesures médicales se fondent sur les doses annuelles. Une indemnisation est fournie aux habitants dont les dose annuelle est supérieure à 1 mSv. L'utilisation de lait et de champignons d'origine locale est limitée dans certaines de ces zones. Le relogement est envisagé en Russie pour les personnes dont la dose annuelle dépasse 5 mSv.

Ainsi qu'il est indiqué dans la section relative aux incidences sur la santé (chapitre V), les autorités soviétiques n'avaient pas prévu que leurs tentatives en vue d'indemniser les personnes touchées par l'accident seraient mal interprétées par les bénéficiaires et accroîtraient le stress auquel ces derniers étaient soumis, ni réalisé que le label de « radiophobie » attribué à ces phénomènes était non seulement incorrect mais aussi de nature à s'aliéner encore davantage le public. Il a été reconnu que certaines de ces démarches initiales furent inopportunes et les autorités s'efforcent de changer d'attitude à l'égard de la population exposée.

À l'extérieur de l'ex-URSS

La propagation progressive de la contamination à de grandes distances du lieu de l'accident a suscité des préoccupations considérables dans les pays Membres de l'AEN. Face à cette situation, les réactions des autorités nationales ont été extrêmement diverses, allant d'une simple intensification des programmes normaux de surveillance de l'environnement, sans qu'aucune contre-mesure spécifique ne soit adoptée, à des restrictions obligatoires concernant la commercialisation et la consommation de denrées alimentaires. La diversité de ces réactions s'est assortie de différences notables dans le calendrier et la durée d'application des contre-mesures.

En général, les contre-mesures les plus courantes ont été celles qui n'étaient pas supposées imposer, pendant le bref laps de temps au cours duquel elles ont été en vigueur, de contrainte importante aux modes de vie ou à l'économie. Il s'agissait notamment du conseil de laver les légumes et fruits frais avant consommation et de ne pas utiliser d'eau de pluie pour la boisson ou dans la cuisson, ainsi que de programmes de surveillance des citoyens revenant de zones potentiellement contaminées. En réalité, l'expérience a montré que même ces types de mesures avaient, dans certains cas, un effet négatif qui n'était pas négligeable.

Parmi les mesures de protection ayant eu une incidence plus marquée sur les habitudes alimentaires et ayant imposé une contrainte économique et réglementaire relativement importante figurent les restrictions ou les interdictions visant la commercialisation et la consommation de lait, de produits laitiers, de légumes frais à feuilles et de certains types de viande, ainsi que les mesures visant à contrôler le pâturage du cheptel laitier. Dans certaines régions, des interdictions ont frappé les voyages à destination des zones touchées par l'accident et l'importation de denrées alimentaires provenant de l'URSS et des pays d'Europe de l'Est. Dans la plupart des pays Membres, des restrictions ont

été imposées à l'importation de denrées alimentaires provenant de pays Membres et non membres.

Cette large gamme de réactions peut s'expliquer principalement par la diversité des situations locales, s'agissant aussi bien des niveaux variables de contamination que des différences nationales dans les systèmes administratifs, réglementaires et de santé publique. Cependant, l'une des principales raisons de la diversité des situations observées dans les pays Membres découle des critères adoptés pour le choix et l'application des niveaux d'intervention afférents à la mise en œuvre des mesures de protection. À cet égard, bien que les principes généraux de radioprotection qui sous-tendent les mesures prises dans la plupart des pays Membres à la suite de l'accident aient été très similaires, des divergences sont apparues dans l'évaluation de la situation et dans l'adoption et l'application de critères de protection opérationnelle. Ces divergences ont été encore accentuées par le rôle prépondérant joué dans ce nombreux cas par des facteurs non radiologiques, en particulier d'ordre socio-économique, politique et psychologique, dans la détermination des contre-mesures.

Cette situation a suscité des préoccupations et une confusion au sein des populations, de la perplexité chez les experts et des difficultés pour les autorités nationales, qui cherchaient notamment à conserver leur crédibilité aux yeux du public. On a donc considéré qu'il s'agissait là d'un domaine dans lequel il conviendrait de tirer plusieurs enseignements de l'accident et de s'attacher à parvenir, au plan international, à une meilleure harmonisation des bases scientifiques et à une coordination plus poussée des principes et mesures applicables à la protection du public en cas d'urgence.

Il n'est pas de cas qui illustre mieux ce problème que la façon dont la question des denrées alimentaires contaminées a été traitée. Dans certains pays en dehors de l'URSS, la principale source d'exposition de la population résidait dans la consommation de denrées alimentaires contaminées. Des mécanismes permettant de prendre ne charge les denrées contaminées d'origine locale et importées devaient être mis en place dans les quelques semaines suivant l'accident. Les autorités nationales se trouvaient dans une position peu enviable. Elles devaient agir rapidement et prudemment en vue d'introduire des mesures visant à protéger la « pureté » des approvisionnements du public en denrées alimentaires et, qui plus est, leur intervention devait être jugée efficace. Cette double exigence a inévitablement abouti à certaines décisions qui, même à cette époque, sont apparues comme des réactions excessives et non justifiées sur le plan scientifique. En outre, les divergences d'opinions entre experts ont encore accru les difficultés auxquelles les décideurs étaient confrontés.

Certains pays ne menant pas de programme électronucléaire et dont les propres denrées alimentaires n'étaient pas contaminées ont fait valoir qu'ils n'avaient pas besoin d'importer des denrées « altérées » et ont refusé toute denrée contenant un radionucléide quelconque. Il se peut fort bien que cette mesure extrême et inapplicable ait été considérée comme un exemple de la diligence avec laquelle les autorités de ces pays protégeaient la santé de leur population. Parfois, cette attitude a paru favoriser une rivalité de voisinage entre les pays, s'agissant de déterminer lequel pourrait fixer les normes les plus rigoureuses en matière de contamination des denrées comme si, ce faisant, il assurait une meilleure protection à ses propres citoyens. Il en est résulté que souvent des denrées légèrement contaminées ont été détruites ou que leur importation a été refusée en vue d'éviter des doses qui n'étaient qu'insignifiantes.

En 1986, la CE a frappé d'interdiction l'importation de denrées alimentaires contenant plus de 370 Bq/kg de césium radioactif pour les produits laitiers et de 600 Bq/kg pour toute autre denrée alimentaire, quelle que soit la quantité consommée dans le régime alimentaire européen moyen. Ainsi, des produits alimentaires qui se caractérisaient par une très faible consommation (et dose), comme les épices, ont été traités de la même manière que des produits de grande consommation, comme les légumes. Cependant, ces valeurs ont été assouplies par la suite pour certains produits alimentaires en vue de supprimer les incohérences dans la façon de traiter les différentes catégories de denrées.

Dans certaines circonstances particulières, des décisions ont dû être prises en fonction de la situation locale. C'est ainsi que, dans certaines communautés du nord de l'Europe, la viande de renne est l'un des principaux composants du régime alimentaire ; en raison des conditions écologiques, on observe chez ces animaux une tendance à la concentration de césium radioactif, laquelle contribuera ensuite à l'exposition des populations qui en sont tributaires pour leur alimentation. Des contre-mesures particulières, telles que le pâturage des rennes dans des zones où la contamination est plus faible, ont été introduites dans certains pays afin d'éviter cette exposition.

La diversité des solutions a engendré une confusion et, de ce fait, il s'est avéré extrêmement difficile de dégager un consensus international sur les niveaux d'intervention dérivés applicables aux denrées alimentaires ; ce n'est qu'en 1989, lors de la réunion OMS/FAO sur le *Codex Alimentarius* tenue à Genève, que l'on est parvenu à un accord sur des valeurs indicatives pour la radioactivité des denrées alimentaires commercialisées au plan international (voir tableau 4).

Tableau 4. **Valeurs indicatives du Codex Alimentarius pour les denrées alimentaires commercialisées au plan international (FA91)**

Denrées alimentaires destinées à la consommation générale	
Radionucléide	Niveau (Bq/kg)
^{241}Am, ^{239}Pu	10
^{90}Sr	100
^{131}I, ^{134}Cs, ^{137}Cs	1 000
Aliments pour nourrissons et lait	
^{241}Am, ^{239}Pu	1
^{131}I, ^{90}Sr	100
^{134}Cs, ^{137}Cs	1 000

Il conviendrait de rappeler que ces valeurs indicatives ont été établies pour faciliter le commerce international des denrées alimentaires et devraient être considérées comme des niveaux « en dessous desquels aucune restriction des échanges commerciaux ne s'impose pour des raisons radiologiques ». Des niveaux supérieurs à ceux-ci ne constituent pas nécessairement un risque pour la santé et, s'ils venaient à être constatés, l'autorité nationale compétente devrait examiner les mesures à prendre.

Souvent, les autorités nationales n'ont pas été aptes à prévoir exactement quelle serait la réaction du public à certains de leurs conseils et déclarations. Par exemple, dans certains pays européens, peu après l'accident, il a été conseillé au public de laver les légumes à feuilles. L'autorité nationale compétente a estimé que ce conseil était anodin car la plupart des gens lavaient de toute façon leurs légumes et elle ne s'attendait pas à la réaction du public qui a, en l'occurrence, arrêté d'en acheter. Il en est résulté une perte économique notable pour les producteurs locaux, qui l'a largement emporté sur l'avantage potentiel du point de vue de la santé radiologique.

Dans certains pays, le public a été informé que les risques étaient très faibles mais, en même temps, il a reçu des conseils sur la façon de réduire ces mêmes risques. Il a été très difficile d'expliquer ces conseils apparemment contradictoires et l'autorité nationale a fait l'objet de critiques de la part des médias (Sj87). En dehors de l'URSS, la confusion initiale a conduit à des actions incohérentes et précipitées qui, bien que compréhensibles, étaient parfois peu judicieuses et injustifiées.

Cependant, il conviendrait de souligner que de grands progrès ont été réalisés depuis cette période initiale de confusion. Les actions menées par les organisations internationales en vue d'harmoniser les critères d'intervention et l'empressement des pays à collaborer à cette entreprise ont permis de se doter d'une base solide de critères uniformes fondés sur les principes admis de radioprotection, de sorte qu'il y a tout lieu d'espérer une cohérence relative dans leur mise en œuvre au cas où un accident nucléaire se produirait à l'avenir.

Décisions plus récentes

À l'heure actuelle, les territoires dans lesquels les populations reçoivent une dose inférieure à 1 mSv par an sont considérés comme des zones permettant de mener une existence normale. Dans les régions où la dose reçue est supérieure à 1 mSv/an, les autorités continuent à accorder des compensations sociales en fonction de l'importance de la dose. Les régions où la dose annuelle est supérieure à 20 mSv par an sont des zones d'exclusion. Compte tenu du nouveau mode d'estimation des doses, certains lieux d'habitation situés en Russie ont perdu leur statut de zone contaminée en vertu d'un décret (N° 5924, en date du 18 décembre 1997) qui est entré en vigueur le 1er février 1998. Cette décision a été mal accueillie tant par les populations que par les autorités locales.

L'inverse est également vrai, puisqu'au 1er janvier 1999, 8 397 personnes résidaient encore dans des zones où l'évacuation constitue une obligation (contamination supérieure à 30 $Ci.km^{-2}$).

Le problème du relogement des personnes évacuées n'a pas été totalement résolu, étant donné qu'en 2000 plus de 11 000 de ces personnes vivaient encore dans des centres de relogement provisoires.

Les limites imposées aux échanges commerciaux de produits agricoles ont été les mêmes pour les trois républiques jusqu'en 1997. Elles ont été abaissées une première fois en 1987, une deuxième fois en 1991 dans les trois républiques mais, en Ukraine, ces limites ont été abaissées une troisième fois le 25 juin 1997 et s'appliquent désormais à quatre principaux produits : 100 Bq par litre pour le lait (au lieu de 370 Bq/l en 1991) ; 200 Bq/kg pour la viande (au lieu de 740 en 1991) ; 20 Bq/kg pour le pain et les pommes de terre (au lieu de, respectivement, 370 et 600 depuis 1991). En Russie, à l'exception des zones de Briansk et Kalouga (Jizdra, Khvastovichi et Oulianovsk), une nouvelle réglementation a été adoptée le 1er mars 1998 (SanPiN 2.3.2.560-96) pour les produits agricoles, cependant que, pour le lait, la limite est désormais fixée à 50 $Bq.kg^{-1}$ de ^{137}Cs (Bo99) (voir tableau 5).

Tableau 5. **Évolution des limites applicables aux échanges commerciaux depuis 1986 en Russie, en Biélorussie et en Ukraine, les valeurs en italiques pour 1997 ne se rapportant qu'à l'Ukraine**

	06 mai 86	**30 mai 86**	**87**	**88**	**91**	**93**	**97 (Ukraine)**	**98 (Russie)**
Lait	3 700	370	370	370	370	370	100	50
Viande		3 700	1 850	1 850	740	740	200	
Pain		370	370	370	370	370	20	
Pommes de terre		3 700	740	740	600	600	20	

En Russie, plus de dix ans après l'accident, plusieurs programmes ont été approuvés en vue de compenser les retards dans la mise en œuvre des plans antérieurs. Un centre national de médecine écologique a été créé à St. Pétersbourg en vue de fournir une assistance sanitaire aux « liquidateurs ». Ce centre peut accueillir jusqu'à 1 500 patients par an et leur dispenser un traitement médical de haute qualité. Ce type de centre a été étendu à d'autres hôpitaux nationaux dans la Fédération de Russie. Dix comités d'experts ont été constitués afin d'établir des liens potentiels entre les affections observées et l'accident de Tchernobyl. Quatre centres de réadaptation socio-psychologique ont été mis en place dans les zones de Briansk, Orel and Toula en Russie. Ces centres ont été chargés de prêter un concours d'ordre juridique, social et psychologique à toutes les personnes ayant été touchées par l'accident. Par ailleurs, on a établi en 1999 un registre de dosimétrie dans lequel plus de 500 000 personnes ont été inscrites (y compris 170 000 « liquidateurs »).

Plusieurs programmes importants ont été lancés pendant la période 1998-2000, afin de tenir compte du retard considérable pris par tous les programmes nationaux. Il s'agit notamment d'un programme national pour la protection du public, d'un programme au profit des enfants de Tchernobyl et d'un programme de relogement destiné aux « liquidateurs » (Bo99).

Enfin, les autorités russes sont conscientes du fait que certains aspects de la législation fédérale en vigueur doivent être modifiés, en vue de lever des obstacles importants à la cessation de certains programmes qui ne contribuent plus à l'élimination des conséquences de l'accident.

En résumé

L'accident de Tchernobyl a pris les autorités compétentes au dépourvu en raison de son étendue, de sa durée et de la contamination de vaste portée qu'il a engendrée. Comme il n'existait aucune directive en cas d'accident de ce type, que peu d'informations étaient disponibles et que de fortes pressions étaient exercées par les milieux politiques et le public en faveur d'une action, des décisions d'une prudence excessive ont souvent été prises à l'intérieur et à l'extérieur de l'URSS. Les incidences sociales et psychologiques de certaines décisions officielles sur le public n'avaient pas été prévues ; en outre, diverses interprétations, parfois erronées, des recommandations de la CIPR, s'agissant notamment des niveaux d'intervention applicables aux denrées alimentaires, ont abouti à des décisions et conseils manquant de cohérence, ce qui a accru la confusion au sein du public et provoqué de la méfiance et des pertes économiques superflues. Cependant, il y a eu des exceptions et des efforts n'ont pas tardé à être déployés au plan international en vue d'harmoniser les critères et les démarches à l'égard de la gestion des situations d'urgence.

Plus de 16 ans après l'accident, la confusion persiste malgré d'importants efforts internationaux en matière d'harmonisation. Par exemple, en 1997, l'Ukraine a abaissé unilatéralement les restrictions radiologiques imposées aux échanges en dessous des niveaux harmonisés qui avaient été établis pour la Russie, le Bélarus et l'Ukraine, ajoutant ainsi à la confusion. Enfin, la Fédération de Russie s'est rendue compte de la nécessité de modifier certains aspects de sa législation en vigueur jusqu'ici, qui est devenue un obstacle à l'adoption de dispositions appropriées pour faire face aux conséquences de l'accident.

Chapitre IV

ESTIMATIONS DE DOSES*

À la suite de l'accident de Tchernobyl, la dose reçue par les populations résulte de deux principaux modes d'exposition. Le premier est la dose reçue par la thyroïde du fait de la concentration d'iode radioactif et de radionucléides analogues dans la glande thyroïde. Le second est la dose à l'organisme entier, en grande partie imputable à l'irradiation externe provenant principalement du césium radioactif.

On estime que la dose absorbée au niveau de l'organisme entier est environ 20 fois plus nocive, en ce qui concerne les effets tardifs sur la santé, que la même dose au niveau de la thyroïde (IC90).

La population exposée aux rayonnements à la suite de l'accident de Tchernobyl peut être divisée en quatre catégories : (1) le personnel de la centrale nucléaire et les travailleurs qui ont participé aux opérations d'assainissement (appelés les « liquidateurs ») ; (2) les proches habitants qui ont été évacués de la zone de 30 km pendant les deux premières semaines suivant l'accident ; (3) la population de l'ex-URSS, y compris notamment les habitants des zones contaminées ; et (4) la population des pays extérieurs à l'ex-URSS.

Selon les estimations, ce sont jusqu'à 600 000 « liquidateurs » (civils et militaires en vertu des lois promulguées au Bélarus, dans la Fédération de Russie et en Ukraine) qui ont pris part aux activités visant à atténuer les conséquences de l'accident sur le site du réacteur et dans la zone de 30 km de rayon autour de ce dernier. Les travailleurs les plus exposés ont été les pompiers et le personnel de la centrale pendant les premiers jours de l'accident. Les doses reçues par ces travailleurs étaient en majeure partie imputables à une irradiation externe provenant des fragments de combustible et des particules radioactives

* Nous sommes particulièrement reconnaissants à M. André Bouville, de l'Institut national du cancer des États-Unis, d'avoir bien voulu vérifier les faits consignés dans ce chapitre.

déposés sur diverses surfaces. Il y a lieu de citer en particulier les 226 000 travailleurs chargés d'assurer le retour à la normale qui étaient employés dans la zone de 30 km en 1986-1987 car c'est pendant cette période que les doses reçues ont été les plus élevées. Quant aux autres travailleurs chargés d'assurer le retour à la normale, qui étaient au nombre de 400 000 environ, ils ont reçu en général des doses plus faibles (UN00).

De l'ordre de 116 000 personnes ont été évacuées au cours des premiers jours suivant l'accident, principalement de la zone de 30 km de rayon autour du réacteur. Préalablement à l'évacuation, ces personnes avaient été exposées à une irradiation externe provenant des matières radioactives transportées par le nuage et déposées sur le sol, ainsi qu'à une irradiation interne imputable, pour l'essentiel, à l'inhalation de matières radioactives contenues dans le nuage.

La figure 8 indique les parts relatives de la dose par irradiation externe à l'organisme entier revenant aux principaux radionucléides en liaison avec cette voie d'exposition, qui ont été relevées pendant les tous premiers mois suivant l'accident. Il est manifeste que ^{132}Te a joué un rôle majeur pendant la première semaine suivant l'accident et qu'un mois plus tard les césiums radioactifs (^{134}Cs et ^{137}Cs) sont devenus prédominants. Toutefois, ^{134}Cs a atteint ultérieurement, par décroissance, des niveaux beaucoup plus faibles que ceux de ^{137}Cs, lequel est devenu, après quelques années, le seul radionucléide présentant de l'importance à des fins pratiques. Il est courant de se référer uniquement à ^{137}Cs, même si le mélange de ^{134}Cs et de ^{137}Cs est en cause, car les valeurs afférentes aux éléments constitutifs peuvent être facilement déduites de celles relatives à ^{137}Cs.

En ce qui concerne les doses par irradiation interne imputables à l'inhalation et à l'ingestion de radionucléides, la situation est similaire : l'iode radioactif (^{131}I) a joué un rôle important au cours des toutes premières semaines suivant l'accident et a engendré des doses à la thyroïde par l'inhalation d'air contaminé et, fait plus important, par la consommation de denrées alimentaires contaminées, notamment le lait de vache. Environ un mois plus tard, les césiums radioactifs (^{134}Cs et ^{137}Cs) sont redevenus prédominants et, au bout de quelques années, ^{137}Cs est devenu le seul radionucléide présentant de l'importance à des fins pratiques, même si ^{90}Sr est susceptible de jouer à l'avenir un rôle notable à de faibles distances du réacteur.

Parmi la population de l'ex-URSS, il est courant d'établir une distinction pour les habitants des zones dites « contaminées », c'est-à-dire où les niveaux de dépôt de ^{137}Cs sont supérieurs à 37 kBq/m^2. Près de 5 millions de personnes résident dans ces zones. Les habitants des lieux où les niveaux de dépôt de ^{137}Cs dépassent 555 kBq/m^2 présentent un intérêt particulier. Dans ces régions,

appelées « zones strictement contrôlées », des mesures de protection sont appliquées, notamment en ce qui concerne le contrôle de la consommation de denrées alimentaires contaminées. En 1998, 42 554 mesures ont été effectuées dans la Fédération de Russie et les autorités nationales prévoient de poursuivre ces contrôles au-delà de l'an 2000 (Bo99). En 1986, peu après l'accident, le gouvernement soviétique a établi le Registre des doses pour l'ensemble de l'Union (RDEU) en vue d'y consigner les données médicales et dosimétriques des groupes de population présumés les plus exposés : (1) les « liquidateurs », (2) les personnes évacuées de la zone de 30 km, (3) les habitants des zones contaminées et (4) leurs enfants. En 1991, ce Registre contenait des données sur 659 292 personnes. A compter de 1992, celui-ci a été remplacé par les registres nationaux du Bélarus, de la Fédération de Russie et de l'Ukraine.

En dehors de l'ex-URSS, les radionucléides présentant de l'importance sont à nouveau les isotopes radioactifs de l'iode et du césium qui, une fois déposés sur le sol, engendrent des doses liées à l'ingestion de denrées alimentaires. Le césium radioactif déposé est également une source d'exposition à long terme par irradiation externe à partir du sol contaminé et d'autres surfaces. Dans l'hémisphère nord, la majeure partie de la population a été exposée, à des degrés divers, aux rayonnements provenant de l'accident de Tchernobyl. Le dépôt de ^{137}Cs en dehors de l'ex-URSS allait de niveaux négligeables à des niveaux de l'ordre de 50 kBq/m^2.

Les « liquidateurs »

Les « liquidateurs » peuvent, pour la plupart, être divisés en deux groupes : (1) les personnes qui travaillaient dans la centrale de Tchernobyl au moment de l'accident, à savoir le personnel de la centrale et les pompiers, et les personnes qui ont porté secours aux victimes, ce qui représente quelques centaines de personnes, et (2) les travailleurs, dont le nombre est évalué à 600 000, qui ont participé pendant la période 1986-1990, soit dans la centrale, soit dans la zone qui l'entoure, à la décontamination, à la construction du sarcophage et à d'autres activités visant à assurer le retour à la normale.

La nuit du 26 avril 1986, 400 travailleurs environ se trouvaient sur le site de la centrale de Tchernobyl. Du fait de l'accident, ils ont été soumis à l'effet conjoint de rayonnements émanant de plusieurs sources : (1) rayonnement gamma/bêta externe provenant du nuage radioactif, des fragments du cœur endommagé du réacteur dispersés sur le site et des particules radioactives déposées sur la peau et (2) inhalation de particules radioactives (UN88).

Tous les dosimètres portés par les travailleurs ont été surexposés et n'ont pas permis d'évaluer les doses reçues. Cependant, on dispose d'informations sur les doses reçues par les 237 personnes qui ont été hospitalisées et chez qui un syndrome d'irradiation aiguë a été diagnostiqué. À l'aide de la dosimétrie biologique, on a estimé que 41 de ces patients avaient reçu, par irradiation externe, des doses à l'organisme entier comprises entre 1 et 2 Sv, que 50 avaient reçu des doses comprises entre 2 et 4 Sv, que 22 avaient reçu des doses comprises entre 4 et 6 Sv et les 21 restants, des doses comprises entre 6 et 16 Sv. En outre, on a estimé, d'après les mesures au niveau de la thyroïde, que la dose à la thyroïde imputable à l'inhalation allait jusqu'à 20 Gy environ, 173 personnes se situant dans la fourchette de 0 à 1,2 Gy et sept travailleurs au-dessus de 11 Gy (UN88). La radioexposition interne de ces travailleurs était principalement due à ^{131}I ainsi qu'à des iodes radioactifs à plus courte période et la valeur moyenne du rapport de la dose par irradiation interne au niveau de la thyroïde à la dose efficace par irradiation externe a été évaluée à 0,3 Gy par Sv. Les doses découlant de l'incorporation d'autres radionucléides représentaient, selon les estimations, environ 30 mSv pendant les premiers mois suivant l'accident et 85 mSv pour la dose engagée (UN00).

La deuxième catégorie de « liquidateurs » est constituée par le grand nombre d'adultes qui ont été recrutés pour aider aux opérations d'assainissement. Ceux-ci ont travaillé sur le site, dans les villes, les forêts et les zones agricoles afin qu'il soit à nouveau possible d'y travailler et d'y vivre. De l'ordre de 600 000 personnes ont participé à ces travaux. Au départ, environ 240 000 de ces travailleurs appartenaient aux forces armées soviétiques, l'autre moitié comprenant des agents d'organisations civiles, du service de sécurité, du Ministère de l'intérieur et d'autres organisations. Le nombre total de « liquidateurs » reste à déterminer de façon précise car, jusqu'à présent, seules quelques-unes des données émanant de certaines de ces organisations ont été rassemblées dans les registres nationaux du Bélarus, de la Russie, de l'Ukraine et d'autres républiques de l'ex-URSS (So95). En outre, il a été suggéré qu'en raison des avantages économiques et sociaux associés au titre de « liquidateur », de nombreuses personnes se sont efforcées par la suite de faire ajouter leur nom à la liste. A ce jour, le nombre total de travailleurs chargés d'assurer le retour à la normale qui figure dans les registres paraît être d'environ 400 000, chiffre bien inférieur à celui de 600 000, qui correspond au nombre de personnes ayant reçu des certificats spéciaux attestant de leur qualité de « liquidateur ». Ces travailleurs étaient tous des adultes, pour la plupart des hommes âgés de 20 à 45 ans.

Il n'existe que des données fragmentaires sur les doses reçues par ces « liquidateurs ». Les tentatives en vue d'établir un service dosimétrique n'ont pas donné de résultats positifs avant le milieu du mois de juin 1986 ; jusqu'à

cette date, les doses étaient évaluées à partir des mesures de rayonnements effectuées dans les différentes zones. On ne connaît pas de façon très certaine les doses reçues par les travailleurs chargés d'assurer le retour à la normale qui ont participé aux activités destinées à atténuer les conséquences de l'accident dans les deux mois suivant sa survenue. Les « liquidateurs » ont été soumis, dans un premier temps, à une limite annuelle de dose d'irradiation de 250 mSv. En 1987, cette limite a été ramenée à 100 mSv et, en 1988, à 50 mSv (Ba93). D'après les données figurant dans les trois registres nationaux, les doses moyennes relevées ont diminué d'année en année, s'établissant à environ 170 mSv en 1986, 130 mSv en 1987, 30 mSv en 1988 et 15 mSv en 1989 (Se95a). Il est toutefois difficile d'apprécier la validité des résultats tels qu'ils ont été notifiés car ces statistiques indiquent que la dose n'est connue que dans le cas de 52 % des travailleurs pendant la période 1986-1989, le pourcentage étant encore plus faible, soit 45 %, pendant la première année. En outre, on estime que les incertitudes liées aux estimations de doses représentent jusqu'à 50 % dans le cas de la dosimétrie individuelle (si le dosimètre a été correctement utilisé) et atteignent un facteur 3 à 5 pour la dosimétrie de groupe et la dosimétrie intégrant les aspects temps et déplacements. Cependant, il ne semble pas que les doses aient été systématiquement surestimées car la dosimétrie biologique pratiquée sur un nombre limité de travailleurs a fourni des résultats compatibles avec les estimations de doses physiques.

Il est intéressant de noter que, chez les 672 chercheurs de l'Institut Kourchatov appartenant à un groupe spécial qui ont été appelés à travailler périodiquement à l'intérieur du sarcophage pendant un certain nombre d'années, les doses cumulées à l'organisme entier étaient, selon les estimations initiales, comprises entre 0,5 et 13 Gy (Se95a). Ces estimations de doses ont été révisées. Il ressort des doses enregistrées et calculées dont on dispose pour 501 travailleurs que plus de 20 % d'entre eux ont reçu des doses comprises entre 0,05 et 0,25 Sv et que près de 5 % d'entre eux ont reçu des doses comprises entre 0,25 et 1,5 Sv (Sh97). Une analyse complémentaire réalisée pour trois de ces travailleurs au moyen de la technique d'hybridation fluorescente *in situ* (FISH) a abouti à des doses de 0,9, 2,0 et 2,7 Sv (Sh00). Bien qu'aucun effet déterministe n'ait été relevé à ce jour, il se peut bien que l'on observe à l'avenir certains effets des rayonnements sur la santé des membres de ce groupe.

Plus de seize ans après l'accident, les comparaisons entre les différentes techniques de dosimétrie confirment l'efficacité de la technique fondée sur les aberrations chromosomiques mais montrent que certaines méthodes nouvelles recommandées par plusieurs chercheurs, telles que l'hybridation fluorescente in situ, ne paraissent pas être suffisamment sensibles ou spécifiques pour permettre

d'estimer les doses reçues par la majorité des travailleurs chargés d'assurer le retour à la normale (Li98).

Les personnes évacuées de la zone de 30 km

Sitôt après l'accident, on a entrepris la surveillance de l'environnement par mesure des débits de dose gamma. Près de 20 heures après l'accident, le vent a tourné en direction de Pripiat, les débits de dose gamma ont sensiblement augmenté dans la ville et il a été décidé d'en évacuer les habitants. Une vingtaine d'heures plus tard, les 49 000 habitants de Pripiat avaient quitté la ville dans près de 1 200 autobus. Environ 67 000 autres personnes ont été évacuées pendant les jours et les semaines qui ont suivi (en fait, jusqu'au mois de septembre) des zones contaminées (le chiffre de 86 000 personnes figurant dans le rapport établi par l'AEN en 1996 (NE95b) n'a pas été confirmé).

Certaines informations présentant de l'intérêt pour l'évaluation des doses reçues en l'occurrence se sont dégagées des réponses (au nombre de 30 000) que les personnes évacuées ont données à des questionnaires portant sur le lieu où elles séjournaient, les types de maisons dans lesquelles elles vivaient, la consommation d'iode stable et d'autres activités (Li94). La dose efficace moyenne due à l'irradiation externe a été estimée à 17 mSv, les valeurs individuelles étant comprises entre 0,1 et 380 mSv (Li94). Cette estimation de dose concorde avec la dose absorbée de 20 mGy qui a été évaluée au moyen des mesures de résonance électronique de spin (RES) du sucre et des calculs du taux d'exposition (Na94).

La principale source d'incertitude entachant l'estimation des doses efficaces moyennes provenant de l'irradiation externe tient à l'évaluation des rapports d'activité de ^{132}Te et de ^{131}I à ^{137}Cs dans le dépôt.

Doses à la thyroïde

L'activité de l'iode a été mesurée au niveau de la thyroïde chez les personnes évacuées. Plus de 5 000 mesures effectuées sur des anciens habitants de Pripiat ont été de qualité suffisante pour pouvoir servir à la reconstitution des doses (Go95a). Il ressort d'une analyse comparant les valeurs mesurées aux réponses données aux questionnaires par 10 000 personnes évacuées que les doses à la thyroïde étaient principalement imputables à l'inhalation de ^{131}I. Le tableau 6 indique les doses individuelles moyennes et les doses collectives à la thyroïde pour trois tranches d'âge. Les doses individuelles pour chaque tranche d'âge accusent un intervalle de variation correspondant à deux ordres de

grandeur. Il est apparu que le principal facteur influant sur les doses individuelles était la distance entre le lieu de résidence et le réacteur.

Tableau 6. **Doses moyennes et doses collectives à la thyroïde reçues par les personnes évacuées de Pripiat (Go95a)**

Année de naissance	Nombre de personnes	Dose individuelle moyenne (Gy)	Dose collective (personnes-Gy)
1983-1986	2 400	1.4	3 300
1971-982	8 100	0.3	2 400
≤1970	38 900	0.07	2 600

Les évaluations des doses à la thyroïde chez les personnes évacuées de la zone de 30 km (Li93a) ont fait apparaître, dans le cas des jeunes enfants, des doses du même ordre de grandeur que celles reçues par les personnes évacuées de la ville de Pripiat. Les expositions auxquelles les adultes ont été soumis étaient supérieures. Ces doses élevées étaient dues à une plus grande consommation de denrées alimentaires contaminées par ^{131}I parmi les personnes évacuées plus tard de la zone de 30 km.

Doses à l'organisme entier

Les doses à l'organisme entier reçues par les personnes évacuées étaient principalement dues à l'exposition par irradiation externe provenant de $^{132}Te/^{132}I$, ^{134}Cs et ^{137}Cs déposés et des radionucléides à courte période présents dans l'air. Des mesures du débit de dose gamma dans l'air ont été effectuées toutes les heures sur une trentaine de sites à Pripiat et tous les jours sur environ quatre-vingt sites dans la zone de 30 km. Compte tenu des résultats de ces mesures et des réponses aux questionnaires, on a procédé à la reconstitution des doses à l'organisme entier dans le cas des 90 000 personnes évacuées de la partie ukrainienne de la zone de 30 km (Li94). Les doses estimées accusent un large intervalle de variation, leur valeur moyenne étant de 15 mSv. La dose collective a été évaluée à 1 300 personnes-Sv. Les 24 000 personnes évacuées au Bélarus pourraient avoir reçu des doses légèrement supérieures car le vent dominant soufflait initialement en direction du nord.

Les estimations des doses collectives reçues par les populations qui ont été évacuées en 1986 des zones contaminées du Bélarus, de la Russie et de l'Ukraine s'élevaient à environ 3 800 personnes-Sv pour la dose efficace et

25 000 personnes-Sv pour les doses à la thyroïde (UN00). La plupart des doses collectives ont été reçues par les populations du Bélarus et de l'Ukraine.

Etant donné que les distributions de comprimés d'iode sont intervenues avec un retard d'une semaine et que seule une partie de la population a été couverte, la dose collective à la thyroïde provenant de l'ingestion de lait contaminé qui a été évitée a représenté de l'ordre de 30 % de la dose collective prévue au niveau de la thyroïde provenant de cette voie d'exposition, cependant que les doses à la thyroïde dues à l'inhalation sont demeurées inchangées.

Personnes résidant dans les zones contaminées

Les zones contaminées par l'accident de Tchernobyl ont été définies par rapport au niveau du fond de rayonnement du dépôt de ^{137}Cs causé par les essais d'armes dans l'atmosphère qui, lorsqu'il est corrigé pour tenir compte de la décroissance radioactive jusqu'en 1986, est d'environ 2 à 4 kBq.m^{-2}. Vu les variations autour de ce niveau, il est courant de se référer au niveau de 37 kBq.m^{-2} pour la zone touchée par l'accident de Tchernobyl.

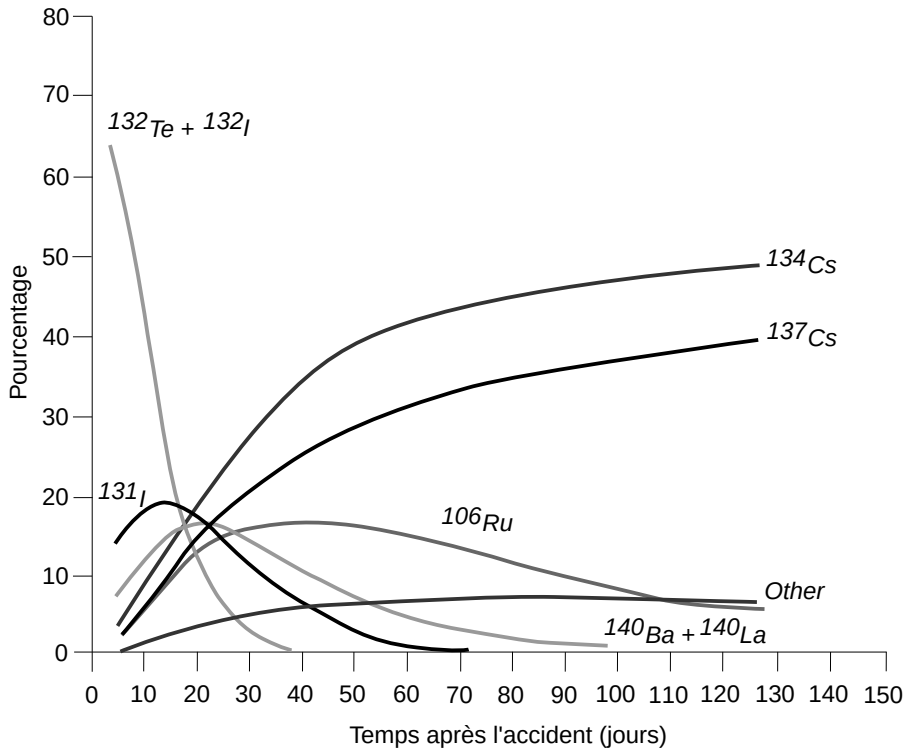
De l'ordre de 3 % de la partie européenne de l'ex-URSS ont été contaminés par des niveaux de dépôt de ^{137}Cs dépassant 37 kBq.m^{-2}. Nombre de personnes continuent à résider dans ces territoires contaminées. Bien que des efforts aient été faits en vue de limiter les doses auxquelles la population était exposée, 4 400 000 personnes résidaient dans des zones où la contamination par ^{137}Cs était comprise entre 37 et 185 kBq.m^{-2} et 580 000, dans des zones où elle variait entre 185 et 555 kBq.m^{-2}. Les régions où les niveaux de dépôt de ^{137}Cs sont supérieurs à 555 kBq.km^{-2} ont été qualifiées de zones strictement contrôlées. Dans ces zones, on a réussi, grâce à des mesures de prévention, à maintenir la dose efficace annuelle en dessous de 5 mSv. En raison de l'ampleur des migrations, le nombre de personnes résidant dans ces zones strictement contrôlées était d'environ 193 000 en 1995, accusant donc un recul par rapport à celui de 273 000 enregistré en 1986-1987.

Au cours des tout premiers mois, compte tenu du rejet important de ^{131}I à court terme, la thyroïde était l'organe le plus exposé, la principale voie d'exposition étant celle du lait de vache. Pendant la première année suivant l'accident, les doses par irradiation externe provenaient du dépôt sur le sol de radionucléides se caractérisant par des périodes égales ou inférieures à un an uniquement dans les régions proches du réacteur mais, dans les zones plus éloignées, c'est le dépôt de césiums radioactifs qui a le plus contribué à la radioexposition un mois seulement après l'accident. Au cours des années suivantes, les doses reçues par les populations résidant dans les zones

contaminées provenaient presque essentiellement de l'exposition par irradiation externe imputable à ^{134}Cs et ^{137}Cs déposés sur le sol et de l'exposition par irradiation interne due à la contamination des denrées irradiées par ces deux isotopes.

Un très grand nombre de mesures ont été effectuées dans les trois républiques. Les publications établies à des fins réglementaires surestiment en général les doses moyennes qui ont été reçues pendant la période 1986-1990.

Figure 8. **Débit de dose absorbée dans l'air dans une zone contaminée de la Fédération de Russie au cours des tout premiers mois suivant l'accident de Tchernobyl : Part revenant aux différents radionucléides**



Crédit: Sources and Effects of Ionising Radiation – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation – UNSCEAR 2000 report to the General Assembly with Scientific Annexes – Volume II: Effects, United Nations.

Doses à la thyroïde

Les multiples mesures de l'activité de l'iode dans la glande thyroïde constituent la principale source d'informations pour la reconstitution des doses. Les mesures effectuées en mai/juin 1986 ont été au nombre de 150 000 en Ukraine, de plusieurs centaines de milliers au Bélarus et de plus de 60 000 dans la Fédération de Russie. Une partie de ces mesures a été exécutée au moyen d'une instrumentation et dans des conditions de mesure non appropriées et ne sauraient être utilisées à des fins d'évaluation des doses. Sur la base de ces mesures, on procède à la reconstitution des doses à la thyroïde chez les personnes qui résidaient dans des zones où des mesures directes au niveau de la thyroïde ont été effectuées dans les semaines suivant l'accident, en utilisant les données disponibles sur le dépôt de ^{131}I et de ^{137}Cs.

Le fait d'avoir absorbé de l'iode stable à des fins prophylactiques n'a en général pas été pris en compte dans la détermination des doses à la thyroïde (sauf dans le cas des personnes évacuées de Pripiat, la prophylaxie à l'iode n'a pas réussi à réduire sensiblement les doses car elle est intervenue trop tard).

En raison de la grande variabilité des doses individuelles, il est difficile d'établir des estimations de la distribution des doses et les estimations de doses actuelles demeurent entachées d'importantes incertitudes, notamment dans les zones où seules quelques mesures de l'activité ont été effectuées au niveau de la thyroïde. Ce sont les enfants de la région de Gomel, au Bélarus, qui ont reçu les plus fortes doses. La distribution des valeurs estimées des doses individuelles à la thyroïde chez les enfants de 0 à 7 ans est reproduite au tableau 7.

Tableau 7. **Distribution des doses individuelles estimées à la thyroïde chez les enfants de 0 à 7 ans dans les districts contaminés de Gomel and de Moghilev**

	Gomel	**Moghilev**	**Total**
<0.05	784	256	1040
0.05-0.1	527	339	866
0.1-0.3	1762	586	2348
0.3-1	3573	476	4049
1-2	1983	119	2102
>2	5727	44	5771

En ce qui concerne la population du Bélarus, la dose moyenne à la thyroïde est comprise entre 0,9 et 1 Gy pour les enfants de 0 à 7 ans et s'établit à 0,3 Gy pour l'ensemble de la population, ce qui donne des doses collectives atteignant respectivement 34 000 et 134 000 personnes-Gy (Il91). S'agissant des populations des trois républiques, les doses collectives à la thyroïde sont approximativement estimées à 550 000, 200-300 000 et 390 000 personnes-Gy, respectivement pour le Bélarus, la Fédération de Russie et l'Ukraine (UN00). La dose moyenne à la thyroïde reçue par les populations des trois républiques est évaluée à 7 mGy et dépasse 1 Gy dans le cas des enfants les plus exposés (UN00). Dans les huit régions les plus contaminées d'Ukraine où des mesures de la thyroïde ont été faites, la dose collective reçue par cette tranche d'âge a été d'environ 60 000 personnes-Sv et celle reçue par l'ensemble de la population, d'environ 200 0000 personnes-Sv (Li93). Dans la Fédération de Russie, la dose collective reçue par l'ensemble de la population a été de l'ordre de 100 000 personnes-Sv (Zv93).

Les doses à la thyroïde sont de l'ordre de deux fois plus élevées dans les zones rurales que dans les zones urbaines.

Une estimation de la distribution des doses parmi les enfants de la région de Gomel est reproduite au tableau 8. Pour le Bélarus dans son ensemble, la dose collective à la thyroïde reçue par les enfants (de 0 à 14 ans) au moment de l'accident a été évaluée à environ 170 000 personnes-Gy (Ri94). À ce jour, le rapport du Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) donne une estimation de 34 000 personnes-Gy pour les enfants de 0 à 7 ans (UN00).

Tableau 8. **Distribution des doses à la thyroïde chez les enfants (de 0 à 15 ans) dans la région de Gomel au Bélarus (d'après le rapport UN00)**

	<1 an	**1-7 ans**	**8-15 ans**
<0.05	134	650	1 058
0.05–0.1	58	469	884
0.1–0.3	224	1 538	2 998
0.3–1	587	2 986	4 729
1–2	318	1 665	1 563
>2	3 667	2 060	1 107

Dans certains villages de Russie, les doses moyennes ont été supérieures à 1 Gy et les doses individuelles ont dépassé 10 Gy.

On ne dispose que d'informations limitées sur les doses délivrées à la thyroïde *in utero*. Selon les estimations contenues dans une étude portant sur 250 enfants nés entre les mois de mai 1986 et de février 1987 au Bélarus, les doses à la thyroïde ont pu atteindre 4,3 Gy, 135 enfants ayant été exposés à moins de 0,3 Gy, 95 enfants, à des doses comprises entre 0,3 et 1 Gy et 20 enfants, à des doses supérieures à 1 Gy (Ig99).

L'évaluation des réponses aux questionnaires sur les taux de consommation de denrées alimentaires pendant la période mai/juin 1986 et les mesures de la contamination des denrées ont montré que ^{131}I présent dans le lait constituait la principale source d'exposition de la thyroïde pour la population résidant dans les zones contaminées. Cependant, dans des cas particuliers, la consommation de légumes frais a notablement contribué à la radioexposition.

Doses à l'organisme entier

Deux principales voies d'exposition ont contribué aux doses à l'organisme entier reçues par la population des zones contaminées, à savoir l'exposition par irradiation externe provenant des radionucléides déposés (Iv95) et l'incorporation de césium radioactif contenu dans les denrées alimentaires.

La radioexposition externe est directement liée à l'activité surfacique des radionucléides et est influencée par les débits de dose gamma dans l'air sur les lieux d'occupation. Il apparaît que ce sont les forestiers et d'autres travailleurs habitant dans des maisons à charpente de bois qui ont reçu les doses les plus élevées

Les zones les plus fortement contaminées sont pour la plupart rurales et une grande partie de l'alimentation est produite au plan local. C'est pourquoi, l'absorption de césium par les plantes à partir du sol contribue de façon déterminante à la radioexposition interne. Ces régions se caractérisent par des facteurs de transfert extraordinairement élevés, notamment la région de Rovno en Ukraine, où même une contamination modérée des sols a conduit à de fortes doses. Selon un classement par ordre décroissant d'importance des facteurs de transfert, les régions qui viennent ensuite sont celles comportant des sols tourbeux, des sols de forêt stériles et acides de type sablonneux et glaiseux et du tchernoziom, qui est une terre noire riche

Pendant les premières années suivant l'accident, l'absorption de césium a été presque partout principalement imputable à la consommation de lait produit

au plan local (Ho94). Plus tard, toutefois, les champignons ont commencé à contribuer de façon notable, dans de nombreux lieux d'habitation, à l'incorporation de césium pour deux raisons. En premier lieu, la contamination du lait a diminué avec le temps, alors que la contamination des champignons est demeurée relativement constante. En second lieu, par suite d'une évolution des conditions économiques dans les trois républiques, les gens cueillent à nouveau davantage de champignons que pendant les premières années suivant l'accident.

On estime désormais que, dans le cas des populations urbaines et rurales des trois républiques, les doses normalisées sur toute la durée de vie sont comprises entre 42 et 88 μSv par kBq.m^{-2} de ^{137}Cs, dont 60 % sont reçus pendant les dix premières années. Ces valeurs sont inférieures aux premières estimations car elles sont plus réalistes et tiennent compte, notamment, de la migration verticale du césium dans les sols. Au cours des dix premières années suivant l'accident, les doses efficaces moyennes dans ces régions étaient comprises entre 5 mSv dans les zones urbaines de la Russie et 11 mSv dans les zones rurales de l'Ukraine. La variabilité de la distribution des doses pourrait être représentée par une distribution log-normale avec un écart-type géométrique de 1,54. Les mesures de décontamination n'ont eu qu'une incidence limitée sur les personnes du public. On s'attendait à ce que la fraction de la dose qui pourrait être évitée dans le cas de l'ensemble de la population soit inférieure à 15 % et que cette fraction ne soit que de 35 % dans le cas des enfants des écoles. La dose collective totale évitée grâce aux procédures de décontamination a été évaluée à 1 500 mSv pour les quatre premières années.

Les tableaux 9 et 10 font apparaître la distribution de la dose collective provenant de l'irradiation externe par région et intervalle de dose.

Tableau 9. **Estimation de la dose efficace collective reçue par les populations des zones contaminées (1986-1995) compte non tenu de la dose à la thyroïde**

Région	**Population**	**Dose efficace collective (personnes-Gy)**		
		Radio-exposition externe	Radio-exposition interne	Radio-exposition totale
Bélarus	1 880 612	9 636	5 504	15 140
Fédération de Russie	1 983 000	8 450	4 990	13 440
Ukraine	1 296 000	6 100	7 860	13 960
Total	5 159 600	24 186	18 354	42 540

Tableau 10. **Distribution des doses efficaces totales estimées reçues par les populations des zones contaminées (1986-1995) compte non tenu de la dose à la thyroïde**

	Nombre de personnes		
Intervalle de dose (mGy)	**Bélarus**	**Fédération de Russie**	**Ukraine**
<1	133053	155301	–
1-5	1163 490	1 253 130	330 900
5-20	439620	474 176	807 900
20-50	113789	82876	148 700
50-100	25065	14580	7700
100-200	5105	2979	400
>200	790	333	–

Le Tableau 11 récapitule une estimation des doses à l'organisme entier reçues par les habitants des zones les plus fortement contaminées. En moyenne, c'est l'irradiation externe qui a, de loin, le plus contribué à la radioexposition totale de la population (Er94). Cependant, les doses les plus élevées reçues par des individus sont imputables à la consommation de denrées provenant des zones caractérisées par un taux élevé de transfert de radionucléides.

La dose efficace collective totale reçue pendant les dix premières années suivant l'accident par les 5,2 millions de personnes environ vivant dans les zones contaminées du Bélarus, de la Fédération de Russie et de l'Ukraine est évaluée à 24 200 personnes-Sv. En d'autres termes, étant donné que dix ans représentent 60 % de la valeur totale, la dose collective par irradiation externe sur toute la durée de vie serait de 40 300 personnes-Sv (UN00).

Les doses par irradiation interne ont été estimées à 5 500 personnes-Sv pour le Bélarus, à 5 000 personnes-Sv pour la Fédération de Russie et à 7 900 personnes-Sv pour l'Ukraine. Etant donné que dix ans représentent 90 % de la valeur totale, la dose collective par irradiation interne sur toute la durée de vie pour les habitants des trois républiques serait de 20 400 personnes-Sv au total, ce qui correspond à une dose efficace individuelle moyenne, sur toute la durée de vie, de 3,9 mSv (UN00).

Tableau 11. **Distribution des doses par irradiation externe et des doses totales à l'organisme entier reçues pendant la période 1986-89 par les habitants des zones contaminées (activité surfacique de ^{137}Cs >555 kBq/m^2) (Ba94)**

Dose à l'organisme entier (mSv)	Radioexposition externe		Radioexposition totale	
	Nombre de personnes	Dose collective (personnes-Sv)	Nombre de personnes	Dose collective (personnes-Sv)
5-20	132 000	1 700	88 000	1 200
20-50	111 000	3 500	132 000	4 200
50-100	24 000	1 600	44 000	3 000
100-150	2 800	330	6 900	820
150-200	530	88	1 500	250
>200	120	26	670	160
Total	**270 000**	**7 300**	**273 000**	**9 700**

Les doses collectives totales à la thyroïde au Bélarus, dans la Fédération de Russie et en Ukraine ont été évaluées respectivement à 550 000, 250 000 et 740 000 personnes-Gy.

La valeur totale d'environ 60 700 personnes-Sv pour les doses par irradiation externe et interne correspond à une dose efficace individuelle moyenne, sur toute la durée de vie, de 12 mSv, compte non tenu de la dose collective à la thyroïde reçue au cours de la première année. Celle-ci est estimée à 1 500 000 personnes-Gy au total pour les trois pays.

Populations à l'extérieur de l'ex-URSS

Même si les rejets de matières radioactives au cours de l'accident de Tchernobyl ont principalement touché les populations du Bélarus, de la Russie et de l'Ukraine, les matières rejetées ont continué à se disperser à travers l'atmosphère et des radionucléides volatils d'importance primordiale (^{131}I and ^{137}Cs) ont été détectés dans la plupart des pays de l'hémisphère nord. Cependant, les doses reçues par la population ont été, dans la plupart des lieux, bien inférieures à celles relevées dans les zones contaminées de l'ex-URSS ; elles reflétaient les niveaux de dépôt de ^{137}Cs and étaient plus élevées dans les

zones où le passage du nuage radioactif a coïncidé avec des précipitations. Dans l'ensemble toutefois, et hormis quelques exceptions notables, les doses ont diminué parallèlement à la distance par rapport au réacteur (Ne87).

Au cours des toutes premières semaines suivant l'accident, c'est ^{131}I qui a apporté la principale contribution à la dose, par ingestion de lait (Ma91). Les doses à la thyroïde chez le nourrisson étaient en général comprises entre 1 et 20 mGy en Europe, entre 0,1 et 5 mGy en Asie et étaient de l'ordre de 0,1 mGy en Amérique du Nord. Les doses à la thyroïde chez l'adulte étaient inférieures d'un facteur 5 environ (UN88).

Par la suite, ^{134}Cs et ^{137}Cs ont été à l'origine de la plus grande partie de la dose par irradiation tant externe qu'interne (Ma89). Les doses à l'organisme entier reçues pendant la première année suivant l'accident étaient généralement comprises entre 0,05 et 0,5 mGy en Europe, entre 0,005 et 0,1 mGy en Asie et étaient de l'ordre de 0,001 mGy en Amérique du Nord. Les doses totales à l'organisme entier présumées s'accumuler pendant la durée de vie des individus sont, selon les estimations, trois fois supérieures aux doses reçues au cours de la première année (UN88).

En résumé

Un grand nombre de personnes ont reçu des doses importantes du fait de l'accident de Tchernobyl :

- **Les « liquidateurs »** – Des centaines de milliers de travailleurs, dont le nombre est évalué à 600 000, ont participé aux opérations d'assainissement. Les plus exposés, avec des doses de plusieurs grays, sont les travailleurs qui ont pris part aux travaux sitôt après le début de l'accident et les chercheurs qui se sont acquittés de tâches particulières dans le sarcophage. Selon les indications fournies, les doses moyennes reçues par les « liquidateurs » se situent dans une fourchette comprise entre 170 mSv en 1986 et 15 mSv en 1989.
- **Les personnes évacuées** – Plus de 100 000 personnes ont été évacuées pendant les toutes premières semaines suivant l'accident. Elles ont été exposées à une irradiation interne provenant de l'inhalation d'iode radioactif, notamment ^{131}I, et à une irradiation externe due à la radioactivité présente dans le nuage et déposée sur le sol. D'après les estimations, les doses à la thyroïde ont été en moyenne de 1 Gy environ pour les enfants qui avaient moins de trois ans au moment de l'accident et de 70 mGy environ pour les adultes.

Les doses à l'organisme entier reçues par irradiation externe préalablement à l'évacuation de la partie ukrainienne de la zone de 30 km accusaient un large intervalle de variation, leur valeur moyenne étant de 15 mGy.

- **Les personnes résidant dans les zones contaminées de l'ex-URSS** – Près de 270 000 personnes résident dans des zones contaminées où les niveaux de dépôt de ^{137}Cs sont supérieurs à 555 kBq/m^2. Les doses à la thyroïde, principalement imputables à la consommation de lait de vache contaminé par ^{131}I, ont été reçues pendant les toutes premières semaines suivant l'accident ; les enfants de la région de Gomel (Bélarus) paraissent avoir reçu les plus fortes doses à la thyroïde, celles-ci étant comprises entre des niveaux négligeables et 40 Gy et s'établissant en moyenne à près de 1 Gy pour les enfants de 0 à 7 ans. En raison du contrôle des denrées alimentaires dans ces zones, la plus grande partie de la radioexposition était due à l'irradiation externe provenant de l'activité de ^{137}Cs déposée sur le sol ; les doses à l'organisme entier pendant la période 1986-1989 sont, selon les estimations, comprises entre 5 et 250 mGy et s'établissent en moyenne à 40 mGy. Dans les zones exemptes de contrôle des denrées alimentaires, il y a certains endroits tels que la région de Rovno en Ukraine, où le facteur de transfert de ^{137}Cs du sol aux plantes est très élevé ; par conséquent, les doses imputables à l'irradiation interne sont supérieures aux doses dues à l'irradiation externe.

- **Populations à l'extérieur de l'ex-URSS** – Les matières radioactives de nature volatile (telles que l'iode et le césium) qui ont été libérées au cours de l'accident se sont disséminées dans tout l'hémisphère nord. Les doses reçues par les populations à l'extérieur de l'ex-URSS ont été relativement faibles et ont laissé apparaître de grandes différences d'un pays à l'autre, selon notamment que des précipitations s'étaient ou non produites pendant le passage du nuage radioactif.

Chapitre V

INCIDENCES SUR LA SANTÉ

Lorsque les rayonnements ionisants traversent l'organisme, ils agissent sur les tissus, transférant de l'énergie aux cellules et autres éléments constitutifs par ionisation de leurs atomes. Ce phénomène a été étudié très à fond dans le matériel génétique critique, l'ADN, qui contrôle les fonctions des cellules. Si les dommages causés à l'ADN sont légers et que la progression du dommage n'est pas rapide, c'est-à-dire que le débit de dose est faible, la cellule peut être en mesure de réparer la plupart de ces dommages. Si les dommages sont irréparables et suffisamment graves pour interférer avec la fonction cellulaire, la cellule risque de mourir, soit immédiatement, soit après plusieurs divisions.

À de faibles doses, les mécanismes normaux qui régulent la régénération cellulaire permettent de remédier à la mort des cellules. Cependant, à des doses et débits de dose élevés, la réparation et la régénération peuvent ne pas être suffisantes, de sorte qu'un grand nombre de cellules risquent d'être détruites et la fonction de l'organe peut s'en trouver altérée. Cette mort rapide et irrémédiable des cellules à de fortes doses entraîne des effets nocifs précoces des rayonnements qui se manifestent dans les jours ou semaines suivant l'exposition et sont connus sous le terme « d'effets déterministes ». Ces effets déterministes peuvent constituer une menace pour la vie à court terme si la dose est suffisamment élevée et ils ont été à l'origine de la plupart des décès précoces lors de l'accident de Tchernobyl.

Les doses et débits de dose plus faibles ne produisent pas ces effets précoces aigus car les mécanismes de réparation cellulaire existants sont aptes à compenser les dommages. Cependant, cette réparation peut être incomplète ou défectueuse, auquel cas la cellule risque d'être altérée au point de devenir cancéreuse, peut-être plusieurs années plus tard, ou sa transformation risque d'entraîner des défauts génétiquement transmissibles à long terme. Ces effets tardifs, l'induction du cancer et les défauts héréditaires sont connus sous le terme « d'effets stochastiques » ; pour ces effets, c'est la fréquence, et non la gravité, qui dépend de la dose. En outre, ils ne sont pas propres aux

rayonnements et ne peuvent donc être directement imputés à une radio-exposition donnée.

Pour cette raison, il n'est pas possible de mesurer les effets de faibles doses sur l'homme, aussi les prévisions de risque relatives aux incidences futures sur la santé d'une exposition à une faible dose de rayonnements ionisants doivent-elles être établies par extrapolation à partir des effets mesurés de doses élevées. Il est admis qu'aucune dose de rayonnement ionisant n'est potentiellement inoffensive et que la fréquence des effets stochastiques à de faibles doses est proportionnelle à celle intervenant à des doses élevées. Cette hypothèse prudente a été adoptée pour faciliter la planification des dispositions en matière de radioprotection lorsqu'il est envisagé d'introduire des pratiques mettant en jeu des rayonnements ionisants. La CIPR a évalué à 5 % par sievert le risque de cancer mortel pour la population du fait de l'exposition de l'organisme entier (IC90).

Les incidences sanitaires de l'accident de Tchernobyl sont de deux ordres : les effets aigus (« effets déterministes ») et les effets tardifs (« effets stochastiques ») ; par ailleurs, des facteurs sociaux et psychologiques peuvent également influer sur la santé.

Effets sur la santé induits par les rayonnements

Effets aigus

Les effets déterministes aigus se sont tous produits parmi le personnel de la centrale ou parmi les personnes qui ont été appelées à lutter contre l'incendie et à participer aux premières opérations d'assainissement.

Deux décès ont été immédiatement associés à l'accident : une personne tuée par l'explosion et une autre atteinte de thrombose coronaire. Une troisième personne est décédée tôt le matin de l'accident par suite de brûlures thermiques. Vingt-huit autres personnes sont décédées ultérieurement dans les centres de traitement, ce qui porte à 31 le nombre total de personnes décédées au cours des premières semaines suivant l'accident (UN88).

Toutes les personnes présentant des symptômes d'une exposition due à leur présence sur le site ont été hospitalisées. Sur les 499 personnes au total admises pour observation, 237 souffraient, selon le premier diagnostic qui a été porté, d'un syndrome d'irradiation aiguë. La gravité et la rapidité de l'apparition de leurs symptômes dépendaient de la dose à laquelle elles avaient été soumises. Les signes et symptômes précoces du syndrome d'irradiation dû à de fortes

doses se sont manifestés notamment sous la forme de diarrhées, de vomissements, de fièvre et d'érythème. Plus de 200 patients ont été placés dans des hôpitaux régionaux et des centres spécialisés au cours des 24 premières heures. Les patients ont été répartis en quatre catégories liées à la gravité du syndrome d'irradiation en fonction des symptômes et signes qu'ils présentaient et des estimations de doses. La numération différentielle des globules blancs a fait apparaître une réduction des lymphocytes en circulation (lymphocytopénie), qui a été le premier indice de la gravité de l'exposition et est apparu au cours des 24 à 36 premières heures dans le cas des personnes les plus gravement irradiées.

Aucune personne du public n'a reçu des doses à l'organisme entier qui soient suffisamment élevées pour induire un syndrome d'irradiation aiguë (IA86). Cette observation a été confirmée au Bélarus où, entre mai et juin 1986, 11 600 personnes ont fait l'objet d'examens qui n'ont révélé aucun cas de syndrome d'irradiation aiguë.

Dans le groupe des personnes atteintes du syndrome d'irradiation aiguë qui a été soumis à la plus forte exposition (6-16 Gy), la première réaction s'est généralement traduite par des vomissements, qui se sont produits dans les 15 à 30 minutes suivant l'exposition. Ces patients étaient très gravement malades, la fièvre et l'intoxication ainsi que les diarrhées et les vomissements constituant les principaux symptômes. Les muqueuses ont été gravement atteintes, devenant oedématiées, sèches et ulcérées, ce qui rendait la respiration et la déglutition extrêmement pénibles et difficiles. Des brûlures étendues d'origine thermique et dues aux rayons bêta sont souvent venues compliquer la maladie. Au cours des deux premières semaines, il y a eu une baisse impressionnante du nombre de globules blancs et de plaquettes, témoignant d'une très forte dose qui avait compromis la production de cellules sanguines dans la moelle osseuse, et les malades se trouvaient alors pratiquement dans l'impossibilité de lutter contre l'infection ou de conserver l'activité régénératrice naturelle du sang. Presque tous les malades ayant reçu des doses aussi élevées sont décédés (20 sur 21), malgré le traitement médical spécialisé intensif qui leur a été prodigué.

À de plus faibles expositions, les symptômes, signes et résultats de laboratoire étaient moins préoccupants. Les vomissements ont débuté plus tard, le nombre de plaquettes et de globules blancs n'a pas chuté aussi précipitamment, et la fièvre et la toxémie ont été moins marquées. Les brûlures cutanées dues aux rayons bêta ont constitué une complication majeure et les dommages causés aux muqueuses ont été difficiles à traiter, mais le taux de survie s'est nettement amélioré à des doses plus faibles, de sorte qu'aucun décès précoce n'a été relevé dans le groupe soumis à une exposition de moins de 1 à 2 Gy (voir tableau 12).

Tableau 12. **Mesures radiologiques des personnes hospitalisées, atteintes du syndrome d'irradiation aiguë**

Nombre de patients	Dose estimée (Gy)	Nombre de décès
21	6-16	20
21	4-6	7
55	2-4	1
140	moins de 2	0
Total 237		**28**

Nombreux sont les traitements médicaux qui peuvent être entrepris en vue soigner le syndrome d'irradiation aiguë. Toutes ces procédures ont été appliquées avec plus ou moins de succès aux personnes hospitalisées. Parmi les traitements dispensés dans les hôpitaux à la suite de l'accident figurent la perfusion d'éléments constitutifs du sang, de fluides et d'électrolytes, les antibiotiques, les agents antifongiques, le traitement en chambre stérile et la transplantation de moelle osseuse.

La diminution de la fonction médullaire observée après l'accident a principalement fait l'objet d'un traitement de soutien. Des mesures d'hygiène particulières ont été prises ; les vêtements des patients ont été changés au moins deux fois par jour et des techniques aseptiques ont été utilisées. Des agents antifongiques ont été administrés après la deuxième semaine aux patients qui avaient reçu des doses supérieures à 2 Gy. Des antibiotiques et des gamma-globulines leur ont aussi été administrés.

La transplantation de moelle osseuse a été pratiquée sur treize patients considérés comme ayant subi des dommages irréversibles au niveau de la moelle osseuse à la suite de doses supérieures à 4 Gy. Tous ces patients, sauf deux, sont morts, certains avant même que la moelle transfusée ait eu une chance de « prendre » mais, chez d'autres, il n'y a pas eu de rejet à court terme. On en a conclu que, même après avoir été soumise à de très fortes doses d'irradiation, la moelle osseuse peut fort bien ne pas être complètement détruite et peut récupérer au moins une certain fonction à un stade ultérieur. C'est cette récupération qui peut conduire à un rejet ultérieur de la moelle transplantée par une réaction dite « du greffon contre l'hôte ». Les médecins chargés de traiter les victimes de l'accident sont parvenus à la conclusion que la transplantation de moelle osseuse devrait jouer un rôle très limité dans le traitement.

Les brûlures, aussi bien d'origine thermique que dues aux rayons bêta, ont été traitées par excision chirurgicale du tissu qui n'était plus viable. Toute perte de liquides et d'électrolytes a été compensée par une alimentation par voie parentérale utilisée pour traiter le syndrome gastro-intestinal, qui constitue l'une des principales caractéristiques du syndrome d'irradiation aiguë. Le syndrome oropharyngien de destruction des muqueuses, les oedèmes et l'absence de lubrification provenant des dommages causés par les rayonnements à la muqueuse de la bouche et du pharynx ont été extrêmement difficiles à traiter et ont gravement altéré la déglutition et la respiration.

Sur le plan de l'organisation, le traitement de très nombreux grands malades a aussi soulevé des problèmes importants. Des soins infirmiers intensifs et une surveillance soutenue ont dû être assurés 24 heures sur 24 dans de petites unités. Il a fallu initier le personnel à de nouvelles techniques de soins et de traitement des patients et examiner un grand nombre d'échantillons de diagnostic. Les dispositions logistiques requises pour la prise en charge médicale devaient être bien établies avant qu'un programme thérapeutique puisse être mené de façon efficace.

De 1987 à 1998, il y a eu onze décès parmi les survivants dont le syndrome d'irradiation aiguë avait été confirmé et qui avaient reçu des doses comprises entre 1,3 et 5,2 Gy. On a observé trois cas de maladie coronaire, deux cas de syndrome de myélodysplasie, deux cas de cirrhose du foie, ainsi qu'un décès par gangrène pulmonaire, un par tuberculose pulmonaire et un par embolie graisseuse. Un patient présentant un syndrome de degré II est mort en 1988 d'une leucémie myéloïde aiguë.

Des brûlures cutanées dues aux rayonnements ont été observées chez 56 patients. Les principales causes d'invalidité permanente chez les personnes ayant survécu au syndrome d'irradiation aiguë sont la cicatrisation et l'ulcération consécutives aux cataractes.

Les fonctions sexuelles et la fertilité ont été étudiées jusqu'en 1996 chez les personnes ayant survécu au syndrome d'irradiation aiguë. Les troubles sexuels fonctionnels dominaient le tableau, cependant que quatorze enfants normaux sont nés dans des familles ayant survécu au syndrome d'irradiation aiguë, au cours des cinq premières années.

Les patients atteints d'un syndrome d'irradiation aiguë de degré III ou IV accusaient une grave perte des défenses immunitaires. Toutefois, ces anomalies ne sont pas nécessairement liées à un déficit immunitaire cliniquement manifeste.

Effets tardifs

De nombreux rapports ont fait état d'une augmentation de la fréquence de certaines maladies à la suite de l'accident de Tchernobyl. En fait, l'accident a, selon les connaissances actuelles, accru la fréquence des cancers de la thyroïde. En outre, il a eu des conséquences sociales et psychologiques négatives. En ce qui concerne les autres affections, la communauté scientifique n'a jusqu'ici pas pu les rattacher aux effets des rayonnements ionisants. Cependant, de grands projets de recherche ont été menés et sont en cours en vue d'approfondir la question. C'est ainsi que l'OMS (WH95) a lancé le Programme international sur les effets sanitaires de l'accident de Tchernobyl (IPHECA). Ce programme était initialement axé sur des projets pilotes concernant la leucémie, les affections thyroïdiennes, l'hygiène bucco-dentaire au Bélarus, la santé mentale chez les enfants irradiés avant la naissance et l'établissement de registres épidémiologiques. La phase pilote s'est achevée en 1994 et, compte tenu des résultats obtenus, des efforts sont actuellement déployés en vue d'élaborer des programmes permanents à long terme portant sur les affections thyroïdiennes, l'état de santé des travailleurs chargés d'assurer le retour à la normale à la suite de l'accident, la reconstitution des doses et les orientations à donner au public en cas d'accident. Il y a lieu de penser que ces nouveaux projets fourniront des enseignements complémentaires au sujet de tout effet futur sur la santé.

Une estimation (An88) du nombre total de cancers pendant la durée de vie susceptibles d'être observés en Europe par suite de l'accident a laissé entrevoir une augmentation de 0,01 % environ par rapport à leur fréquence naturelle. Selon une autre évaluation, l'augmentation de la fréquence des cancers serait de 0,004 % dans l'hémisphère nord, soit un plus faible pourcentage de progression dû probablement au fait que l'importante population de tout l'hémisphère nord a été prise en compte (Pa89). Ces prévisions sont remarquablement analogues et corroborent la thèse selon laquelle les doses moyennes reçues par la population de l'hémisphère nord ont été si faibles que seules des augmentations de la fréquence des cancers de l'ordre de quelques fractions de pour cent sont prévisibles dans cette population (Pe88, Re87). De grandes parties de l'hémisphère nord, telles que l'Amérique du Nord (Hu88, Br88), l'Asie et la Sibérie, n'ont pas été contaminées de façon importante et les doses ont été sans conséquence. C'est pourquoi, les sections suivantes traitent essentiellement des effets tardifs sur la santé de la population des régions contaminées de l'ex-URSS.

Dans le cadre du Projet international de Tchernobyl organisé par l'AIEA (IA91), des études sur le terrain ont été entreprises pendant le second semestre de 1990 sur les résidants permanents des zones rurales où la contamination en surface par le césium était supérieure à 555 kBq/m^2 et sur des colonies témoins

de 2 000 à 50 000 personnes, au moyen d'un plan d'étude par comparaison de tranches d'âge. Sept colonies contaminées et six colonies témoins ont été retenues par l'équipe médicale du Projet de Tchernobyl. Comme il était impossible d'examiner toutes les personnes, des échantillons représentatifs ont été prélevés dans diverses tranches d'âge. Au total, 1 356 personnes ont été examinées, le but étant d'en examiner environ 250 provenant de chacune des principales colonies. Trois équipes médicales ont chacune passé deux semaines à effectuer des examens médicaux afin de fournir les données nécessaires à ces évaluations.

Ces examens médicaux très exhaustifs ont abouti à la conclusion générale qu'aucune anomalie sur le plan de la santé ne pouvait être attribuée à l'exposition aux rayonnements, mais qu'il existait néanmoins d'importants troubles de la santé non liés au rayonnements qui étaient analogues dans les colonies contaminées et témoins. L'accident avait eu des conséquences sociales et psychologiques négatives notables, qui ont été aggravées par les changements socio-économiques et politiques que connaissait alors l'URSS. Les données officielles communiquées aux équipes médicales étaient incomplètes et difficiles à évaluer ; en outre, elles n'étaient pas suffisamment détaillées pour exclure ou confirmer l'éventualité d'une augmentation de la fréquence de certains types de tumeurs. À ce sujet, il a été suggéré en 1991 que la fréquence des cancers en Ukraine n'accusait pas d'augmentation importante, même dans les zones les plus contaminées (Pr91).

Le rapport sur le Projet international de Tchernobyl (IA91) laissait entendre que les doses élevées à la thyroïde relevées chez certains enfants pourraient provoquer à l'avenir une augmentation statistiquement détectable de la fréquence des tumeurs thyroïdiennes. L'équipe chargée du Projet de Tchernobyl est arrivée finalement à la conclusion que, compte tenu des doses évaluées par ses soins et des estimations des risques liés aux rayonnements qui sont couramment admises, il serait difficile, voire impossible, de discerner les augmentations futures par rapport à la fréquence naturelle des cancers ou des tares héréditaires, même à l'aide d'études épidémiologiques à long terme, de vaste portée et bien conçues. Cependant, il ne faut pas oublier que cette enquête sur la santé a été effectuée quatre ans après l'accident, avant que toute augmentation de la fréquence des cancers puisse être anticipée, et qu'elle reflète l'état des personnes examinées durant quelques mois en 1990. La taille de l'échantillon a également été critiquée, car trop réduite.

Néanmoins, les estimations de doses généralement admises montrent qu'à l'exception des affections thyroïdiennes, il est improbable que l'exposition entraîne des effets discernables dus aux rayonnements dans l'ensemble de la population. Les nombreuses prévisions qui ont été faites quant aux incidences

futures de l'accident sur la santé des populations montrent toutes que, indépendamment des affections thyroïdiennes, l'effet global sera faible par rapport à la fréquence naturelle et ne devrait donc pas être discernable (An88, Be87, Hu87, Mo87, De87, Be87).

Le cancer de la thyroïde

Dès la phase initiale de l'accident de Tchernobyl, il est apparu clairement que les isotopes radioactifs de l'iode étaient à l'origine de doses importantes à la thyroïde (I190), notamment chez les enfants, et les autorités soviétiques de l'époque n'ont ménagé aucun effort non seulement pour réduire les doses au minimum, mais également pour enregistrer aussi précisément que possible les doses à la thyroïde. Les résultats de ces mesures et les évaluations visant à reconstituer les doses ont montré que certains groupes de la population avaient reçu des doses à la thyroïde élevées et qu'une augmentation du nombre d'anomalies thyroïdiennes, y compris le cancer, risquait fort de se produire à l'avenir. Tel était particulièrement le cas pour les enfants dans les régions contaminées du Bélarus, de l'Ukraine du Nord et des régions de Briansk et de Kalouga dans la Fédération de Russie. Ces doses à la thyroïde n'étaient pas sans importance et, dès 1986, des experts soviétiques prévoyaient que la thyroïde serait l'organe cible le plus susceptible de témoigner des effets des rayonnements, notamment par une fréquence accrue des tumeurs bénignes et malignes.

On savait, d'après des études antérieures sur l'irradiation principalement externe de la thyroïde, qu'une progression des tumeurs thyroïdiennes se manifeste en général six à huit ans après l'irradiation et se poursuit pendant plus de vingt ans après l'exposition, en particulier chez les enfants. Par contre, il n'était pas prévu que des anomalies thyroïdiennes deviendraient déjà détectables quatre ans environ après l'accident. Parallèlement, il était couramment admis à l'époque que l'irradiation interne par l'iode radioactif était moins cancérigène que l'irradiation externe de la thyroïde. Deux études récentes ont fait apparaître un risque élevé de mortalité par cancer de la thyroïde à la suite d'un traitement au moyen de ^{131}I administré à des adultes pour combattre l'hyperthyroïdie, résultat qui s'oppose à celui d'études antérieures (Ro98, Fr99). On estimait qu'au cours des 30 années suivantes la fréquence des cancers de la thyroïde chez l'enfant, définis comme ceux diagnostiqués entre 0 et 14 ans, pourrait augmenter d'environ 5 % et, chez l'adulte, d'environ 0,9 %. Comme on le verra, une augmentation notable a été détectée dans les régions les plus contaminées. Le nombre élevé de cas observés dans les cinq ans suivant l'accident a été surprenant car on avait pensé que le cancer de la thyroïde avait une période de latence d'au moins dix ans. Des efforts résolus ont été déployés

en vue d'estimer les doses, d'enregistrer les données, d'entreprendre des examens médicaux et de suivre les cohortes d'individus déjà considérés comme étant les plus exposés à des risques.

En Ukraine, plus de 150 000 examens ont été effectués par des équipes dosimétriques spéciales et une estimation réaliste, selon laquelle la dose collective à la thyroïde serait de 64 000 personnes-Sv, a amené à prévoir 300 cas supplémentaires de cancer de la thyroïde (Li93a). Dans les régions contaminées de la Russie, à savoir Briansk, Toula et Orel, il était prévu qu'un nombre excédentaire de cancers de la thyroïde, évalué à 349 au total, se manifesterait dans une population de 4,3 millions d'habitants (Zv93), ce qui représente une augmentation de 3 à 6 % par rapport au taux d'apparition spontanée.

Un programme de surveillance de l'état de la thyroïde chez les enfants exposés au Bélarus a été lancé à Minsk en mai/juin 1986. Les doses les plus élevées avaient été reçues par les habitants évacués du district de Khoyniki dans la région de Gomel. Au cours de cette étude, on a constaté que le nombre de cancers de la thyroïde chez l'enfant était en augmentation dans certaines zones. En ce qui concerne le Bélarus dans son ensemble (WH90, Ka92, Wi94), la fréquence des cancers de la thyroïde chez l'enfant accuse une nette tendance à la hausse depuis 1990 (Pa94). On a également constaté que cette augmentation est limitée aux zones situées dans les régions de Gomel et de Brest, alors qu'aucune progression notable n'a été observée dans les zones de Moghilev, Minsk et Vitebsk, où la contamination par l'iode radioactif est jugée avoir été plus faible. Plus de 50 % de tous les cas viennent de la région de Gomel.

De 1978 à 1986, seuls cinq cas de cancer de la thyroïde chez des enfants (qui avaient moins de 15 ans le jour de l'accident) avaient été observés à Minsk, qui est le principal centre du Bélarus pour le diagnostic et le traitement de ce type de cancer (De94). De 1986 à 1989, trois à six cas de cancer de la thyroïde chez l'enfant ont été relevés chaque année au Bélarus. Ce nombre est brusquement passé à 31 en 1990, à 62 en 1991, puis à 87 en 1993. À la fin de 1998, le nombre total de cas avait atteint plus de 600 au Bélarus. Près de 50 % des cancers précoces de la thyroïde (1992) sont apparus chez des enfants qui avaient de un à quatre ans lors de l'accident. Parallèlement, 382 cas ont été diagnostiqués en Ukraine.

L'histologie des cancers a montré qu'il s'agissait dans pratiquement tous les cas de carcinomes papillaires (Ni94) et que ceux-ci étaient particulièrement agressifs, s'accompagnant souvent d'une invasion locale prédominante et de métastases à distance, généralement au niveau des poumons. De ce fait, le traitement de ces enfants a donné de moins bons résultats que prévu, qu'il ait été

entrepris à Minsk ou dans des centres spécialisés en Europe. Des mesures de l'absorption au niveau de la thyroïde ont été effectuées au Bélarus sur environ 150 000 enfants à la suite de l'accident. D'autres données émanant d'Ukraine et de Russie témoignent d'une augmentation analogue, encore que moins prononcée, de la fréquence des cancers de la thyroïde chez l'enfant depuis 1987.

Cette augmentation de la fréquence au Bélarus a été confirmée par le rapport final d'un groupe d'experts de la CE (EC93), qui a été chargé en 1992 d'étudier l'augmentation signalée. Selon les estimations établies en 1992, la fréquence des cancers de la thyroïde chez l'enfant dans l'ensemble du Bélarus était de 2,77 pour 100 000, des informations plus récentes (UN00) portant toutefois ce chiffre à 3,9 pour 100 000 en 1992, alors qu'elle était de 11,2 et de 3,7 pour 100 000 respectivement dans les régions de Gomel et de Brest. Au Bélarus, on a observé que le nombre absolu de cancers de la thyroïde chez les enfants qui avaient de 0 à 4 ans au moment de l'accident était encore en augmentation en 1997, alors que le nombre de cancers parmi ceux qui avaient de 5 à 9 ans paraît diminuer après 1995 et demeurer stable pendant la période 1991-97 chez ceux qui avaient de 10 à 14 ans au moment de l'exposition (Ko99).

Il est assez délicat de comparer les chiffres cités par les autorités sanitaires de l'ex-URSS aux statistiques précédentes sur la fréquence de ce type de cancer car les activités antérieures de collecte de données n'étaient pas suffisamment rigoureuses. En outre, les nombres absolus peuvent différer d'un rapport à l'autre et l'échelle des âges prise en considération peut varier, allant de 0 à 14 ans, de 0 à 17 ans ou de 0 à 18 ans. Cependant, au Bélarus, tous les cas de cancer de la thyroïde chez l'enfant ont été confirmés depuis 1986 par un examen international de leur histologie et, en raison des critères plus stricts appliqués à la collecte de données, il est désormais possible de se fier à la précision et à l'exhaustivité de ces dernières. Une tentative a été faite, dans le rapport susmentionné de la CE (EC93), en vue d'examiner les estimations relatives à la fréquence. Les experts de la CE ont confirmé que la fréquence des cancers de la thyroïde chez les enfants (de 0 à 14 ans) avant l'accident au Bélarus (comprise entre 0 et 0,14/100 000/an) était analogue à celle relevée dans d'autres registres des cas de cancer, ce qui montre que la collecte de données a été correctement menée au Bélarus. Ils ont constaté que cette fréquence est brusquement passée à 3,9/100 000/an en 1991 et à 5,6/100 000/an en 1995 et 1997, soit une augmentation d'un facteur 40 environ.

Il ressort des chiffres les plus récemment publiés que les taux d'apparition du cancer de la thyroïde chez l'enfant (Sr95) sont incontestablement en augmentation, comme le montre le tableau 13. Au moment où

ce rapport a été rédigé, trois des 1036 enfants pris en compte dans le tableau 13 ci-dessous étaient décédés des suites de leur maladie.

Tableau 13. **Le cancer de la thyroïde chez les enfants âgés de moins de 15 ans au moment du diagnostic : nombre de cas et taux d'apparition pour 100 000 enfants**

	86	**87**	**88**	**89**	**90**	**91**	**92**	**93**	**94**	**95**	**96**	**97**	**98**
Bélarus	3 0.2	4 0.3	6 0.4	5 0.3	31 1.9	62 3.9	62 3.9	87 5.5	77 5.1	82 5.6	67 4.8	73 5.6	48 3.9
Fédération de Russie	–	1 0.3	–	–	1 0.3	1 0.3	3 0.9	1 0.3	6 2.8	7 2.5	2 0.6	5 2.2	–
Ukraine	8 0.2	7 0.1	8 0.1	11 0.1	26 0.2	22 0.2	49 0.5	44 0.4	44 0.4	47 0.5	56 0.6	36 0.4	44 0.5
Total	**11**	**12**	**14**	**16**	**58**	**85**	**114**	**132**	**127**	**136**	**125**	**114**	**92**

Lorsque cette augmentation a été signalée pour la première fois, on a très rapidement fait valoir (Be92) que tout programme de surveillance médicale entraînerait une augmentation apparente de la fréquence en révélant des maladies occultes et en corrigeant des diagnostics erronés. Bien que ce facteur puisse expliquer en partie cette fréquence accrue (Ro92), il ne saurait en être la cause unique, étant donné l'importance de la progression et le fait que bon nombre des enfants témoignaient, non pas d'une maladie occulte, mais de signes cliniques d'atteinte thyroïdienne et/ou de métastase. Les seuls examens par ultrasons n'ont permis en fait de découvrir que 12 % des cancers de la thyroïde chez l'enfant au Bélarus (WH95). En outre, l'examen ultérieur par coupes sériées de la thyroïde chez des personnes autopsiées au Bélarus a confirmé que le nombre de cancers occultes de la thyroïde est analogue à celui relevé dans d'autres études (Fu93) et n'a révélé aucune des caractéristiques agressives observées dans les cancers diagnostiqués chez des enfants alors qu'ils étaient vivants (Fu92).

On peut en conclure qu'il y a une augmentation réelle et importante de la fréquence des cancers de la thyroïde chez l'enfant au Bélarus et en Ukraine, qui est susceptible d'être rattachée à l'accident de Tchernobyl. C'est ce que laissent penser certaines caractéristiques de la maladie, qui diffèrent quelque peu de celles observées en cas d'apparition dite naturelle, ainsi que sa répartition temporelle et géographique.

En ce qui concerne les autres affections thyroïdiennes, les examens par ultrasons n'ont permis de déceler aucune différence dans la fréquence en pourcentage des kystes, nodules ou thyroïdes auto-immunes entre les zones contaminées et non contaminées en Russie (Ts94). À la suite de l'accident, les enfants résidant dans les régions contaminées de l'Ukraine ont présenté une augmentation transitoire, en fonction de la dose reçue, du niveau de thyroxine sérique, sans thyrotoxicose clinique manifeste, lequel est revenu à la normale dans les 12 à 18 mois (Ni94). L'augmentation était particulièrement marquée chez les enfants les plus jeunes. Ce phénomène ne saurait être considéré comme un effet nuisible sur la santé car aucune anomalie ne s'est révélée permanente. Cependant, il laisse peut-être présager une affection thyroïdienne future, notamment lorsqu'il peut être associé à une légère déficience en iode du régime alimentaire local, et montre de toute façon la nécessité d'une surveillance continue.

Cette fréquence accrue ne se limitait pas aux enfants car un nombre plus élevé de cas a été enregistré parmi les adultes au Bélarus et en Ukraine (WH94). Dans un rapport plus récent (Iv99), 3 082 cas de cancer le la thyroïde chez des personnes qui avaient moins de 60 ans au moment du diagnostic ont été relevés dans la Fédération de Russie entre 1982 et 1996 dans les quatre régions les plus contaminées. Parmi les enfants qui avaient de 0 à 17 ans lors de l'accident, 178 cas ont été décelés. Ce même rapport montre qu'avant l'accident la fréquence du cancer chez les femmes résidant dans ces zones contaminées était inférieure à la fréquence nationale relevée dans la Fédération de Russie pendant la période 1982-1986 mais qu'elle a augmenté.

Pendant la période de douze ans qui a suivi l'accident de Tchernobyl, on a compté au Bélarus 4 057 cas de carcinome de la thyroïde de plus que pendant la même laps de temps avant l'accident. De 1974 à 1985, des carcinomes de la thyroïde sont apparus chez 1 392 patients mais, de 1986 à juillet 1998, 5 449 cas nouveaux ont été diagnostiqués (De99). L'indice standard a atteint 7,9 pour 100 000 chez les personnes de plus de 18 ans et 3 à 4 pour 100 000 chez les enfants. Les carcinomes de la thyroïde ont principalement été diagnostiqués chez des enfants nés avant l'accident. Une fois que la totalité de ^{131}I s'est désintégrée, des carcinomes spontanés n'ont été diagnostiqués que chez six enfant nés en 1987 et 1988. Depuis 1996, le nombre d'enfants malades diminue progressivement, alors que la fréquence des carcinomes continue à augmenter chez les adultes. Il y a lieu de s'attendre, au cours de la deuxième décennie suivant l'accident, à une fréquence maximale dans le cas des jeunes gens qui avaient de 15 à 34 ans au moment de l'accident. S'agissant des enfants et des adolescents (qui avaient de 0 à 18 ans lors de l'accident de Tchernobyl), on observe, parmi les cancers de la thyroïde, une mortalité de 0,7 % (période d'observation : 1986-2001) (Ke01).

Il ressort d'une analyse des cancers de la thyroïde chez des enfants et adolescents résidant en Ukraine (qui avaient de 0 à 18 ans au moment de l'intervention) que, pendant la période 1986-1997, 577 cas ont été recensés (Tr99). Parmi 358 cas chez des enfants (qui avaient de 0 à 14 ans au moment de l'intervention), la fréquence pour 100 000 enfants dans l'ensemble de l'Ukraine est passée de 0,05 avant l'accident à 0,11 en 1986-1990, à 0,39 en 1991-1995 et à 0,44 en 1996-1997. Cette augmentation de la fréquence s'observe principalement chez les enfants qui avaient de 0 à 5 ans en 1986.

Jacob *et coll.* ont fait état d'une corrélation entre la dose collective et la fréquence des cancers de la thyroïde dans 5 821 zones d'implantation situées dans les trois républiques pendant la période 1991-1995. En prenant comme référence la moitié méridionale de l'Ukraine, ces auteurs ont constaté que l'excès de risque de cancer de la thyroïde évoluait selon une trajectoire linéaire dans l'intervalle de dose compris entre 0,07 Gy et 1,2 Gy. En ce qui concerne la tranche d'âge de 0 à 18 ans, Jacob *et coll.* obtiennent un excès de risque absolu de 2,1 pour 104 personnes-an Gy (Ja98). Dans cette étude, les auteurs n'ont pas relevé de dépendance de l'excès de risque absolu à l'égard de l'âge (au moment de l'exposition) pour la cohorte des naissances intervenues pendant la période 1968-1985 (Ja99), contrairement au rapport de Trosko (Tr99) et aux observations japonaises dans le cadre du projet de Sasakawa au Bélarus (Sh98). Dans une autre étude, Ivanov *et coll.* (Iv99) ont donné, pour l'excès de risque absolu chez les enfants et les adolescents, des valeurs comparables à celles décrites par Jacob *et coll*., soit 2,21 pour 104 personnes-an Gy dans le cas des filles et 1,62 dans celui des garçons ; ils ont également décrit une relation linéaire dose-risque mais ont observé une dépendance du risque à l'égard de l'âge au moment de l'exposition, ce risque étant 14 fois plus élevé que chez l'adulte pour les enfants de 0 à 4 ans et 2,3 fois plus élevé que chez l'adulte pour les enfants et les adolescents.

La nature radiogénique de ces tumeurs thyroïdiennes est corroborée par leur relation avec la dose à laquelle la thyroïde est exposée, par les variations cliniques et morphologiques, par l'agressivité des cancers et par les études géostatistiques (Bl97), et ce, malgré la multiplication des examens aux ultrasons qui peut expliquer une partie de l'augmentation du nombre de cas observés. Cependant, il subsiste certaines incertitudes, telles que le déficit en iode et la prédisposition génétique, ainsi que le rôle de ^{131}I. Par exemple, il a été suggéré que la distribution géographique des cas de cancer de la thyroïde correspond mieux à la distribution des radioisotopes à courte période (^{132}I, ^{133}I et ^{135}I) qu'à celle de ^{131}I (Av95).

Tableau 14. **Le cancer de la thyroïde et le risque y afférent chez les enfants âgés de 0 à 18 ans au moment de l'accident de Tchernobyl pendant la période 1991-1995 dans trois villes et 2 729 zones d'implantation au Bélarus et dans la Fédération de Russie**

Dose à la thyroïde	Nombre de personnes-an exposées à un risque	Nombre de cas observés	Nombre de cas prévus [a]	Excès de risque absolu [b] (10^4 personnes-an Gy)$^{-1}$
0-0.1 (0.05)	1 756 000	38	16	2.6 (0.5-6.7)
0.1-0.5 (0.21)	1 398 000	65	13	1.9 (0.8-4.1)
0.5-1.0 (0.68)	386 000	52	3.6	2.0 (0.9-4.2)
1.0-2.0 (1.4)	158 000	50	1.5	2.3 (1.1-4.9)
>2.0 (3.0)	56 000	38	0.5	2.4 (1.1-5.1)

a) On a calculé ce chiffre en multipliant par trois la fréquence propre à l'âge observée au Bélarus pendant la période 1983-1987.
b) Les chiffres entre parenthèses correspondent à des intervalles de confiance de 95%.

Dans les six régions les plus contaminées de la Fédération de Russie, la fréquence des cancers de la thyroïde a augmenté au fil du temps chez les adultes. Cette fréquence était, chez les femmes, de 11 pour 100 000 dans ces régions contre 4 pour 100 000 dans l'ensemble de la Fédération de Russie et, chez les hommes, de 1,7 contre 1,1 pour 100 000.

Dans une étude sur les travailleurs lituaniens chargés d'assurer le retour à la normale, trois cancers de la thyroïde ont été détectés. Ces travailleurs ne présentaient aucune différence notable par rapport à la population mâle de la Lituanie et aucune relation n'a pu être établie avec le niveau de dose d'irradiation ou la durée du séjour dans la région de Tchernobyl. En Europe, où plusieurs études ont été effectuées, aucune augmentation de la fréquence des cancers de la thyroïde chez l'enfant n'a été observée.

Il ressort de la plupart des estimations que les incidences globales sur la santé imputables à ces troubles thyroïdiens seront extrêmement faibles et non détectables lorsqu'on établira une moyenne sur la population susceptible d'être exposée à des risques. Ce point de vue est largement adopté par les spécialistes de l'évaluation des risques qui ont examiné les effets potentiels de l'accident.

Autres effets tardifs

Selon les données figurant dans le Registre national russe de dosimétrie médicale (RNMDR), la fréquence de tous les types de maladies a augmenté de 1989 à 1992 (Iv94). Ces données font aussi apparaître une progression des affections malignes qui pourrait être due à une meilleure surveillance et/ou à l'exposition aux rayonnements. Le taux brut de mortalité des « liquidateurs » imputable à toutes les causes dans la Fédération de Russie est passé de 5 pour 1 000 en 1991 à 7 pour 1 000 in 1992. Le taux brut de décès par cancer des voies respiratoires aurait sensiblement augmenté entre 1990 et 1991 et, pour tous les néoplasmes malins, entre 1991 and 1992. L'influence de la consommation de tabac sur ces données n'apparaît pas clairement et, afin de confirmer la validité générale de ces résultats, il conviendra de poursuivre la surveillance, notamment si le taux brut de décès accuse de nettes variations selon les régions et que les taux de mortalité par cancer du poumon, du sein et de l'intestin augmentent dans la population de la Fédération de Russie.

Les données dosimétriques contenues dans le RNMDR (Iv94) laissent prévoir un nombre excédentaire de 670 décès par cancer dans les groupes exposés recensés par le Registre. Ce nombre devrait atteindre son maximum dans environ 25 ans et représente de l'ordre de 3,4 % du nombre prévu de décès par cancer dû à d'autres causes. Les données consignées dans les autres registres nationaux de dosimétrie ne sont pas aisément accessibles par la voie des publications.

Compte tenu des problèmes liés aux données figurant dans ces registres, notamment en ce qui concerne les estimations de doses, l'influence de certains facteurs prêtant à confusion comme la consommation de tabac, la difficulté d'assurer un suivi, la progression possible de certaines maladies dans la population, ainsi que du bref laps de temps écoulé depuis l'accident, il n'est pas possible, au stade actuel, de dégager des conclusions fermes de ces données. On peut seulement en déduire que ces groupes sont les plus exposés et que, si des effets des rayonnements venaient à être constatés, ils se produiraient dans certaines cohortes d'individus, couvertes par ces registres, qui nécessiteront une surveillance à long terme

Selon certaines prévisions, l'augmentation de la fréquence des effets génétiques dans les deux prochaines générations représenterait 0,015 % du taux d'apparition spontanée et la proportion excédentaire de survenue de toutes les formes de cancer pendant la durée de vie des personnes résidant dans les zones strictement contrôlées a été évaluée à 0,5 %, à condition que la limite de dose de 350 mSv sur toute la durée de vie ne soit pas dépassée (Il90).

La fréquence des leucémies chez l'enfant n'a pas varié au cours de la décennie qui a suivi l'accident. Aucune modification importante n'est intervenue dans le taux d'apparition des leucémies et affections connexes observées dans les territoires contaminés (à raison de plus de 555 kBq/m^2) et non contaminés des trois Etats (WH95). D'autres tentatives visant, par des études épidémiologiques, à établir un lien entre l'exposition aux rayonnements due à l'accident de Tchernobyl et la fréquence des leucémies et d'autres anomalies se sont révélées vaines. On ne dispose d'aucune preuve épidémiologique d'une progression des leucémies chez l'enfant aux alentours de Tchernobyl (Iv93, Iv 97), en Suède (Hj94, To96), en Allemagne (Mi97) ou dans le reste de l'Europe (Pa92, Wi94). Cependant, si le dernier rapport AEN/OCDE recommandait d'être prudent et d'attendre quelque temps avant de porter un jugement final, il convient de noter que, six ans plus tard, aucun risque accru de leucémie lié aux rayonnements ionisants n'a encore été décelé parmi les travailleurs chargés d'assurer le retour à la normale. La probabilité d'observer une progression significative des leucémies diminue à mesure que le temps passe et les cinq prochaines années seront décisives à cet égard.

Autres études

Divers rapports (Pa93, Sc93, Se95, St93, Ve93) ont été publiés au sujet de la fréquence des aberrations chromosomiques chez les personnes exposées aussi bien dans les régions contaminées qu'en Europe. Si, selon certains d'entre eux, la progression a été faible, voire inexistante, selon d'autres, elles a été effective, ce qui reflète peut-être le large intervalle de variation des doses. Cependant, la fréquence des aberrations chromosomiques a tendance à revenir à la normale au fil du temps. D'autres études n'ont pas démontré l'existence de dommages aux chromosomes responsables de la genèse des lymphocytes (Br92).

D'après une étude réalisée en Allemagne de l'Est, les aberrations chromosomiques chez le foetus n'ont pas progressé de mai à décembre 1986. Il y a lieu de s'attendre à des aberrations chromosomiques dans toute population exposée et celles-ci devraient être considérées comme une preuve biologique de cette exposition, plutôt que comme un effet nuisible sur la santé.

Une autre étude effectuée en Allemagne laissant entrevoir un lien entre le syndrome de Down (trisomie 21) et l'accident de Tchernobyl a été vivement critiquée et ne peut être acceptée *a priori*, vu l'absence de contrôle des facteurs prêtant à confusion (Sp91) ; en outre, elle n'a pas été confirmée par des études de plus vaste portée (Li93). Une autre étude établie en Finlande (Ha92) n'a fait

apparaître aucun lien entre la fréquence de la trisomie 21 et l'exposition aux rayonnements due à l'accident de Tchernobyl.

Dans un groupe d'enfants du Bélarus nés de mères exposées et qui avaient reçu des doses *in utero* comprises entre 8 et 21 mSv, on n'a observé aucune relation entre les tares à la naissance et le séjour dans des zones contaminées (La90). À l'heure actuelle, aucune tendance nette ne peut être dégagée des données concernant les anomalies à la naissance au Bélarus ou en Ukraine (Li93, Bo94). Une étude plus récente de Lazuk *et coll.* a fait apparaître une augmentation des tares et malformations à la naissance dans des zones contaminées (1997) mais aucune modification n'a pu être rattachée à l'exposition aux rayonnements ionisants car la même augmentation a été observée dans la ville de Minsk qui est utilisée comme zone témoin.

Deux études épidémiologiques effectuées en Norvège ont abouti à la conclusion qu'aucun changement global sérieux n'a été observé au niveau des taux d'avortements spontanés (Ir91) et qu'aucune tare à la naissance notoirement liée à l'exposition aux rayonnements n'a été décelée (Li92). En Autriche, la fréquence des tares à la naissance ou des taux d'avortements spontanés n'a accusé aucune variation notable susceptible d'être imputée à l'accident de Tchernobyl (Ha92a).

Un examen effectué par le Centre international de la recherche sur le cancer (CIRC) n'a fourni aucune preuve cohérente d'un effet physique préjudiciable de l'accident de Tchernobyl sur les anomalies congénitales ou les taux d'avortements spontanés (Li93, EG88). Aucune donnée fiable n'a montré l'existence d'un lien significatif entre les taux d'avortement spontanés ou les anomalies à la naissance, même dans les régions les plus contaminées, et, d'après les doses relevées, il n'y a pas lieu d'en prévoir.

Dans son dernier rapport (UN00) qui se fonde sur de nombreuses études, le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) est parvenu à la conclusion suivante : « aucune augmentation des tares à la naissance, des malformations congénitales, de la mortinatalité ou des naissances prématurées n'a pu être rattachée aux expositions aux rayonnements provoquées par l'accident ».

Aucun lien entre les anomalies thyroïdiennes et l'activité de ^{137}Cs présent dans l'organisme ou la contamination des sols n'a été observé chez 115 000 enfants dans le cadre du projet de coopération sanitaire et médicale de Sasakawa (Ya97).

Dans certains rapports, il a été suggéré que l'exposition aux rayonnements résultant de l'accident avait eu pour effet d'altérer les défenses immunitaires. Même si l'on sait que la suppression des défenses immunitaires en cas de doses élevées à l'organisme entier est inévitable et grave, il est vraisemblable qu'aux faibles doses reçues par la population toute altération détectée sera mineure et corrigée naturellement, sans qu'elle entraîne de conséquences sur le plan médical. Ces modifications mineures peuvent être révélatrices d'une exposition aux rayonnements mais leur caractère transitoire bénin n'est guère susceptible de causer des dommages permanents au système immunitaire. Les tests immunologiques d'exposition aux rayonnements n'en sont tous qu'à leur débuts mais certain tests, comme la production stimulée d'immunoglobuline par les lymphocytes, sont prometteurs en tant que moyen d'évaluer les doses inférieures à 1 Gy (De90).

Effets psychologiques et sociaux

L'un des effets les plus significatifs de l'accident de Tchernobyl a été la dégradation du tissu social dans les territoires touchés. Ce phénomène a, estime-t-on (UN02), contribué à une diminution générale du bien-être par suite d'une augmentation des incidences sur la santé qui sont liées à l'accident sans être toutefois nécessairement liées aux rayonnements. En d'autres termes, les effets non cancérigènes sur la santé qui sont présentement à l'étude semblent découler directement, non pas de l'irradiation, mais du stress (physique et psychologique) qui persiste depuis l'accident.

En outre, la gravité des effets psychologiques de l'accident de Tchernobyl paraît aussi être liée à la méfiance croissante du public à l'égard des institutions, des hommes politiques et du gouvernement, notamment dans le domaine de l'énergie nucléaire. Le scepticisme dont le public témoigne vis-à-vis du pouvoir est renforcé par la difficultés qu'il éprouve à comprendre les rayonnements et leurs effets, ainsi que par l'incapacité des experts de présenter les questions de façon compréhensible. Le public a l'impression qu'un risque invisible, échappant à la connaissance et vecteur de pollution, lui a été imposé par les autorités contre son gré, ce qui suscite un sentiment d'outrage.

Le sentiment d'outrage qu'éprouvent les personnes du public est amplifié par l'idée que leurs descendants actuels ou futurs seront également exposés à des risques du fait de cette pollution par les rayonnements. Cette attitude très répandue, qui ne se limitait pas à un seul pays, a régi dans une large mesure la réaction initiale du public en dehors de l'URSS. La méfiance du public a été aggravée par le fait que l'accident qui, d'après de qu'on lui avait dit, ne pouvait pas se produire, s'est assurément produit, et cela a créé un état d'anxiété et de

stress chez les gens non seulement dans les zones contaminées mais aussi, à un moindre degré, dans l'ensemble du monde.

Bien que le stress et l'anxiété ne puissent être considérés comme des effets physiques nocifs directs de l'irradiation sur la santé, leur influence sur le bien-être des personnes qui ont été exposées, ou supposent qu'elles auraient pu l'être, risque fort d'avoir des répercussions importantes sur la population exposée. Plusieurs sondages d'opinion ont montré que l'intensité de l'anxiété et du stress dépend directement de la présence de contamination. Il importe également de rappeler que le stress induit par la contamination radiologique découlant de l'accident est venu s'ajouter à celui que la population a subi par suite du bouleversement des structures sociales locales imputable aux opérations massives d'évacuation et de relogement et en raison des grandes difficultés économiques et sociales provoquées par l'éclatement politique de l'URSS.

Ces effets non radiologiques liés à l'accident de Tchernobyl ont été étudiés sous leurs aspects les plus divers. Certains symptômes observés, tels que les maux de tête, la dépression, les troubles du sommeil, l'inaptitude à se concentrer et l'instabilité émotionnelle, ont été considérés comme étant liés aux conditions difficiles et aux événements traumatisants qui ont suivi l'accident (Le96, Le96a). On a comparé l'évolution psychologique de 138 enfants du Bélarus qui avaient été exposés *in utero* à celui de 122 enfants venant de zones non contaminées. Une corrélation a été décelée entre l'anxiété chez les parents et le stress émotionnel chez les enfants. Aucune des différences entre les deux groupes d'enfants n'a pu être rattachée aux rayonnements ionisants (Ko99).

On en a conclu que l'accident de Tchernobyl avait eu des incidences significatives à long terme sur le bien-être psychologique, la qualité de vie eu égard à la santé et la survenue de maladies dans les populations touchées. Cependant, aucune de ces constatations n'a pu être directement associée aux rayonnements ionisants (Ha97, UN00).

À l'intérieur de l'ex-URSS

À l'intérieur de l'URSS, des facteurs supplémentaires sont venus influencer la réaction du public. Il ne faut pas oublier que cet accident est survenu pendant la phase initiale de la « glasnost » et de la « perestroïka ». Au terme de près de soixante-dix ans de répression, l'homme de la rue en URSS commençait à exprimer ouvertement tout le mécontentement et toute l'amertume qu'il avait si longtemps nourris. La méfiance et la haine à l'égard de l'Etat et du régime communiste pouvaient, pour la première fois, s'exprimer

sans trop de craintes de représailles. En outre, le nationalisme n'était pas réprimé. L'accident de Tchernobyl a paru résumer tout ce qui n'allait pas dans l'ancien régime, notamment le secret, la rétention des informations et une démarche autoritaire oppressive. Non seulement l'opposition à Tchernobyl en est venue à symboliser le sentiment antinucléaire et anticommuniste mais elle a aussi été liée à une poussée du nationalisme.

La méfiance à l'égard des institutions était telle que même les chercheurs relevant de l'administration centrale n'étaient plus crédibles et que l'on se fiait davantage aux « experts » locaux, qui n'avaient souvent guère de compétences dans le domaine des rayonnements et de leurs effets. Le gouvernement soviétique d'alors n'a pas tardé à prendre conscience de ce problème et a essayé de contrebalancer la tendance en incitant des experts étrangers à visiter les zones contaminées, à évaluer les problèmes, à rencontrer des spécialistes locaux et à faire connaître leurs points de vue lors de réunion publiques et à la télévision. Ces visites ont paru avoir eu un effet positif, tout au moins au début, en ce sens qu'elles ont apaisé les craintes du public. Dans les républiques contaminées, l'anxiété et le stress étaient beaucoup plus répandus et ne se limitaient pas uniquement aux régions les plus fortement contaminées (WH90a). Plusieurs enquêtes menées par des chercheurs soviétiques (Al89) et autres (Du94) ont montré que l'anxiété induite par l'accident s'était propagée bien au-delà des régions les plus fortement contaminées.

Au cours de cette période, de graves perturbations économiques sont venues s'ajouter à l'agitation sociale et renforcer l'opposition au système officiel de gouvernement. Les démonstrations antinucléaires étaient monnaie courante dans les grandes villes du Bélarus (Gomel et Minsk) et d'Ukraine (Kiev et Lvov) pendant les années qui ont suivi l'accident (Co92). Certains chercheurs et fonctionnaires soviétiques, de par l'attitude hautaine qu'ils affichaient en qualifiant la réaction du public de « radiophobique », ont eu tendance à s'aliéner encore davantage le public en donnant à penser qu'il s'agissait de quelque maladie mentale ou réaction de caractère irrationnel et anormal. Cette appellation a également servi de commode diagnostic fourre-tout laissant entendre que le public était, d'une manière ou d'une autre, coupable et les autorités ont été incapables de faire quoi que ce soit face à ces manifestations.

L'inquiétude du public au sujet de sa propre santé n'est éclipsée que par son inquiétude pour la santé de ses enfants et petits-enfants. Des problèmes de santé d'importance majeure et mineure sont attribués à l'exposition aux rayonnements, quelle que soit leur origine, et les incidences que l'accident a eues sur la vie quotidienne des gens ont accru le stress. Des populations entières doivent ou ont dû faire face à une évacuation ou à un relogement. La vie

quotidienne demeure soumise à des restrictions généralisées qui ont des répercussions sur l'éducation, le travail, l'alimentation et les loisirs.

L'accident a bouleversé les réseaux sociaux et les modes de vie traditionnels. Étant donné que la plupart des habitants des zones contaminées sont originaires de la région et y ont souvent passé toute leur vie, le relogement a, dans de nombreux cas, détruit les réseaux sociaux existants de la famille et de la collectivité, transférant des groupes dans de nouvelles régions où ils risquent fort de faire l'objet d'un certain ressentiment, voire d'un certain ostracisme. Malgré ces inconvénients, près de 70 % des personnes résidant dans les zones contaminées ont souhaité être relogés (IA91). Les incitations économiques et l'amélioration du niveau de vie découlant des mesures prises par le gouvernement pour faciliter le relogement ont fort bien pu y contribuer.

Deux autres circonstances ont eu tendance à accroître les incidences psychologiques de l'accident. La première était une initiative spécialement destinée à atténuer ces effets en Ukraine, à savoir l'introduction dans ce pays, en 1991, d'une loi d'indemnisation. Quelque trois millions d'Ukrainiens ont été concernés d'une manière ou d'une autre par les mesures adoptées pour gérer la situation après l'accident, auxquelles près d'un sixième du budget national total a été consacré (Du94). Différentes enquêtes ont révélé, dans tous les secteurs de la population, un sentiment général d'anxiété, qui était toutefois particulièrement marqué chez les personnes ayant été relogées. Celles-ci appréhendaient ce que l'avenir pourrait leur réserver, ainsi qu'à leurs descendants, et s'inquiétaient de ne plus avoir de prise sur leur propre destinée.

Le problème tient à ce que le système d'indemnisation a fort bien pu exacerber ces craintes en classant les bénéficiaires dans la catégorie de victimes, ce qui a eu tendance à les isoler socialement et a accru le ressentiment de la population d'origine à l'égard de ces « victimes », qui avaient été propulsées dans son propre système social sans qu'elle ait été consultée. Cela a eu pour conséquence d'accroître le stress chez les personnes évacuées et les a souvent poussées au repli sur soi, à l'apathie et au désespoir. Sur le plan local, cette indemnisation était souvent qualifiée de « prime de cercueil » ! Il est intéressant de noter que les quelque 800 personnes, la plupart âgées, qui ont regagné leurs demeures contaminées dans les zones évacuées et, partant, n'ont reçu aucune indemnisation, paraissent être moins stressées et anxieuses, malgré des conditions de vie plus mauvaises, que les personnes ayant été relogées. Il y a lieu de faire remarquer que l'indemnisation et l'assistance ne sont pas préjudiciables en soi, à condition de veiller à ne pas susciter une attitude de dépendance et de résignation chez les bénéficiaires.

Le second facteur ayant contribué à accroître les incidences psychologiques de l'accident tient au fait que les médecins et le public ont admis l'existence d'une maladie baptisée « dystonie végétative », dont le diagnostic se caractérisait par des symptômes vagues et l'absence de tests concluants. À tout moment, jusqu'à 1 000 enfants étaient hospitalisés à Kiev, souvent pendant des semaines, pour le traitement de cette « maladie » (Sr92). Le diagnostic de dystonie végétative, qui paraît être spécialement adapté à la situation après l'accident, a été formulé par les parents et les médecins pour tenir compte des plaintes des enfants et accepté par les adultes en tant qu'explication de symptômes vagues.

De fortes pressions sont exercées sur les médecins pour qu'ils satisfassent leurs patients en parvenant à un diagnostic acceptable ; or, la « dystonie végétative » est un terme très commode car il convient à n'importe quel ensemble de symptômes. Un tel diagnostic non seulement justifie les plaintes des patients en attribuant cette « maladie » à l'exposition aux rayonnements, mais il décharge aussi le patient de toute responsabilité, laquelle est carrément imputée à ceux qui sont responsables de l'exposition aux rayonnements, à savoir le gouvernement. Lorsque, de surcroît, une hospitalisation prolongée s'impose, les raisons d'admettre qu'il s'agit là d'une maladie réelle s'en trouvent renforcées. On peut comprendre pourquoi ce diagnostic s'est propagé dans les zones contaminées.

À l'extérieur de l'ex-URSS

Dans les autres pays, les effets sociaux et psychologiques ont été minimes par rapport à ceux observés dans l'ex-URSS et se sont généralement manifestés davantage sous forme de réactions sociales reflétant la préoccupation plutôt que de symptômes liés à une altération de la santé. Dans les régions contaminées de l'ex-URSS, de nombreuses personnes étaient persuadées qu'elles souffraient d'une maladie induite par les rayonnements alors que, dans le reste du monde où la contamination était bien moindre, la nouvelle de l'accident a paru renforcer les convictions antinucléaires de la population, ainsi qu'en ont témoigné, par exemple, les démonstrations du 7 juin 1986 exigeant le démantèlement de toutes les centrales nucléaires de la République fédérale d'Allemagne (Ze86). Bien qu'en France le soutien apporté par le public à l'expansion de l'électronucléaire se soit amenuisé depuis l'accident, 63 % de la population estimaient que les réacteurs nucléaires français étaient utilisés de façon efficace (Ch90). Les incidence minimales de l'accident de Tchernobyl sur l'opinion publique française s'expliquent probablement par le fait que près de 75 % de l'énergie électrique de ce pays sont fournis par des centrales nucléaires et qu'en outre la France a été l'un des pays les moins contaminés d'Europe.

La réaction du public en Suède a fait l'objet de nombreuses publications (Dr93, Sj87). Au cours de l'enquête organisée à ce sujet, la question suivante a été posée : « Compte tenu de l'expérience que nous possédons actuellement, pensez-vous qu'il soit bon ou mauvais pour le pays d'investir dans l'énergie nucléaire ? » La proportion de ceux qui ont répondu « mauvais » est brusquement passée de 25 % avant l'accident de Tchernobyl à 47% après. L'accident a probablement doublé le nombre de personnes qui témoignaient d'attitudes négatives à l'égard de l'énergie nucléaire (Sj87). Ce changement d'attitude a été surtout marqué chez les femmes qui donnaient l'impression de considérer l'énergie nucléaire comme un problème d'environnement, alors que les hommes voyaient là un problème technique susceptible d'être résolu. Les médias se sont mis à critiquer plus couramment les autorités suédoises chargées de la radioprotection en les accusant d'avoir, d'une part, déclaré officiellement que les risques en Suède étaient négligeables et, d'autre part, donné des instructions sur la façon de les réduire. Le principe selon lequel une dose, si faible soit-elle, devrait être évitée si l'on peut y parvenir facilement et à moindres frais, n'était pas compris.

Une réaction de ce type était courante en dehors de l'ex-URSS et, bien qu'elle n'ait pas eu d'incidences notables sur la santé, elle a en général renforcé les craintes du public au sujet des dangers de l'énergie nucléaire et accru sa méfiance vis-à-vis des organismes officiels.

En outre, l'opinion publique en Europe était très sceptique à l'égard des informations diffusées par l'URSS. Cette méfiance était encore renforcée par le fait que les sources traditionnelles d'information vers lesquelles le public avait tendance à se tourner en cas de crise, à savoir les médecins et les enseignants, n'étaient pas mieux informées et se contentaient souvent de répercuter et d'amplifier les craintes qui leur avaient été exprimées. À cela s'ajoutent les médias, qui avaient tendance à répondre au besoin d'informations suffisamment inédites en diffusant certains des arguments les plus incongrus au sujet des prétendus effets des rayonnements.

Le grand public, en proie à la confusion et au scepticisme, a réagi de façon certes prévisible mais excessive, notamment en réclamant des interruptions de grossesse, en différant des voyages et en refusant d'acheter les denrées alimentaires qui pourraient éventuellement être contaminées. Une autre préoccupation générale s'est manifestée à l'égard des voyages en URSS. Les voyageurs en puissance demandaient l'avis des autorités nationales sur l'opportunité d'un tel voyage, sur les précautions à prendre et sur la façon de vérifier l'exposition à laquelle ils risquaient d'être soumis. Malgré l'assurance qu'ils avaient reçue de pouvoir voyager en toute sécurité, nombreux sont ceux

qui ont annulé leur voyage simplement pour plus de sûreté, manifestant ainsi leur manque de confiance dans les conseils qui leur avaient été prodigués.

Ainsi qu'il a été indiqué, les gouvernements eux-mêmes n'étaient pas à l'abri de l'influence exercée par ces craintes et certains ont réagi en introduisant des mesures telles que des niveaux d'intervention inutilement rigoureux pour le contrôle des radionucléides dans les denrées alimentaires importées. Ainsi, dans l'ensemble du monde, alors que les effets produits sur l'individu par l'anxiété et le stress étaient probablement minimaux, les convictions et réactions collectives ont eu des incidences économiques et sociales d'une grande portée. Il est apparu clairement qu'il fallait fournir aux personnes du public des informations sur les effets des rayonnements et des instructions claires sur les précautions à prendre, de manière à leur permettre de s'assumer à nouveau dans une certaine mesure, et que les autorités devaient tenir compte du besoin qu'éprouve le public d'être associé aux décisions le concernant.

En résumé

On peut noter que :

- Trente et une personnes sont décédées au cours de l'accident ou peu de temps après, tandis que 134 autres souffrant du syndrome d'irradiation aiguë ont été traitées. Quarante et un de ces patients ont reçu, par irradiation externe, des doses à l'organisme entier inférieures à 2,1 Gy et vingt et un, des doses comprises entre 6,5 et 16 Gy.
- Dans les régions touchées de l'ex-URSS, on observe d'importants effets sur la santé liés à l'accident, qui se manifestent par un état d'anxiété et de stress, de même que divers effets sur la santé qui ne se rattachent pas directement à l'exposition aux rayonnements. Dans les cas graves, ces effets suscitent un sentiment d'apathie et de désespoir, conduisant souvent à un repli sur soi. Dans le reste du monde, ces effets individuels ont été minimes.
- La dernière décennie a été marquée par une progression réelle et significative des carcinomes de la thyroïde chez l'enfant et, dans une certaine mesure, chez l'adulte dans les régions contaminées de l'ex-URSS (Wi940), laquelle devrait être, sauf preuve du contraire, attribuée à l'accident de Tchernobyl.

- Chez l'enfant, les cancers de la thyroïde sont :
  - principalement papillaires et de caractère particulièrement agressif, s'accompagnant souvent d'une invasion locale et/ou de métastases à distance ;
  - plus répandus parmi les enfants qui avaient de 0 à 5 ans au moment de l'accident et dans les zones jugées les plus fortement contaminées par ^{131}I ;
  - apparemment caractérisés par une période de latence plus brève qu'il n'était prévu ; et
  - encore en progression chez les enfants qui avaient moins de 5 ans en 1986.

Le déficit en iode et les examens systématiques ont presque certainement influé sur les facteurs de risque observés. Il n'en est pas moins clairement établi que l'augmentation de la fréquence des cancers de la thyroïde chez l'enfant est liée à l'exposition à des rejets d'isotopes radioactifs de l'iode. Le nombre de ces cancers continue à progresser chez les adultes. Inversement, aucune augmentation de la fréquence des leucémies n'a été observée à ce jour.

Aucune progression n'a été observée en ce qui concerne les anomalies congénitales, les taux d'avortements spontanés ou toute autre affection induite par les rayonnements dans la population, soit des régions contaminées, soit de l'Europe occidentale, qui puisse être imputée à cette exposition seize ans après l'accident. Selon toute vraisemblance, la surveillance de la population dans son ensemble ne fera pas apparaître une augmentation notable de la fréquence des cancers mais il est indispensable d'assurer un suivi permanent afin de permettre de planifier les mesures de santé publique et de parvenir à mieux comprendre les facteurs qui interviennent en l'occurrence.

La connaissance actuelle des effets d'une exposition prolongée aux rayonnements est limitée car les évaluations de doses reposent dans une large mesure sur l'exposition à de fortes doses. Une augmentation de la fréquence des cancers avait été observée déjà avant l'accident de Tchernobyl dans les zones touchées ; en outre, une augmentation générale de la mortalité a été relevée ces dernières années dans les plupart des régions de l'ex-URSS.

Aucune progression des cas de leucémie n'a été observée, plus de seize ans après l'accident, chez les travailleurs chargés d'assurer le retour à la normale.

Parmi les incidences de l'accident de Tchernobyl sur la santé figurent les conséquences radiologiques et d'autres problèmes de santé de caractère non radiologique. Les aspects radiologiques ont été étudiés très en détail depuis l'accident et ont été bien caractérisés, dans les limites des incertitudes scientifiques propres aux sciences radiologiques. Cependant, de plus en plus, les médecins spécialistes étudient d'autres incidences sur la santé qui sont liées, non pas à l'exposition aux rayonnements, mais bien plutôt aux effets d'un stress important et prolongé, que celui-ci soit d'ordre physique ou psychologique. Ces effets, qui ont été désignés sous le terme de « dystonie végétative », sont de plus en plus reconnus comme étant réels mais on estime qu'ils découlent du stress social, culturel et psychologique provoqué par l'accident et de la dégradation sociale générale qui a suivi l'accident et la fin de l'URSS. Afin de parvenir à une connaissance plus précise de ces « effets liés à l'accident », il importe d'élargir le champ des travaux en cours en y associant des spécialistes de l'étude des effets, sur la santé et la société, d'autres catastrophes naturelles et technologiques.

Chapitre VI

INCIDENCES SUR L'AGRICULTURE ET L'ENVIRONNEMENT

Agriculture

Où que l'on soit dans le monde, tous les sols utilisés pour l'agriculture contiennent des radionucléides en plus ou moins grande quantité. Les sols types (IA89a) renferment de l'ordre de 300 kBq/m^3 de ^{40}K jusqu'à une profondeur de 20 cm. Ce radionucléide et d'autres sont alors absorbés par les cultures, puis transférés aux denrées alimentaires, d'où une concentration comprise entre 50 et 150 Bq/kg dans les denrées alimentaires et les aliments pour animaux. L'ingestion de radionucléides dans les denrées alimentaires est l'une des voies conduisant à la rétention interne et contribue à l'exposition de l'homme par des sources naturelles et artificielles. Une contamination excessive des terres agricoles, comme celle susceptible de se produire lors d'un accident grave, peut se traduire par des niveaux inacceptables de radionucléides dans les denrées alimentaires.

Les contaminants radioactifs présentant le plus d'importance dans l'agriculture sont ceux qui sont relativement fortement absorbés par les cultures, ont des taux élevés de transfert aux produits d'origine animale, tels que le lait et la viande, et ont des périodes radioactives relativement longues. Cependant, les voies de transfert écologique entraînant la contamination des cultures, de même que le comportement radioécologique des radionucléides, constituent des processus complexes qui sont influencés non seulement par les propriétés physiques et chimiques des radionucléides, mais aussi par des facteurs tels que le type de sol, le système de culture (y compris le sarclage), le climat, la saison et, le cas échéant, la période biologique chez les animaux. Les principaux radionucléides dont il y a lieu de se préoccuper dans l'agriculture à la suite d'un important accident nucléaire sont ^{131}I, ^{137}Cs, ^{134}Cs et ^{90}Sr (IA89a). Le dépôt direct sur les plantes représente la principale source de contamination des produits agricoles dans les régions tempérées.

Bien que les isotopes radioactifs du césium et ^{90}Sr soient relativement immobiles dans le sol, l'absorption par les racines revêt moins d'importance que le dépôt sur les plantes. Cependant, tant le type de sol (notamment en ce qui concerne la composition minérale de l'argile et la teneur en matières organiques) que les pratiques agricoles et le climat influent sur la tendance au transfert vers les eaux souterraines. Les mêmes facteurs influent sur la présence de ces éléments dans les plantes, dans la mesure où ils contrôlent les concentrations d'activité dans les solutions aqueuses des sols. En outre, étant donné que le césium et le strontium sont absorbés par les plantes selon le même mécanisme que le sont respectivement le potassium et le calcium, l'ampleur de leur absorption dépend de la présence de ces éléments. Ainsi, un taux élevé d'utilisation d'engrais au potassium permet de réduire l'absorption du césium, tandis que le chaulage peut réduire l'absorption du strontium.

À l'intérieur de l'ex-URSS

Les rejets intervenus au cours de l'accident de Tchernobyl ont contaminé, au Bélarus, en Russie et en Ukraine, une superficie d'environ 125 000 km^2, avec des niveaux de césium radioactif supérieurs à 37 kBq/m^2, et d'environ 30 000 km^2, avec des niveaux de strontium radioactif supérieurs à 10 kBq/m^2. Près de 52 000 km^2 de cette superficie étaient utilisés à des fins agricoles, le reste étant constitué par des forêts, des plans d'eau et des agglomérations urbaines (Ri95). Bien que la pénétration du césium dans le sol soit généralement lente (Bo93), notamment dans les forêts et les sols tourbeux, elle est extrêmement variable et dépend de nombreux facteurs tels que le type de sol, le pH, les précipitations et les pratiques agricoles. Les radionucléides sont en général enfermés dans des particules entourées d'une matrice composée de dioxyde d'uranium, de graphite, d'alliages fer-céramique, de silicates-terres rares et de mélanges silicatés de ces matières. Les mouvements de ces radionucléides dans les sols dépendent non seulement des caractéristiques du sol, mais aussi de la décomposition chimique par oxydation de ces complexes, alors libérés sous des formes plus mobiles. L'ensemble des produits de fission se répartit entre les parties organominérales et minérales du sol, principalement dans des complexes humiques. La situation dans la zone d'exclusion de 30 km s'est sensiblement améliorée, grâce, d'une part, aux processus naturels et, d'autre part, aux mesures de décontamination adoptées.

Il y a eu également de grandes variations dans les niveaux de dépôt. Au cours de 1991, les concentrations de ^{137}Cs dans la couche de sol située à une profondeur de 0 à 5 cm étaient comprises entre 25 et 1 000 kBq/m^3 et étaient plus élevées dans les pâturages naturels que dans ceux ayant été labourés. Dans le cas de tous les sols, il est apparu que de 60 à 95 % de la totalité de ^{137}Cs

étaient fortement liés aux composants du sol (Sa94). Le labourage ordinaire disperse les radionucléides de façon plus régulière à travers le profil du sol, ce qui réduit la concentration d'activité dans la couche de 0 à 5 cm et l'absorption par les racines des cultures. Cependant, il propage la contamination dans tout le sol, aussi l'enlèvement et l'évacuation de la couche supérieure du sol peuvent-ils constituer une stratégie de décontamination appropriée.

Le problème au cours de la phase initiale d'un accident tient à ce que les contre-mesures destinées à éviter l'exposition de l'homme sont de caractère restrictif et doivent souvent être imposées dans l'immédiat, même avant que les niveaux de contamination soient effectivement mesurés et connus. Ces mesures consistent notamment à mettre fin aux travaux des champs, à la consommation de légumes frais, au pâturage des animaux et au picotage de la volaille, ainsi qu'à introduire du fourrage non contaminé. Malheureusement, ces mesures n'ont pas été appliquées immédiatement et les doses reçues par l'homme s'en sont trouvées accrues en Ukraine (Pr95).

En outre, certaines mesures initiales extrêmes ont été adoptées au cours des tous premiers jours de l'accident, 15 000 vaches ayant été abattues en Ukraine, quel qu'ait été leur niveau de contamination, alors que l'introduction de fourrage propre aurait pu réduire au minimum l'incorporation de césium radioactif. D'autres contre-mesures, telles que l'utilisation d'engrais potassiques, ont diminué l'absorption de césium radioactif d'un facteur 2 à 14, tout en accroissant le rendement des récoltes.

Dans certains sols podzoliques, la chaux associée à du fumier et à des engrais minéraux peut réduire d'un facteur 30 l'accumulation de césium radioactif dans certaines céréales et légumineuses. Dans les sols tourbeux, l'application de sable et d'argile peut diminuer le transfert du césium radioactif dans les plantes en le fixant plus solidement dans le sol. La teneur en césium radioactif du bétail destiné à la consommation humaine peut être réduite au minimum grâce à l'introduction par étapes d'aliments propres pendant dix semaines environ avant l'abattage. Une mesure de bon sens, qui consiste à réserver la production de denrées alimentaires critiques aux zones les moins contaminées, peut s'avérer efficace.

En 1993, la concentration de ^{137}Cs dans la viande de bovins provenant du kolkhoze de la région de Sarny, où des contre-mesures ont pu être mises en œuvre de façon efficace, était en général bien inférieure à celle relevée dans la viande provenant d'exploitations agricoles privées de la région de Dubritsva (Pr95). La viande des animaux sauvages qui ne pouvait être soumise aux mêmes contre-mesures présentait d'ordinaire une forte concentration de césium radioactif. La décontamination des animaux par l'administration de comprimés

à base de bleu de Prusse s'avère très efficace lorsque la teneur en césium radioactif des aliments est élevée et qu'il peut être difficile d'introduire du fourrage propre (Al93). Suivant les conditions locales, plusieurs des contre-mesures agricoles décrites ci-dessus ont été introduites en vue de réduire la raadioexposition de l'homme.

Depuis le mois de juillet 1986, le débit de dose dû à l'irradiation externe dans certaines zones a diminué d'un facteur 40 et, en certains endroits, il représente moins de 1 % de sa valeur initiale. Néanmoins, la contamination du sol par ^{137}Cs, ^{90}Sr et ^{239}Pu demeure élevée et au Bélarus, qui est la république la plus largement contaminée, la superficie des terres agricoles dont l'utilisation était interdite s'élevait, huit après l'accident, à 2 640 km² (Be94). Dans un rayon de 40 km autour de la centrale, ce sont encore 2 100 km² de terres dans la réserve naturelle de l'Etat de Poles qu'il est interdit d'utiliser, probablement pour une durée indéfinie.

L'absorption du plutonium contenu dans le sol par les parties des plantes se trouvant à la surface constitue en général, pour la santé de la population, un faible risque associé à l'ingestion de légumes. Elle ne pose de problème que dans les zones fortement contaminées, où des légumes à racines et tubercules sont consommés, notamment si ceux-ci ne sont pas lavés et pelés. La teneur totale des principaux contaminants radioactifs dans la zone de 30 km a été évaluée à 4,4 PBq pour ^{137}Cs, à 4 PBq pour ^{90}Sr et à 32 TBq pour ^{239}Pu et ^{240}Pu.

Cependant, il n'est pas possible de prévoir le taux de réduction de cette contamination car celui-ci dépend d'un très grand nombre de facteurs variables, de sorte que des restrictions à l'utilisation des sols continuent à s'imposer dans les régions les plus contaminées du Bélarus, de l'Ukraine et de la Russie. Dans ces régions, ces restrictions ne seront vraisemblablement pas levées dans un avenir prévisible. On ignore s'il sera un jour possible de revenir dans la zone d'exclusion de 30 km ou s'il y aura quelque possibilité d'utiliser ces terres à d'autres fins, telles que le pâturage des animaux reproducteurs ou la culture hydroponique (A193). Cependant, il faut admettre qu'un petit nombre d'habitants de cette zone, généralement des personnes âgées, y sont revenus avec la tolérance officieuse des autorités

En Europe

En Europe, on a observé une variation analogue dans la pénétration de ^{137}Cs, soit qu'il ait été pendant des années étroitement lié à la couche superficielle des sols dans les prairies (Bo93), soit qu'il ait migré en profondeur relativement rapidement dans les zones sablonneuses ou marécageuses (EC94).

Par exemple, le dépôt le plus important a été observé en Suisse, à Caslano (TI), où la teneur du sol en ^{137}Cs a été ramenée à 42 % de sa valeur initiale au cours des six années suivant l'accident, ce qui témoigne d'une lente pénétration du césium dans le sol (OF93). A cet endroit, ^{137}Cs provenant de l'accident n'a pas pénétré à une profondeur supérieure à 10 cm, alors que les retombées provenant des essais d'armes nucléaires dans l'atmosphère ont atteint une profondeur de 30 cm.

Au Royaume-Uni, des restrictions ont été imposées au mouvement et à l'abattage de 4,25 millions de moutons dans certaines régions du sud-ouest de l'Ecosse, du nord-est de l'Angleterre, du nord du Pays de Galles et de l'Irlande du Nord. L'introduction de ces mesures était due en grande partie à l'absorption par les racines de césium relativement mobile provenant de sols tourbeux ; cependant, comme l'étendue de la zone touchée et le nombre de moutons faisant l'objet de telles mesures sont allés en diminuant, en janvier 1994 ces restrictions ne s'appliquaient plus qu'à quelque 438 000 moutons. Dans le nord-est de l'Ecosse (Ma89), où les agneaux paissaient dans des zones contaminées, leur activité a été ramenée à 13 % environ des valeurs initiales après 115 jours ; là où les animaux consommaient des aliments non contaminés, elle est tombée à 3,5 % environ. Des restrictions à l'abattage et à la commercialisation des moutons, et des rennes également, demeurent en vigueur dans certains pays nordiques.

Les niveaux moyens régionaux de ^{137}Cs dans le régime alimentaire des citoyens de l'Union européenne, qui constituaient la principale source d'exposition après la première phase de l'accident, ont baissé au point qu'à la fin de 1990 ils se rapprochaient des niveaux d'avant l'accident (EC94). En Belgique, la charge corporelle moyenne de ^{137}Cs mesurée chez des adultes de sexe masculin a augmenté après le mois de mai 1986 pour atteindre sa valeur maximale vers la fin de 1987, soit plus d'un an après l'accident. Ceci reflétait l'ingestion de denrées alimentaires contaminées. La période écologique mesurée a été d'environ 13 mois. Une tendance analogue a été signalée en Autriche (Ha91).

En résumé, on observe, dans les sols utilisés à des fins agricoles, une réduction continue, mais lente, du niveau d'activité de ^{137}Cs principalement.

Environnement

Les forêts

Les forêts sont des écosystèmes extrêmement divers, dont la flore et la faune dépendent des relations complexes existant aussi bien entre elles qu'avec le climat, les caractéristiques du sol et la topographie. Les forêts peuvent être non seulement un site d'activités de loisir, mais aussi un lieu de travail et une source de denrées alimentaires. Le gibier sauvage, les baies et les champignons constituent une source d'alimentation supplémentaire pour de nombreux habitants des régions contaminées. Le bois et les produits du bois représentent une ressource économique viable.

En raison du fort caractère filtrant des arbres, le dépôt a souvent été plus important dans les forêts que dans les zones agricoles. Lorsque les voies de transfert écologique propres aux forêts sont contaminées, il s'ensuit souvent une rétention accrue des radionucléides contaminants. La teneur élevée en matières organiques et la stabilité du sol des forêts accroissent le transfert des radionucléides du sol aux espèces végétales ; ainsi, les lichens, mousses et champignons présentent souvent de fortes concentrations de radionucléides. Le transfert de radionucléides au gibier sauvage dans cet environnement pourrait soumettre à une exposition inacceptable certaines personnes qui sont largement tributaires de ce gibier pour leur alimentation. C'est ce qui est apparu en Scandinavie, où la viande de renne a dû être contrôlée. Dans d'autres régions, les champignons ont été gravement contaminés par le césium radioactif.

En 1990, les forestiers de Russie avaient, selon les estimations, reçu une dose jusqu'à trois fois plus élevée que les autres personnes résidant dans la même zone (IA94). En outre, il a été démontré que certaines industries fondées sur les produits de la forêt, telles que la production de pâte à papier, qui recyclent souvent des produits chimiques, étaient susceptibles de poser un problème de radioprotection en raison de l'accroissement de la quantité de radionucléides présents dans les liquides, les boues et les cendres. Cependant, la culture des arbres pour la production de pâte à papier peut constituer une stratégie appropriée pour la décontamination des forêts (Ho95).

Différentes stratégies ont été élaborées en vue de lutter contre la contamination des forêts. Parmi les plus efficaces figurent les restrictions d'accès et la prévention des incendies de forêt.

Un site particulièrement touché, appelé la « forêt rousse » (Dz95), est situé au sud et à l'ouest de la centrale, à faible distance de cette dernière. Dans

cette forêt de pins, les arbres ont reçu des doses atteignant 100 Gy, ce qui les a tous détruits. Une superficie d'environ 375 hectares a été gravement contaminée et, en 1987, des mesures correctives ont été prises en vue de réduire la contamination du sol et d'empêcher la dispersion des radionucléides par les incendies de forêt. La couche supérieure du sol a été enlevée sur une profondeur de 10 à 15 cm et les arbres morts ont été coupés. Ces déchets ont été placés dans des tranchées et recouverts de sable. Un volume total d'environ 100 000 m^3 a été enterré, ce qui a réduit la contamination du sol au moins d'un facteur 10.

Ces mesures, conjuguées à d'autres stratégies de prévention des incendies, ont sensiblement diminué la probabilité de dispersion des radionucléides par des incendies de forêt (Ko90). Le traitement chimique des sols visant à réduire au minimum l'absorption de radionucléides par les végétaux peut offrir une solution intéressante et, comme on l'a constaté, le traitement du bois contaminé de manière à obtenir des produits moins contaminés peut s'avérer efficace, à condition que des mesures soient prises pour surveiller les sous-produits.

L'évolution des modes de gestion et d'utilisation des forêts peut aussi contribuer à réduire les doses. L'interdiction ou la limitation du ramassage de denrées alimentaires et le contrôle des produits de la chasse peuvent protéger les personnes qui en consomment habituellement de grandes quantités. Des mesures destinées à éliminer la poussière, telles que le reboisement et la conversion en herbe, ont aussi été prises à une grande échelle en vue d'empêcher la propagation de la contamination existante des sols.

Les plans d'eau

Lors d'un accident, les radionucléides contaminent les plans d'eau, non seulement directement par dépôt à partir de l'air et par évacuation sous forme d'effluents, mais aussi indirectement par lessivage à partir du bassin de collecte des eaux. Les radionucléides contaminant de grandes masses d'eau sont rapidement redistribués et ont tendance à s'accumuler dans les sédiments du fond, le benthos, les plantes aquatiques et les poissons. Les principales voies d'exposition potentielle de l'homme peuvent être soit directes, du fait de la contamination de l'eau de boisson, soit indirectes, du fait de l'utilisation de l'eau pour l'irrigation et de la consommation de poissons contaminés. Etant donné que les radionucléides contaminants ont tendance à disparaître rapidement de l'eau, ce n'est que pendant la phase initiale et la toute dernière phase des retombées, lorsque la contamination issue de la zone de collecte des eaux par lessivage atteint le réseau d'alimentation en eau de boisson, que l'homme est susceptible d'être exposé. Au cours de la première phase de

l'accident de Tchernobyl, la composante aqueuse des doses individuelles et collectives qui peut être attribuée aux plans d'eau n'a pas dépassé, selon les estimations, 1 ou 2 % de l'exposition totale imputable à l'accident (Li89). La piscine de désactivation de Tchernobyl était le plan d'eau le plus fortement contaminé de la zone d'exclusion.

Une contamination radioactive de l'écosystème des cours d'eau (voir chapitre II) a été observée peu après l'accident, l'activité totale de l'eau au mois d'avril et au début du mois de mai 1986 s'élevant à 10 kBq/l dans la Pripiat, à 5 kBq/l dans l'Uzh et à 4 kBq/l dans le Dniepr. A l'époque, les principaux vecteurs étaient des radionucléides à courte période, tels que ^{131}I. Lorsque l'écosystème des cours d'eau s'est écoulé dans les bassin de retenue de Kiev, puis de Kanev et de Krementchoug, la contamination de l'eau, des sédiments, des algues, des mollusques et des poissons a sensiblement régressé.

En 1989, la teneur en ^{137}Cs de l'eau des bassins de Kiev, de Kanev et de Krementchoug était évaluée respectivement à 0,4 Bq/l, 0,2 Bq/l et 0,05 Bq/l. De même, la teneur en ^{137}Cs des poissons de la Bream a diminué d'un facteur 10 entre les bassins de Kiev et de Kanev et d'un facteur 2 entre les bassins de Kanev et de Krementchoug, pour s'établir à environ 10 Bq/kg (Kr95). Au cours de la dernière décennie, la contamination du réseau d'alimentation en eau n'a pas soulevé de problème pour la santé publique. Cependant, une surveillance continuera à s'imposer, afin de veiller à ce que le lessivage à partir de la zone de collecte des eaux, dans laquelle une grande quantité de déchets radioactifs sont déposés, ne contamine pas l'eau de boisson.

Selon une étude hydrogéologique de la contamination des eaux souterraines dans la zone d'exclusion de 30 km (Vo95), ^{90}Sr est le radionucléide le plus critique qui risque d'entraîner, dans les 10 à 100 ans à venir, une contamination de l'eau de boisson dépassant les limites admissibles.

En dehors de l'ex-URSS, la contamination directe et indirecte des lacs a soulevé et soulève encore de nombreux problèmes car les niveaux de contamination des poissons dans les lacs dépassent ceux admis pour la vente sur le marché libre. En Suède, par exemple, dans près de 14 000 lacs (soit 15 % environ de l'ensemble des lacs suédois), les concentrations de césium radioactif dans les poissons étaient, en 1987, supérieures à 1 500 Bq/kg (limite fixée en Suède pour la vente de poissons d'eau douce). La période écologique, qui dépend des espèces de poissons et des types de lacs, est comprise entre quelques années et quelques dizaines d'années (Ha91).

Dans les pays de l'Union européenne, la teneur en ^{137}Cs de l'eau de boisson, qui a fait l'objet d'échantillonnages réguliers, a accusé des niveaux

égaux ou inférieurs à 0,1 Bq/l de 1987 à 1990 (EC94), lesquels ne suscitent pas de préoccupation dans le domaine de la santé. La concentration d'activité dans l'eau a sensiblement diminué pendant les années qui ont suivi l'accident, en grande partie du fait de la fixation du césium radioactif dans les sédiments.

Seize ans plus tard

Plus de seize ans après l'accident, la radioexposition des populations est principalement imputable à la consommation de produits agricoles contaminés par ^{137}Cs. À l'heure actuelle, la production se fonde sur les critères suivants :

- Le niveau de contamination des denrées alimentaires ne devrait pas entraîner de doses individuelles moyennes supérieures à 1 mSv par an.
- La production de ces denrées ne devrait pas impliquer un surcoût, que ce soit en termes économiques ou sociaux.
- Même si les doses que certains grands groupes de population peuvent recevoir à partir de ces denrées alimentaires contaminées sont faibles, il conviendrait d'évaluer la dose collective et l'excès de risque.

En Ukraine, dans la plupart des territoires contaminés, l'agriculture produit des denrées alimentaires conformes aux limites fixées le 25 juin 1997, à savoir : 100 Bq/l pour les produits laitiers, 200 Bq/kg pour la viande, 20 Bq/kg pour les pommes de terre et le pain. Actuellement, les niveaux de contamination du lait se situent autour de 50 Bq/l.

Cependant, il existe de grandes disparités dans la production ukrainienne et certaines exploitations agricoles privées continuent à produire du lait dont le niveau de contamination dépasse celui fixé par les nouvelles limites. Cette situation est due au pâturage des animaux dans des prairies contaminées et aux grandes variations des coefficients de transfert du césium (de 1 à 20) suivant la composition chimique des sols. Certains experts prévoient que la fixation du césium dans les sols au cours des quatre à huit années à venir suffira à prévenir une augmentation de la contamination des denrées alimentaires, mais d'autres prévisions semblent plus pessimistes (Sm00).

En Ukraine, les 8,4 millions d'hectares de terres agricoles qui sont contaminés par ^{137}Cs et soumis à des contre-mesures, fondées le plus souvent sur l'emploi d'engrais, se répartissent comme suit :

- Une superficie de 54 900 hectares située dans la zone d'exclusion et une superficie de 35 600 hectares avec des niveaux de contamination supérieurs à 555 kBq/m², sur lesquelles toute activité agricole est interdite.
- Une superficie de 130 800 hectares, avec des niveaux de contamination allant de 185 à 555 KBq/m², y compris 15 000 hectares de tourbière où le transfert du césium aux plantes est le plus élevé.
- Une superficie de 1,1 million d'hectares, avec des niveaux de contamination allant de 37 à 185 kBq/m², y compris 99 500 hectares de tourbière.
- Une superficie de 7 238 millions d'hectares, avec des niveaux de contamination compris entre 3,7 et 37 kBq/m².

On a défini une zone d'exclusion de près de 4 000 km^2, incluant une zone circulaire de 30 km environ de rayon autour du réacteur. Les zones touchées occupent 2 100 km^2 au Bélarus, 2 040 km^2 en Ukraine et 170 km^2 dans la Fédération de Russie. Toutes les activités agricoles, de même que le transfert de produits, y sont interdits. Cependant, des études sont en cours afin de déterminer la façon dont les parties les moins contaminées de cette zone d'exclusion pourraient être utilisées.

En dehors de cette zone, 1,4 million de personnes résident sur 30 000 km² de terres où les niveaux de contamination dépassent 185 kBq/m^2, et 130 000 personnes vivent dans des zones où ces niveaux sont supérieurs à 555 kBq/m^2. La vie est considérée comme normale dans les territoires où la dose annuelle est inférieure à 1 mSv par an. Lorsque cette dose dépasse 1 mSv par an, les habitants reçoivent des compensations sociales.

En Russie, certains districts ont perdu leur statut de zone contaminée en janvier 1998 et cette décision a été mal accueillie par les populations concernées.

La quantité de produits agricoles dont la contamination dépasse les limites fixées pour les échanges commerciaux par l'Ukraine, la Russie et la Biélorussie est maintenant très faible, malgré les nouvelles limites restrictives édictées par l'Ukraine en 1997 (100 Bq/kg pour le lait, 200 Bq/kg pour la viande, 20 Bq/kg pour le pain et les pommes de terre). Il apparaît actuellement

que l'effet conjugué des transferts à partir du sol, de la demi-vie physique de ^{137}Cs et de l'efficacité des contre-mesures pourrait permettre d'aboutir, dans les quatre à huit années à venir, à une production agricole dont le niveau de contamination soit inférieur aux limites fixées. Cela signifie que, 20 à 25 ans après l'accident, la production de denrées alimentaires pourrait ne plus être soumise à aucune restriction.

Au début de 2001, 2 217 villes sont encore sous contrôle radiologique en Ukraine. En fait, seules 1 316 d'entre elles nécessitent des contrôles permanents, mais les habitants des 901 villes restantes refusent le retrait du statut de zone contaminée car celui-ci pourrait entraîner la suppression des compensations sociales et financières.

Dans la zone d'exclusion, les incidences sur la faune et sur la flore se caractérisent par le dépôt extrêmement hétérogène de particules radioactives, qui est à l'origine d'une plage très étendue de doses d'exposition pour le biote. Dans certains cas, même dans de très petites zones géographiques, ces incidence pouvaient différer d'un ordre de grandeur (IA01).

Certaines conséquences de l'accident pour les plantes naturelles et les populations animales sont conditionnées par des facteurs écologiques secondaires résultant d'une évolution des activités humaines. Par exemple, l'interdiction de chasser modifie les espèces d'oiseaux et leur nombre. D'une manière générale, le nombre d'animaux a fortement augmenté par rapport aux zones habitées limitrophes. Ces conditions favorables pour un grand nombre d'espèces mammifères faisant l'objet d'une chasse commerciale seront préservées (IA01).

Le transfert des radionucléides par l'eau et le vent et par des conditions météorologiques saisonnières extrêmes n'a pas entraîné de contamination à long terme au-delà de la zone d'exclusion. À l'intérieur de cette zone, il est prévu qu'à l'avenir la contamination radioactive diminuera lentement par la voie de la décroissance radioactive.

La surface de la zone d'exclusion couverte par des conifères et des arbres à feuilles caduques augmentera pour atteindre 65 à 70 % de l'ensemble de cette zone. Les surfaces de prairies et de terres marécageuses diminueront notablement en conséquence et seront remplacées progressivement par des forêts. Ces modifications entraînent la constitution d'une couche de végétation stable et résistante au feu. En liaison avec la destruction des réseaux de drainage, le niveau des eaux souterraines ne manquera pas de s'élever (IA01).

Depuis l'accident, le commerce du bois est réglementé. Selon l'usage prévu, les niveaux fixés pour la commercialisation vont de 740 à 11 000 Bq de ^{137}Cs par kg. Du fait de cette nouvelle réglementation, 30 % des pins situés dans la zone d'exclusion sont inutilisables.

En résumé

- De nombreuses contre-mesures visant à lutter contre la contamination des produits agricoles ont été appliquées avec plus ou moins de succès. Néanmoins, à l'intérieur de l'ex-URSS, l'utilisation de grandes superficies de terres agricoles est toujours interdite et le sera encore vraisemblablement pendant longtemps. Dans une zone beaucoup plus étendue, bien que des activités agricoles et d'élevage continuent à être exercées, les denrées alimentaires produites sont soumises à des contrôles rigoureux et des restrictions sont imposées à leur commercialisation et à leur usage.
- Des problèmes analogues, encore que beaucoup moins graves, sont apparus dans certains pays d'Europe extérieurs à l'ex-URSS, où les produits de l'agriculture et ceux provenant des animaux d'élevage ont été soumis à des contrôles et à des limitations pendant des durées variables à la suite de l'accident. Ces restrictions ont, pour la plupart, été levées il y a plusieurs années. Cependant, il subsiste actuellement certaines régions d'Europe où des restrictions sont encore imposées à l'abattage et à la commercialisation des animaux. Cette remarque s'applique, par exemple, à plusieurs centaines de milliers de moutons au Royaume-Uni et à un très grand nombre de moutons et de rennes dans certains pays nordiques.
- Il se peut que les produits de la forêt, comme les champignons, les baies et le gibier sauvage, continuent à poser un problème de radioprotection pendant longtemps. Désormais, la contamination radioactive diminuera lentement par la voie de la décroissance radioactive.
- À l'heure actuelle, l'eau de boisson ne soulève pas de problème, alors que la contamination des eaux souterraines, notamment par ^{90}Sr, pourrait devenir problématique à l'avenir dans les bassins de collecte des eaux situés en aval de la région de Tchernobyl.
- Le poisson contaminé provenant des lacs pourra constituer un problème à long terme dans certains pays.

- Cependant, les programmes de réaménagement de l'environnement doivent créer des conditions suffisamment attrayantes pour inciter une main-d'œuvre jeune, en particulier des ingénieurs et des ouvriers qualifiés, à revenir sur les lieux. Il est nécessaire, et tout à fait possible, de créer des conditions dans lesquelles la contamination de l'environnement n'oblige pas à interdire la consommation d'importants éléments constitutifs du régime alimentaire.

Chapitre VII

RISQUES RÉSIDUELS POTENTIELS

Le sarcophage

À la suite de l'accident, on a examiné plusieurs projets visant à placer une enceinte autour du réacteur endommagé (Ku95). La solution qui a été retenue prévoyait la construction d'une structure massive en béton et en acier utilisant comme support ce qui subsistait des parois du bâtiment réacteur (Ku95).

En août 1986, des capteurs spéciaux de surveillance du rayonnement gamma et d'autres paramètres ont été installés en divers points à l'aide de grues et d'hélicoptères. Ces capteurs avaient pour principal but d'évaluer l'exposition aux rayonnements dans les zones où des travaux de construction étaient prévus.

On a alors érigé un mur extérieur de protection autour du périmètre ainsi que d'autres parois dans le bâtiment des turbines, relié au bâtiment réacteur de la tranche 3 par un bâtiment intermédiaire, dit bâtiment « V », et un toit en acier est venu compléter la structure. Le réacteur détruit a ainsi été enfermé dans une structure en béton et en acier de 300 000 tonnes, couramment dénommée « l'enveloppe » ou le « sarcophage ». Cette tâche colossale, qui a été exécutée en sept mois seulement, s'est achevée en novembre 1986.

De multiples capteurs ont été installés en vue de surveiller des paramètres tels que le rayonnement gamma et le flux de neutrons, la température, le flux thermique, ainsi que les concentrations d'hydrogène, de monoxyde de carbone et de vapeur d'eau dans l'air. D'autres capteurs surveillent la stabilité mécanique de la structure et de la masse de combustible, de manière à permettre de détecter toute vibration ou tout déplacement des principaux composants. Tous ces capteurs sont commandés par ordinateur. Des systèmes conçus pour atténuer les conséquences de toute nouvelle condition défavorable ont aussi été mis en place. Il s'agit notamment d'un circuit d'injection de produits chimiques pour empêcher les excursions de criticité nucléaire dans le combustible et d'un

circuit de pompage pour retirer l'excédent d'eau provenant de fuites dans le sarcophage (To95).

Le montage de l'opération d'assainissement a exigé un énorme effort ; la décontamination du sol et des bâtiments, le coffrage du réacteur endommagé et la construction du sarcophage représentaient une rude tâche et il est impressionnant de voir tout ce qui a été réalisé en si peu de temps. À l'époque, l'accent était mis sur le confinement dans les plus brefs délais possibles. En conséquence, on n'a pas construit de structure destinée à être réellement permanente et il y a lieu de considérer le sarcophage comme une barrière provisoire, dans l'attente de la définition d'une solution plus radicale pour l'élimination du réacteur détruit et l'évacuation des matières hautement radioactives dans des conditions sûres. Dans ce contexte, le maintien de la structure existante au cours des prochaines décennies pose des problèmes techniques extrêmement importants. Un consortium international procède actuellement à des consultations et à des études en vue de trouver une solution permanente à ce problème.

Dans le réacteur endommagé, le combustible se présente sous trois formes : (a) des pastilles de dioxyde d'uranium enrichi à 2 %, ainsi que quelques produits de fission, ayant conservé pour l'essentiel la même forme que dans les barreaux combustibles d'origine, (b) des particules radioactives de dioxyde d'uranium de quelques dizaines de microns de diamètre ou des particules plus petites de quelques microns, constituées par du combustible fusionné avec la gaine métallique des barreaux combustibles, et (c) trois importantes coulées de combustible, ressemblant à de la lave, mélangées à du sable et du béton. La quantité de combustible dispersé sous forme de poussières est évaluée à plusieurs tonnes (Gl95).

Le mélange de combustible fondu s'est solidifié pour former un matériau semblable à du verre qui contient du combustible ancien. Les estimations relatives au volume de ce combustible sont très incertaines. C'est ce matériau vitrifié qui est en grande partie à l'origine des débits de dose très élevés dans certaines zones (Se95a). À l'intérieur de l'enveloppe du réacteur, l'irradiation externe est largement imputable à ^{137}Cs mais l'inhalation de poussières de combustible constitue également un risque. Comme il a été indiqué précédemment, les chercheurs faisant partie d'un groupe spécial restreint qui ont travaillé périodiquement à l'intérieur du sarcophage pendant un certain nombre d'années ont accumulé des doses comprises, selon les estimations, entre 0,5 et 13 Gy (Se95a). Étant donné que ces doses se sont échelonnées sur une longue période, aucun effet déterministe n'a été observé chez ces chercheurs. Depuis le début de 1987, l'intensité du rayonnement gamma à l'intérieur de la structure a diminué d'un facteur 10. La température a aussi sensiblement baissé.

À l'extérieur du sarcophage, les niveaux de rayonnement ne sont pas élevés, si ce n'est sur le toit où des débits de dose atteignant 0,5 Gy/h ont été mesurés après la construction du sarcophage. Ces niveaux de rayonnement sur le toit se sont maintenant abaissés à moins de 0,05 Gy/an.

Neuf ans après sa construction, la structure du sarcophage, encore qu'elle demeure généralement solide, suscite des préoccupations quant à sa stabilité et à sa résistance à long terme et représente un risque potentiel permanent. L'enveloppe est en partie étayée par les structures primitives du bâtiment de la tranche 4, qui sont sans doute en mauvais état à la suite des explosions et de l'incendie, et leur rupture pourrait entraîner l'effondrement du toit. Cette situation est aggravée du fait de la corrosion des structures métalliques internes par la forte humidité qui règne à l'intérieur du sarcophage et qui est due aux grandes pénétrations d'eau de pluie par les nombreuses fissures du toit qui n'ont été réparées que récemment (La95*)*. La structure existante n'est pas conçue pour résister à des séismes ou à des tornades. Le bouclier biologique supérieur en béton du réacteur est en appui sur des murs et risque de tomber. Nombreuses sont les incertitudes quant à l'état du radier inférieur, qui a été endommagé par la pénétration de matières fondues au cours de l'accident. Une rupture de ce dernier pourrait provoquer la destruction de la plus grande partie du bâtiment.

On a envisagé un certain nombre de situations potentielles qui pourraient entraîner des brèches dans le sarcophage et la libération de radionucléides dans l'environnement. Parmi celles-ci figurent l'effondrement du toit et des structures internes, un événement de criticité éventuel et la migration à long terme des radionucléides dans les eaux souterraines.

À l'heure actuelle, l'enveloppe n'est pas étanche, même si le niveau de confinement a été renforcé récemment. Bien que présentement les émissions dans l'environnement soient faibles, ne dépassant pas 10 GBq/an pour ^{137}Cs et 0,1 GBq/an pour le plutonium et d'autres éléments transuraniens, une perturbation des conditions actuelles à l'intérieur du sarcophage, telle que le déplacement du bouclier biologique, pourrait entraîner une dispersion plus importante des radionucléides (To95). Dans ce cas, la dispersion ne serait pas grave et se limiterait au site, à condition que le toit ne s'effondre pas. Toutefois, l'effondrement du toit, provoqué éventuellement par un tremblement de terre, une tornade ou la chute d'un avion, associé à l'effondrement des structures internes instables, pourrait se solder par la libération d'environ 0,1 PBq de poussière de combustible, ce qui contaminerait une partie de la zone d'exclusion de 30 km (Be95).

Des scénarios moins probables fondés sur l'hypothèse la plus défavorable aboutiraient à une plus forte contamination de la zone d'exclusion mais aucune

contamination importante ne devrait se produire au-delà de cette zone. A l'heure actuelle, des excursions de criticité ne sont pas considérées comme probables (IP95). Néanmoins, il est possible de formuler des théories (Go95, Bv95) sur des scénarios d'accidents hypothétiques, aussi lointains soient-ils, qui pourraient aboutir à un événement de criticité. L'un de ces scénarios impliquerait la chute d'un avion ou un tremblement de terre avec effondrement du sarcophage, associé à une inondation. Un accident de ce type pourrait libérer dans l'atmosphère de l'ordre de 0,4 PBq de poussière de combustible ancien et de nouveaux produits de fission qui viendraient contaminer le sol principalement dans la zone de 30 km.

Les fuites à partir du sarcophage peuvent aussi constituer un mécanisme de libération de radionucléides dans l'environnement. Les diverses salles du sarcophage contiennent actuellement plus de 3 000 m^3 d'eau (To95), dont la plus grande partie y a pénétré par les défauts que présente le toit. Son activité, principalement imputable à ^{137}Cs, est comprise entre 0,4 et 40 MBq/l. Des études sur les masses contenant du combustible montrent que celles-ci ne sont pas inertes et se modifient de diverses façons. Parmi ces modifications figurent la pulvérisation des particules de combustible, la fragmentation surfacique des matériaux semblables à de la lave, la formation de nouveaux composés d'uranium, dont certains sont solubles à la surface, et la lixiviation de radionucléides à partir des masses contenant du combustible. Les études effectuées à ce jour montrent que cette migration pourra prendre de l'importance au fil du temps.

Un autre mécanisme de dispersion de la radioactivité dans l'environnement peut être le transport de la contamination par des animaux, comme les oiseaux et les insectes, qui pénètrent dans le sarcophage et y demeurent (Pu92). Enfin, on a envisagé l'éventualité d'une lixiviation des radionucléides à partir des masses de combustible par l'eau contenue dans l'enveloppe, puis leur migration dans les eaux souterraines. Cependant, ce phénomène serait vraisemblablement très lent : on a estimé, par exemple, qu'il faudrait de 45 à 90 ans à certains radionucléides, tels que ^{90}Sr, pour migrer en profondeur jusqu'à la zone de collecte des eaux de la Pripiat. On ne peut se prononcer avec assurance sur l'importance radiologique probable de ce phénomène et il sera indispensable de suivre attentivement, pendant longtemps encore, l'évolution de la contamination des eaux souterraines.

Sites de stockage de déchets radioactifs

Les opérations de reprise sous contrôle de l'accident et d'assainissement ont été à l'origine de très grandes quantités de déchets radioactifs et

d'équipements contaminés. Certains de ces déchets radioactifs sont enfouis dans des tranchées ou dans des conteneurs isolés des eaux souterraines par des écrans en argile ou en béton à l'intérieur de la zone de 30 km (Vo95). Un examen de ces structures ouvragées a abouti à la conclusion qu'à condition que la couche d'argile demeure intacte, leur contribution à la contamination des eaux souterraines serait négligeable. Par ailleurs, de 600 à 800 tranchées destinées au stockage des déchets ont été creusées à la hâte à proximité immédiate de la tranche 4 à la suite de l'accident. Ces tranchées dépourvues de revêtement renferment les retombées radioactives qui s'étaient accumulées sur les arbres, sur l'herbe et dans le sol jusqu'à une profondeur de 10 à 15 cm et qui ont été retirées par bulldozer sur une superficie d'environ 8 km². Selon les estimations, la quantité d'activité s'élève actuellement à environ 1 PBq, ce qui est comparable à l'inventaire total stocké dans les installations construites spécialement à cet effet tout près de la tranche 4. En outre, un grand nombre d'équipements, de machines et de véhicules contaminés sont également stockés en plein air.

Rares sont les documents décrivant les activités initiales d'assainissement. Les informations sur l'état actuel des tranchées dépourvues de revêtement à proximité de la tranche 4 et sur la dispersion des radioéléments ont pour la plupart été obtenues dans le cadre d'une enquête ponctuelle. Les résultats de cette étude (Dz95) sont notamment les suivants :

- Le nappe phréatique au voisinage de la tranche 4 s'est élevée de 1 à 1,5 m en quelques années pour se trouver à environ 4 m de la surface du sol et continue peut-être à s'élever (ce qui provient apparemment en grande partie de la construction, en 1986, d'un mur d'une longueur de 3,5 km et d'une profondeur de 35 m tout autour du réacteur pour protéger le bassin de retenue de Kiev contre tout risque de contamination par les eaux souterraines, ainsi que de l'interruption des activités de drainage précédemment liées à la construction de nouvelles tranches sur le site).
- Dans la zone plus particulièrement visée par l'étude, 32 des 43 tranchées explorées sont périodiquement ou continuellement inondées.
- Dans cette zone, la nappe phréatique supérieure non isolée est partout contaminée par ^{90}Sr jusqu'à des niveaux dépassant 4 Bq/l. Le césium et le plutonium sont moins mobiles et la contamination à partir de ces éléments est limitée au voisinage immédiat des tranchées d'évacuation.

- La mobilité relative de ^{90}Sr est particulièrement importante, en ce sens qu'à partir des tranchées les plus proches, cet élément pourrait gagner la Pripiat en l'espace de 10 à 20 ans.

Il subsiste manifestement de grandes incertitudes qui exigent un effort de caractérisation d'une ampleur correspondante. Par exemple, à l'heure actuelle, la plupart des sites d'évacuation de déchets n'ont pas été explorés et quelques-uns d'entre eux ne sont pas portés sur les cartes ; la surveillance du mouvement des eaux souterraines est insuffisante et l'interprétation du régime hydrologique se trouve compliquée par des facteurs artificiels (pompage, mesures d'atténuation des conséquences, etc.) ; les mécanismes de lixiviation des radionucléides à partir de toute la gamme de petites particules enfouies ne sont pas bien compris, mais sont en cours d'étude.

L'idée avait été émise que la dissémination des radioéléments pourrait s'étendre jusqu'à la Pripiat et en aval jusqu'à la Mer noire, mais ce phénomène ne s'est pas produit. Les radionucléides ont été retenus efficacement dans les sols et les sédiments de cours d'eau à proximité du site de la centrale (voir chapitre II).

En résumé

Le sarcophage n'a jamais été destiné à apporter une solution permanente au problème du confinement du réacteur accidenté. Il s'ensuit que cette solution temporaire risque fort d'être instable à long terme. Autrement dit, il y a une possibilité d'effondrement qui doit être corrigée par une solution technique permanente.

Les opérations de reprise sous contrôle de l'accident et d'assainissement ont produit de très grandes quantités de déchets radioactifs et d'équipements contaminés, qui sont actuellement stockés sur 800 sites environ à l'intérieur et à l'extérieur de la zone d'exclusion d'un rayon de 30 km autour du réacteur. Ces déchets sont en partie conservés dans des conteneurs et en partie enfouis dans des tranchées ou stockés en plein air.

En général, on a estimé que le sarcophage et la prolifération des sites de stockage de déchets dans la zone constituent une série de sources potentielles de libération de radioactivité qui menaçe la zone avoisinante. Cependant, il est vraisemblable que les rejets accidentels susceptibles de se produire à partir du sarcophage seront très faibles par rapport à ceux imputables à l'accident de Tchernobyl en 1986 et que leurs conséquences radiologiques seront limitées à

une zone relativement restreinte autour du site. En ce qui concerne les déchets radioactifs stockés dans la zone entourant le site, ils constituent une source potentielle de contamination des eaux souterraines qui demandera une surveillance attentive jusqu'à ce que ces déchets puissent être évacués de façon sûre dans un dépôt approprié. Toutefois, les radionucléides n'ont pas migré aussi loin du site qu'il avait été prévu à une certaine époque.

Des initiatives ont désormais été lancées au plan international en vue d'étudier une solution technique qui permettrait d'éliminer ces sources de risques résiduels sur le site. Ce point sera développé dans le chapitre suivant.

Chapitre VIII

ARRÊT DE LA CENTRALE DE TCHERNOBYL[1]

L'accord relatif à la construction des tranches de la centrale de Tchernobyl remonte à 1966, date à laquelle l'ex-URSS a décidé de développer la production d'électricité d'origine nucléaire. La conception des réacteurs RBMK date aussi de cette période. Six réacteurs de 1000 MWwe étaient alors programmés.

La tranche 1, qui a commencé à produire de l'électricité en 1977, a été arrêtée en novembre 1996. En décembre1997, il a été décidé de la déclasser.

La tranche 2, raccordée pour la première fois au réseau en décembre 1978, a été arrêtée en 1991 à la suite des dommages provoqués par un incendie. Les autorités nationales ukrainiennes ont décidé sa fermeture définitive en mars 1999.

La tranche 3, démarrée en 1981, a été arrêtée à de nombreuses reprises depuis 1997 pour des opérations de maintenance, d'inspection et de réparation. En juin 2000, les autorités ukrainiennes ont pris la décision de l'arrêter définitivement le 15 décembre 2000.

Les tranches 5 et 6 étaient en construction sur le site lors de l'accident, mais n'ont jamais été achevées.

Après l'accident survenu dans le réacteur 4 et l'incendie subi par le réacteur 2, les pays occidentaux ont tenté de convaincre les autorités ukrainiennes d'arrêter définitivement le réacteur 3. Cet arrêt avait été défini comme une priorité par de nombreux pays dans leurs échanges et leurs accords bilatéraux avec l'Ukraine. Cette pression occidentale s'est cristallisée lorsque le Parlement ukrainien a décidé, en octobre 1993, d'annuler une résolution de

1. Le présent chapitre a été établi avec le concours de E. Gailliez et J.B. Chérié (IPSN), (IP00, IP01).

1990, qui recommandait l'arrêt immédiat de tous les chantiers de construction de réacteurs RBMK et la fermeture du site de Tchernobyl. Par la suite, l'Union européenne et l'Ukraine ont conclu, le 20 décembre 1995, un protocole d'accord concernant la fermeture de la centrale de Tchernobyl. En échange de la fermeture définitive de toutes les tranches de ce site, l'Union européenne (dans le cadre du programme TACIS) et les pays occidentaux sont convenus d'apporter un soutien financier à l'Ukraine pour aider ce pays à s'approvisionner en électricité et de résoudre les problèmes sociaux résultant de cette fermeture. Le coût des projets a été estimé en 1995 à 2,3 milliards de dollars. Une partie de ces fonds a été consacrée à des modifications du réacteur 3, à la construction d'un bâtiment pour le combustible irradié et à des ateliers de traitement des déchets liquides et solides.

Ultérieurement, de nombreux autres projets relatifs à la modernisation des réacteurs de type VVER ont été examinés avec la Banque européenne pour la reconstruction et le développement (BERD).

En ce qui concerne la stabilisation du réacteur 4, les analyses de sûreté de l'ensemble des installations décrites dans les paragraphes suivants seront effectuées conjointement. Du côté européen, le consortium Riskaudit, filiale commune de l'IPSN, devenu maintenant IRSN (France), et de la GRS (Allemagne), réalisera ce travail en collaboration avec l'ANPA (Italie) et l'AVN (Belgique), dans le cadre d'un contrat avec l'Union européenne. Du côté ukrainien, cette tâche incombera au Centre scientifique et technique d'Etat pour la sûreté nucléaire et radiologique. Les deux groupes mettront en commun leurs analyses à l'intention de l'Autorité de sûreté ukrainienne (Service de la réglementation nucléaire).

Préparation du démantèlement final de la centrale de Tchernobyl

Il est prévu de construire différentes installations sur le site de Tchernobyl en vue de procéder au démantèlement des réacteurs. Ces installations seront destinées :

- au stockage du combustible irradié ;
- au traitement des déchets liquides et solides produits par les opérations de démantèlement ;
- au stockage des conteneurs de déchets qui en résulteront.

Stockage du combustible irradié

À l'heure actuelle, le combustible irradié provenant des trois réacteurs est entreposé dans les cœurs des réacteurs, dans les piscines attenantes à ces réacteurs et dans un ancien bâtiment de stockage. Une nouvelle installation de stockage à sec faisant appel au procédé Nuhoms, qui a été agréé par la Commission de la réglementation nucléaire des États-Unis, est en construction. Deux autres bâtiments sont en cours de construction. Le premier d'entre eux servira au découpage des crayons combustibles et au stockage des barres de commande. Le second bâtiment sera constitué de cellules modulaires dans lesquelles on placera les conteneurs renfermant du combustible. Chaque cellule accueillera un conteneur. Le refroidissement s'effectuera de manière passive. Il est prévu de construire 256 cellules en l'espace de dix ans. Le financement de cette opération est assuré par la BERD, ainsi que par les sociétés Westinghouse (États-Unis), Bouygues et Campenon Bernard (France), qui sont les entreprises occidentales chargées de l'exécution des travaux pour le compte de l'exploitant de la centrale nucléaire de Tchernobyl.

Le projet a démarré en juin 1999 ; les bâtiments sont en cours de construction et les autorisations d'exploitation devraient être délivrées au début de 2003. Le transfert de l'ensemble des assemblages combustibles devrait s'effectuer au cours des dix prochaines années.

Traitement des effluents liquides

Les effluents liquides, composés principalement de ^{60}Co, ^{137}Cs et ^{134}Cs, sont stockés sur le site dans deux ensembles de cuves. Le premier comprend cinq cuves externes de 5 000 m^3 chacune et le second, neuf cuves de 1 000 m^3, installées dans des cellules individuelles. Aujourd'hui, 26 000 m^3 de déchets y sont stockés, la capacité totale de l'installation étant de 34 000 m^3.

Le traitement de ces déchets liquides est une opération délicate impliquant la mise en place de boîtes ventilées destinées aux opérations de pompage. Pour les cuves de 5 000 m^3, il sera nécessaire de construire un dispositif de couverture.

Un autre bâtiment, en construction depuis l'an 2000, servira à la transformation de ces déchets liquides en déchets solides. La procédure d'autorisation relative à cette installation devrait être menée à terme d'ici à la fin de 2002. Les opérations de transformation consisteront à mélanger les déchets liquides avec du béton. Les conteneurs solides ainsi obtenus seront entreposés dans un centre de stockage en surface, à proximité du site de

Tchernobyl. Tous les effluents produits par les opérations de démantèlement devraient être traités dans ces installations. Il est prévu que les opérations de traitement des effluents liquides s'échelonneront sur une période de dix ans.

Ces bâtiments sont financés par la BERD, Westinghouse (États-Unis), Belgatom (Belgique), SGN (France) et Ansaldo (Italie).

Traitement des déchets solides

Il sera nécessaire de disposer d'une nouvelle installation de traitement des déchets solides. Le fonctionnement des réacteurs a généré des déchets de faible et moyenne activité, composés de métal, de béton, de plastique, de bois et de papier. Aujourd'hui, ces déchets solides sont stockés dans un bâtiment vétuste comprenant trois compartiments, dont les deux premiers (d'un volume de 1 000 m^3 chacun) sont vraiment pleins. Le troisième compartiment (1 800 m^3), qui renferme les déchets les plus contaminés, est rempli à 20 %, ce qui porte à 2 350 m^3 environ le volume total des déchets stockés dans cette installation. Actuellement, ces déchets sont recouverts de béton, qui doit être retiré et conditionné lui-même en vue de son évacuation. Cette installation de stockage existante pourra être utilisée pour le conditionnement des déchets, mais à un rythme de 3 m^3 par jour seulement.

Les déchets solides produits pendant le démantèlement des réacteurs devront également être traités. Une fois triés, les déchets de faible et moyenne activité seront entreposés sur le site de stockage en surface, à l'extérieur de la zone d'exclusion du site de Tchernobyl.

Les déchets les plus fortement contaminés seront placés dans des conteneurs étanches pour un stockage provisoire, dans l'attente de leur traitement futur. Pour effectuer le conditionnement des déchets, on construira un atelier assurant une production journalière de 20 m^3.

Ces opérations seront financées par l'Union européenne, dans le cadre du programme TACIS. Un appel d'offres a été lancé. La sélection des entreprises occidentales contractantes s'effectuera en vue d'un démarrage des opérations fin 2003 - début 2004. Ces dernières devraient durer au moins cinq ans.

Le sarcophage

A la suite de l'accident, on a examiné plusieurs projets visant à placer une enceinte autour du réacteur endommagé. Le sarcophage, construit en quelques

semaines seulement après l'accident, et les risques résiduels potentiels qu'il comporte actuellement, sont décrits en détail dans le chapitre VII. À l'heure actuelle, des travaux sont requis pour renforcer le sarcophage existant, de manière à prévenir ou à limiter les rejets de poussières radioactives et à réduire le risque d'effondrement, que ce soit par un phénomène spontané ou sous l'effet d'une catastrophe naturelle. Sur la base d'une estimation des risques, on a dressé une liste de 15 tâches à effectuer. À ce jour, seules les tâches prioritaires ont été exécutées, dont le renforcement de la cheminée de ventilation commune aux réacteurs 3 et 4 et celui des poutres en béton soutenant le toit.

Un nouveau projet appelé SIP (« Shelter Implementation Plan ») a été lancé en 1998, pour une durée de huit ans, par un groupe de travail d'experts en matière de sûreté nucléaire venant des pays du G7[2] et d'Ukraine. Ce projet est financé par la BERD et son coût est estimé à 760 millions de dollars, dont 50 millions seront apportés par le gouvernement ukrainien.

Deux objectifs principaux ont été assignés à ce projet, à savoir le renforcement du sarcophage et l'amélioration de la protection des travailleurs et de l'environnement. Cinq objectifs subsidiaires ont également été définis :

- réduction de la probabilité d'effondrement du sarcophage ;
- atténuation des conséquences d'un effondrement éventuel ;
- renforcement de la sûreté de l'installation (criticité, gestion de l'eau contaminée, caractérisation des matériaux contenant du combustible résiduel) ;
- amélioration de la sécurité des travailleurs et de l'environnement ;
- définition d'une stratégie de sûreté à long terme.

Ce projet est réalisé par un groupe indépendant de l'exploitant de la centrale de Tchernobyl, avec l'assistance d'un organe de gestion du projet comprenant les sociétés Betchel et Battelle (Etats-Unis), ainsi qu'EDF (France). Cet organe a principalement pour mission de définir les tâches élémentaires permettant d'atteindre les objectifs du projet SIP et de solliciter les autorisations nécessaires auprès de l'autorité compétente, à savoir le Service de la réglementation nucléaire d'Ukraine. Une fois encore, ce service bénéficiera, du côté ukrainien, du concours du Centre scientifique et technique d'Etat, ainsi que du soutien d'entreprises occidentales (Scientech et Riskaudit).

2. Le groupe G7 se compose des sept pays les plus industrialisés du monde : Allemagne, Canada, Etats-Unis, France, Italie, Japon et Royaume-Uni.

Le renforcement des poutres du toit a mobilisé environ 300 travailleurs. La dose collective est estimée, d'après les données ukrainiennes, à 3,5 personnes-Sv, dont 10 % pour la préparation des travaux et 90% pour leur exécution proprement dite. Les travaux préparatoires ont fait intervenir une centaine de personnes, les doses maximales relevées ayant été inférieures à 15 mSv et une dizaine de personnes ayant reçu des doses comprises entre 10 et 15 mSv. Les travaux de renforcement ont impliqué près de 200 travailleurs, dont environ 20 ont reçu des doses comprises entre 30 et 40 mSv.

Les autorités ukrainiennes font valoir qu'aucun travailleur n'a dépassé la dose limite fixée pour ces opérations, à savoir 40 mSv. L'objectif en matière de dose collective pour les quinze tâches prévues par le projet SIP est de 25 personnes-Sv. Une attention particulière est accordée à la surveillance de la contamination interne des travailleurs.

Base de données relatives au sarcophage

Dans le cadre de « l'Initiative franco-allemande », l'IRSN (France) et la GRS (Allemagne) ont collaboré avec l'exploitant de la centrale nucléaire de Tchernobyl, le Centre international pour la science et la technique de l'Académie ukrainienne des sciences, l'Institut national ukrainien de l'ingénierie et de la science et l'Institut Kourtchatov de Moscou à l'établissement d'une base de données sur « l'état de santé » du sarcophage.

Cette base de données permettra de parvenir plus facilement à une meilleure estimation des risques radiologiques à l'intérieur et à l'extérieur du bâtiment endommagé et de valider les recommandations actuelles en matière de radioprotection. Elle sera utilisée par les exécutants du projet SIP. Une fois achevée, elle permettra aux travailleurs et aux planificateurs de réaliser une visite virtuelle du sarcophage et de ses environs immédiats. Cette base de données porte sur :

- la construction et les équipements du sarcophage, ainsi que les nouvelles infrastructures annexes ;
- la situation radiologique à l'intérieur du sarcophage (Institut Kourtchatov) ;
- la situation radiologique au voisinage du sarcophage (Centre international pour la science et la technique) ;

- la collecte de données sur les quantités, la qualité et les caractéristiques des matières radioactives à l'intérieur du sarcophage (Institut Kourtchatov).

La première version de cette base de données a été transmise au Centre de Tchernobyl en juin 1999.

Les conséquences sociales

Une grande partie des 7 000 travailleurs du site réside à Slavoutich, ville située à 50 km à l'est de Tchernobyl. L'arrêt définitif de l'exploitation des tranches de la centrale de Tchernobyl réduira d'environ 2 000 personnes les besoins en main-d'œuvre sur le site.

La fermeture du site de Tchernobyl constituera une nouvelle épreuve pour cette région, qui a déjà lourdement souffert du fait de l'accident. Les conséquences d'ordre social, économique et individuel que la perte d'emplois sur le site de la centrale aura pour les personnes, les villes et la région concernés devraient être étudiées et prises en compte dans toute solution définitive qui sera apportée à cette situation.

Chapitre IX

ENSEIGNEMENTS TIRÉS DE L'ACCIDENT*

L'accident n'a pas affecté tous les pays de la même façon et l'importance accordée à divers aspects a varié en fonction des conditions propres à chaque pays. Ainsi, les pays éloignés du lieu de l'accident et n'ayant pas de programme électronucléaire national, ni de réacteurs dans leur voisinage, ont eu tendance à privilégier le contrôle des denrées alimentaires et l'échange d'informations en tant que principal moyen d'améliorer la situation. Au contraire, les pays qui ont été contaminés du fait de l'accident et avaient leur propre programme électronucléaire et/ou des réacteurs dans les pays voisins, ont tiré des enseignements très importants de la façon dont l'accident s'est déroulé et a été traité. C'est pourquoi, les enseignements tirés de cet accident n'ont pas tous bénéficié du même degré de priorité dans l'ensemble des pays.

Aspects opérationnels

L'accident de Tchernobyl a été de caractère très spécifique et, bien qu'il ait mis en évidence les lacunes existant dans les plans d'intervention en cas d'urgence et dans la radioprotection, il ne devrait pas être considéré comme un accident de référence à des fins de planification future des mesures d'urgence (Bu91).

Il est apparu très clairement, d'après les premières réactions des autorités nationales compétentes, qu'elles n'étaient pas prêtes à faire face à un accident d'une telle ampleur et qu'elles devaient prendre, à mesure que l'accident se déroulait, des décisions sur des critères qui auraient pu être arrêtés auparavant. Il s'ensuit également que de trop nombreuses organisations ont été associées au processus de décision, car aucune ligne de démarcation nette n'avait été convenue ni établie. Il faudrait déterminer clairement, préalablement à tout accident, les domaines donnant matière à des chevauchements de compétences

* Avec le concours de Stefan Mundigl (OECD/NEA).

ou de juridiction. Une infrastructure permanente devrait également être mise en place et maintenue, si l'on veut que les mesures de protection soient efficacement appliquées. Une telle infrastructure doit comprendre des systèmes de communication rapides, des équipes d'intervention et des réseaux de surveillance. Il s'avère aussi indispensable de disposer d'équipes mobiles de surveillance au sol, ainsi que d'assurer une surveillance aérienne et le suivi du panache. De nombreux pays ont répondu à cette nécessité en établissant des réseaux de surveillance de ce type et en réorganisant leurs plans d'intervention en cas d'urgence.

Les procédures logistiques liées aux plans d'intervention, s'agissant notamment de l'administration d'iode stable (Sc94, NE95a) et de l'évacuation, doivent être en place et répétées bien avant la survenue d'un accident, car elles sont trop complexes et demandent trop de temps pour être mises en oeuvre pendant le bref délai imparti durant l'accident. Les interventions elles-mêmes et les niveaux auxquels elles devraient être engagées doivent être acceptés d'un commun accord, de préférence au plan international, et intégrés aux plans d'urgence pour pouvoir être appliqués immédiatement et efficacement.

L'accident a aussi prouvé la nécessité de prendre en compte, dans les plans d'urgence, la posssibilité de répercussions transfrontalières, car il a été démontré que la libération de radionucléides pourrait atteindre une altitude élevée et que la dispersion de la contamination porterait donc sur une étendue plus vaste. La crainte, née de l'expérience tirée de Tchernobyl, que tout pays puisse être affecté, non seulement par des accidents nucléaires survenant sur son territoire, mais aussi par les conséquences d'accidents se produisant à l'étranger, a favorisé dans plusieurs pays l'établissement de plans d'urgence nationaux.

Le caractère transfrontalier de la contamination a incité les organisations internationales à promouvoir la coopération et la communication entre pays, à harmoniser les mesures (NE88, IA94, IC90, IC92, NE93, NE89, NE90, NE89b, WH88, WH87, IA89b, IA92, IA91a, IA89c, IA87a, IA94a, EC89a, EC89b) et à concevoir des exercices internationaux d'intervention en cas d'urgence, tels que ceux organisés par l'OCDE/AEN au titre de son programme INEX (NE95). Parmi les principaux résultats à porter à l'actif de la communauté internationale figurent les accords sur la notification rapide d'un accident nucléaire et sur l'assistance en cas de situation d'urgence radiologique qui ont trouvé leur expression dans les conventions internationales conclues dans le cadre de l'AIEA et de la CE (EC87, IA86b, IA86c). En 1987, deux conventions sont entrées en vigueur, à savoir la Convention sur la notification rapide d'un accident nucléaire (« Convention sur la notification rapide ») et la Convention sur l'assistance en cas d'accident nucléaire ou de situation d'urgence radiologique (« Convention d'assistance »). Actuellement, 83 États sont Parties

à la Convention sur la notification rapide et 79 sont Parties à la Convention d'assistance. En outre, l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), l'Organisation météorologique mondiale (OMM) et l'Organisation mondiale de la santé (OMS) sont Parties aux deux conventions.

Sur la base de ces deux conventions, l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) a mis en place un système de notification et d'échange d'informations en cas d'accident nucléaire ou de situation d'urgence radiologique, ainsi qu'un réseau destiné à apporter une assistance aux pays touchés, s'ils en font la demande.

La décision 87/600/EURATOM du Conseil du 14 décembre 1987 spécifie les modalités communautaires pour l'échange rapide d'informations en cas de situation d'urgence radiologique. À partir de cette décision du Conseil, la Commission européenne a créé le Système communautaire d'information rapide dans le domaine de la radioactivité (ECURIE), qui impose aux États Membres de l'UE de notifier à la Commission les situations d'urgence radiologique et de fournir rapidement les informations pertinentes disponibles pour minimiser les conséquences radiologiques prévues. Ce système est axé sur la communication et l'échange d'informations et de données en cas d'urgence nucléaire ou radiologique.

En outre, afin de faciliter la communication avec le public sur la gravité des accidents nucléaires, l'AIEA et l'AEN ont établi l'échelle internationale des événements nucléaires (INES), qui est actuellement adoptée par un grand nombre de pays.

L'accident a favorisé la conclusion, sous l'égide de l'OMS et de la FAO, d'un accord international sur la contamination des denrées alimentaires entrant dans le commerce international, car la plupart des pays ont besoin d'importer au moins une certaine quantité de denrées alimentaires et les gouvernements ont admis la nécessité de donner à leurs citoyens l'assurance que les aliments qu'ils consomment sont sûrs. La surveillance des denrées alimentaires importées figure parmi les premières mesures de contrôle qui aient été instituées et continue à être appliquée (FA91, EC89c, EC93a).

Cet événement a aussi montré clairement que tous les gouvernements nationaux, même ceux qui ne mènent pas de programme électronucléaire, ont besoin d'élaborer des plans d'urgence pour aborder le problème de la dispersion transfrontalière des radionucléides. Ces plans doivent nécessairement être de caractère international, ce qui implique l'échange libre et rapide d'informations entre les pays.

Il est essentiel que les plans d'urgence soient souples. Il serait absurde d'établir des plans en prévision d'un autre accident analogue à celui de Tchernobyl sans leur conférer de la souplesse, car le seul fait dont on puisse être certain, c'est que le prochain accident grave sera différent. Les responsables des plans d'urgence se doivent de passer au crible les principes généraux applicables à divers accidents et les intégrer dans un plan générique.

L'accident a souligné la nécessité d'informer le public et les pressions que ce dernier a exercées à l'époque ont clairement confirmé cette nécessité. Il faut disposer d'un grand nombre de personnes, qui connaissent parfaitement les techniques de communication de l'information, pour pouvoir offrir une source crédible d'information au public avant un accident, de manière à ce que des rapports clairs et simples puissent être diffusés de façon continue en temps utile et sous une forme précise (EC89).

Les plans d'urgence doivent également comporter un mécanisme permettant à de très nombreuses personnes de faire évaluer l'exposition à laquelle elles ont été soumises et à celles ayant subi une forte exposition d'être différenciées des autres. L'accident a aussi mis en évidence la nécessité de recenser au préalable les centres médicaux spécialisés dotés de moyens de transport appropriés pour traiter les personnes les plus fortement exposées.

Il s'est avéré nécessaire d'affiner et d'expliciter les conseils formulés au plan international (Pa88). Les recommandations relatives aux interventions en cas d'accident figurant dans la publication N° 40 de la CIPR n'étaient pas bien comprises au moment où elles ont dû être appliquées. La Commission en a diffusé une version révisée dans la publication N° 63 (IC92). Ce texte met l'accent sur la dose évitée en tant que paramètre en fonction duquel il convient d'évaluer une mesure d'intervention. Il est aussi précisé qu'une intervention doit être « justifiée », en ce sens qu'il faut démontrer qu'elle fera plus de bien que de mal, et qu'en cas de choix entre plusieurs solutions de protection, c'est « l'optimisation » qui permettra d'opérer ce choix. L'accent est également mis sur la nécessité d'intégrer toutes les mesures de protection dans un plan d'urgence et de ne pas les évaluer isolément, car chacune de ces mesures peut fort bien influer sur l'efficacité d'une autre.

Aspects scientifiques et techniques

Avant l'accident, on estimait que la flore et la faune présentes dans l'environnement étaient relativement résistantes aux rayonnements, ce qui était confirmé par le fait qu'aucun dommage radioécologique létal n'avait été observé après l'accident, sauf dans des forêts de pins (600 ha) et de petites

zones de bouleaux à proximité du réacteur. Une dose cumulée inférieure à 5 Gy n'a certes aucun effet important, même sur la flore la plus sensible des systèmes écologiques, mais il n'en demeure pas moins nécessaire de dégager des enseignements écologiques concernant notamment le choix des sites d'implantation de réacteurs nucléaires (Al93).

Des études sont actuellement consacrées à l'absorption par les feuilles et les racines des plantes, ainsi qu'à la remise en suspension et aux intempéries. Les coefficients de transfert à tous les niveaux des voies d'exposition de l'homme sont en train d'être affinés. À la suite de l'accident, une évaluation des modèles utilisés sur treize sites pour prévoir le transfert de ^{131}I et de ^{137}Cs de l'atmosphère aux chaînes alimentaires (Ho91) a indiqué que les modèles d'usage courant débouchent habituellement sur une surestimation pouvant atteindre un facteur 10. La surveillance très poussée de la radioactivité chez les personnes au niveau de l'organisme entier, entreprise conjointement avec la mesure de la contamination du sol et des denrées alimentaires, a permis d'affiner la précision des modèles d'évaluation de la dose reçue par l'homme à partir de différentes voies d'exposition. Les méthodes et techniques utilisées pour traiter la contamination des denrées alimentaires, des équipements et des sols ont été améliorées.

Il est apparu que certains aspects météorologiques, tels que la relation entre le dépôt et les précipitations, et la présence d'un dépôt plus importants sur les terrains situés à une certaine altitude et sur les montagnes, revêtent de l'intérêt, notamment pour l'élaboration de modèles plus réalistes (NE96a). L'importance des cartes météorologiques à l'échelle synoptique utilisées dans les prévisions a été démontrée et différents modèles ont été élaborés pour prévoir les configurations de dépôt dans toute une gamme de conditions météorologiques. L'évolution chimique et physique des gaz radioactifs et des aérosols transportés dans l'atmosphère est à l'étude, le but étant d'améliorer la précision des modèles de transport.

Parmi les autres incidences de l'accident sur le perfectionnement des modèles, on peut citer l'amélioration des connaissances concernant le mouvement des radionucléides dans le sol et dans la flore et la faune, les voies d'exposition et les facteurs de transfert, l'effet des pluies torrentielles et l'influence des montagnes, ainsi que l'alignement des vallées sur les configurations de dépôt, la remise en suspension des particules, les mécanismes de transport de la pollution à grande distance et les facteurs qui influent sur les vitesses de dépôt (NE89a, NE96).

Des méthodes et normes uniformes ont été élaborées pour la mesure des radionucléides contaminants dans les échantillons prélevés dans l'environnement.

Dans les cas de forte exposition, on a montré l'importance des procédures médicales et de soins infirmiers de type symptomatique et prophylactique, telles que les antibiotiques, les agents antifongiques et antiviraux, l'alimentation par voie parentérale, la stérilisation de l'air et le traitement en chambre stérile, tout comme les résultats décevants de la transplantation de moelle osseuse.

En outre, l'accident a amené à renforcer les recherches sur la sûreté nucléaire et la gestion des accidents nucléaires graves.

Par ailleurs, il s'avère nécessaire d'entreprendre de solides études épidémiologiques en vue d'examiner les effets potentiels, tant aigus que chroniques, sur la santé. Dans le cas de Tchernobyl, vu l'absence de données systématiquement recueillies, à l'instar des données fiables et exhaustives consignées dans les registres des cas de cancer, il a été difficile d'organiser des investigations épidémiologiques appropriées en temps voulu. Il apparaît aussi nécessaire d'établir et de maintenir un système de surveillance systématique de la santé à l'intérieur et à la périphérie des installations nucléaires.

En Russie, le gouvernement a décidé de créer un système national de traitement de l'information concernant tous les aspects de la gestion de crise. Ce système fonctionnera au niveau national, de même qu'au plan régional. La base de données sera gérée par l'Institut russe IBRAE.

Le programme INEX (Plans d'intervention et gestion de la situation en cas d'urgence nucléaire)

Compte tenu de l'intérêt manifesté par ses pays Membres, l'Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire (AEN) a participé activement à l'établissement de plans d'intervention et de procédures de gestion en cas d'accident nucléaire et a créé, en 1990, le Groupe d'experts sur les exercices d'intervention en cas d'urgence, qui est devenu ultérieurement le Groupe de travail permanent de l'AEN sur les urgences nucléaires. Ce groupe de travail s'attache à cerner les idées novatrices et les démarches nouvelles visant à améliorer les procédures déjà en place pour faire face aux urgences nucléaires. Afin de réaliser cet objectif avec le maximum d'efficacité, ce groupe constitue, en fonction des besoins, des sous-groupes temporaires auxquels sont affectés des missions, des délais et des produits bien définis et qui font appel aux experts les plus compétents, non seulement des pays Membres de l'AEN, mais aussi des pays

non membres. En outre, le groupe de travail se charge d'organiser des réunions de travail et des groupes de discussion, de diffuser des questionnaires sur des sujets spécifiques ou de mettre sur pied des séries d'exercices internationaux.

Afin d'étudier, pour la première fois dans un contexte international, les aspects transfrontaliers des accidents nucléaires, l'AEN a pris l'initiative de mettre au point et de mener le premier exercice international d'application des plans d'urgence en cas d'accident nucléaire INEX 1, exécuté en 1993. Grâce à cet exercice de simulation, la communauté internationale a pu, pour la première fois, tester les procédures et les mécanismes en place pour gérer une situation d'urgence nucléaire ou radiologique, ce qui a permis de dégager de multiples enseignements et d'améliorer la gestion des situations d'urgence nucléaire. Trois réunions de travail en liaison avec INEX 1 ont donné lieu à des échanges d'expérience concernant la mise en œuvre de contre-mesures à court terme après un accident nucléaire, les aspects agricoles des situations d'urgence nucléaire et/ou radiologique et la gestion des données relatives aux urgences nucléaires.

La série d'exercices INEX 2, réalisée également à l'initiative de l'AEN entre 1996 et 1999, était plus ambitieuse que la série INEX 1, en ce sens qu'elle visait à améliorer les procédures mêmes d'intervention en cas d'urgence et les « matériels » existants, au moyen d'un exercice à partir d'un poste de commandement véritablement international. Au cours de cette expérience, on a défini pour la première fois une « culture » des exercices internationaux d'application des plans d'urgence en cas d'accident nucléaire, ce qui a permis d'améliorer nettement les aspects internationaux des plans d'intervention et de la gestion de la situation en cas d'urgence nucléaire. La série d'exercices INEX 2 a fourni de multiples enseignements concernant la planification d'urgence et la gestion de crise, en particulier dans les domaines de la communication et de l'échange d'informations, de l'information du public et des médias et de la prise de décisions sur la base d'informations limitées et incertaines. L'identification des lacunes en matière de communication et d'échange d'informations a débouché sur ce qui constitue le principal résultat d'INEX 2 et une avancée majeure dans la gestion des situations d'urgence nucléaire, à savoir la mise au point de nouvelles stratégies de communication et d'échange d'informations, dites *Stratégies de surveillance et de gestion des données dans les urgences nucléaires*, qui sont actuellement appliquées par divers pays Membres de l'AEN et par la communauté internationale.

En ce qui concerne le rôle des organisations internationales, la série d'exercices INEX 2 a contribué à faire mieux comprendre quelles sont les organisations internationales concernées, quelles sont les obligations et responsabilités incombant à chacune d'elles et comment coordonner et

harmoniser leur intervention en cas d'urgence nucléaire. Les organisations internationales concernées ont profité de cette expérience pour mettre en place un mécanisme de coopération et de collaboration par l'intermédiaire du Comité interorganisations d'intervention à la suite d'accidents nucléaires (IACRNA), dont l'AIEA assure le Secrétariat.

Au plan national, de nombreux pays ayant participé aux exercices INEX 1 et INEX 2 ont utilisé les données d'expérience et les enseignements tirés de ces exercices pour modifier et améliorer les procédures nationales applicables aux plans d'intervention et à la gestion de la situation en cas d'urgence nucléaire. Ils se sont également fondés sur les résultats de ces exercices pour actualiser les accords bilatéraux.

En 2001, l'exercice INEX 2000, similaire aux quatre exercices INEX 2, a été organisé en tant qu'exercice de notification et de communication en temps réel à partir d'un poste de commandement, portant sur les premières heures d'une situation d'urgence nucléaire. En outre, l'exercice INEX 2000 comportait pour la première fois un deuxième objectif majeur, qui consistait à tester les aspects relatifs à l'indemnisation et à la responsabilité civile après un accident nucléaire et qui a été réalisé dans le cadre d'une réunion de travail de l'AEN tenue en novembre 2001 et consacrée aux mécanismes de prise de décisions au cours des phases ultérieures d'une situation d'urgence nucléaire. Cet exercice a donc servi de passerelle entre la série INEX 2 et la génération suivante de programmes d'exercices internationaux d'application des plans d'urgence en cas d'accident nucléaire. D'une part, les exercices de notification rapide et de communication seront institutionnalisés par l'AIEA, en collaboration et en coopération avec d'autres organisations internationales, et répétés périodiquement. D'autre part, l'AEN a lancé un nouveau programme novateur, INEX 3, en vue d'étudier la gestion post-accidentelle des sites et des régions contaminés.

En résumé, l'accident de Tchernobyl a déclenché le lancement de nombreux programmes nationaux et internationaux, qui ont débouché sur une amélioration considérable des procédures nationales et internationales applicables aux plans d'intervention et à la gestion de la situation en cas d'urgence nucléaire, notamment en ce qui concerne la communication et l'échange d'informations entre les pays et l'harmonisation des modes d'intervention. Cependant, il reste encore des perfectionnements à apporter, par exemple dans le domaine de la coordination et de l'harmonisation des réactions face aux accidents nucléaires, et dans celui de la prise de décisions au cours des phases ultérieures d'un accident. Les programmes de travail de diverses organisations internationales privilégient ces aspects.

Programmes psycho-sociologiques

Le projet ETHOS

ETHOS est un projet européen consacré à la recherche de nouvelles méthodologies pour réhabiliter durablement les conditions de vie des habitants des zones contaminées. Il s'agit d'une nouvelle démarche à l'égard de la synergie des compétences stratégiques, qui fait appel à des experts représentant différentes disciplines. Ce projet implique aussi que la population locale participe résolument à l'évaluation et à la gestion des risques, en collaboration avec les autorités locales et les experts (Lo99, He99), ce qui devrait l'aider à retrouver sa confiance dans ces autorités et experts.

Dans une première étape (1996-1999), la méthodologie et la démarche pratique propres au projet ETHOS ont été appliquées dans le village d'Olmany, situé dans le district de Stolyn au Bélarus. Ce village se trouve dans la partie sud-est du Bélarus, à 200 km de Tchernobyl. Les conditions de vie, en particulier dans le domaine de la radioprotection et de la production agricole privée, ont pu être considérablement améliorées, grâce à la participation très active des habitants du village. Un groupe de mères s'est investi dans des activités destinées à renforcer la protection radiologique de leurs enfants. Par la suite, de nouveaux modules pédagogiques, dérivés de cette culture de radioprotection, ont été introduits dans l'école du village.

Bien qu'il soit trop tôt pour formuler des conclusions définitives sur l'impact à long terme des mesures mises en œuvre, il est intéressant de noter qu'au cours des trois années d'application du projet un profond changement est intervenu au sujet de la radioprotection et plusieurs enseignements ont été dégagés. Le premier concerne le rôle négatif joué par les limites réglementaires, dès lors qu'elles sont interprétées comme une frontière entre ce qui est sûr et ce qui ne l'est pas. Il s'agit là, a-t-on estimé, d'un puissant facteur de blocage, qui décourage les personnes confrontées à des niveaux d'activité plus élevés et annihile toute initiative susceptible d'être prise pour faire appliquer le principe ALARA (niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre). Le processus suivi par les mères de ce village montre comment élaborer un cadre permettant de fixer des objectifs de protection, dans lequel les limites perdent leur statut antérieur et sont considérées simplement comme un point de référence servant à orienter les actions.

À l'échelle du village, le projet ETHOS a également réussi à conférer aux denrées alimentaires produites par les villageois une meilleure qualité radiologique, ce qui a permis d'améliorer la situation économique et

radiologique au plan local par une action menée « main dans la main ». Les autorités biélorusses, en accord avec l'Union européenne, ont lancé en 1999 un projet similaire à l'échelle d'un district, celui de Stolyn (90 500 habitants). Cette deuxième étape visait à prouver que le projet ETHOS pouvait être mis en œuvre dans l'activité de tous les jours par des acteurs locaux, s'agissant par exemple de médecins, d'infirmières, de responsables d'exploitations agricoles collectives, d'enseignants et d'un spécialiste des mesures de radioactivité, en vue d'améliorer les conditions radiologiques et économiques. Toutes ces activités reposent sur le volontariat.

Autres études

Murphy et Allen (Mu99) ont étudié les facteurs qui déterminent les paramètres personnels amenant les individus à respecter ou non les réglementations relatives à l'utilisation des forêts et à la consommation des produits de la forêt. La collecte des champignons et des baies constitue pour ces populations une tradition, ainsi qu'une activité sociale et de loisir. Le respect des restrictions portant sur les forêts et les aliments qui en proviennent est dicté dans une large mesure par des facteurs ayant trait au comportement lui-même, à savoir ceux qui relèvent du mode de vie. Les facteurs liés aux rayonnements n'ont que peu d'incidence, voire aucune. Cela laisse à penser que le processus selon lequel les gens décident d'aller ou non en forêt et de consommer des produits forestiers est largement fonction de la question de savoir s'ils éprouvent le désir ou le besoin de le faire et si d'autres personnes de leur connaissance ont le même comportement. Les préoccupations suscitées par les rayonnements ne semblent guère intervenir dans ces comportements.

Cependant, plus de seize ans après l'accident, les populations qui n'ont pas respecté les mesures de protection ne sont pas indifférentes à la situation radiologique, étant toujours conscientes et inquiètes de la menace que les rayonnements font peser sur leur santé. Cette préoccupation peut se manifester elle-même par un risque accru de problèmes de santé liés au stress.

Dans une autre étude, Mays *et al*. (Ma99) ont pris l'exemple de la consommation de lait contaminé dans les zones rurales pour démontrer que les spécialistes de la radioprotection devraient étendre le champ de l'étude du risque et des incidences au-delà de la dose d'irradiation, de manière à couvrir les coûts sociaux et psychologiques tant de l'accident nucléaire que des programmes de contre-mesures

En conclusion, ces études montrent clairement la nécessité de prendre en compte les facteurs socio-psychologiques, si l'on veut que le public accepte les mesures de protection adoptées par les autorités nationales.

En résumé

Outre qu'il a donné une impulsion nouvelle aux recherches sur la sûreté nucléaire, notamment en ce qui concerne la gestion des accidents nucléaires graves, l'accident de Tchernobyl a incité les autorités nationales et les experts à réviser radicalement leur connaissance des questions liées à la radioprotection et aux situations d'urgence nucléaire, de même que leur attitude en la matière.

On a ainsi été amené à parfaire les connaissances relatives aux effets de rayonnements et à leur traitement, ainsi qu'à revivifier les programmes de recherche et de surveillance radioécologiques, les procédures d'urgence, de même que les critères et méthodes d'information du public.

En outre, de multiples initiatives de coopération internationale ont largement contribué à ces améliorations, s'agissant notamment de la révision et de la rationalisation des critères de radioprotection applicables à la gestion des conséquences des accidents, ainsi que du renforcement ou de la création de mécanismes internationaux de communication et d'assistance pour faire face aux aspects transfrontaliers d'accidents nucléaires potentiels.

Plus de seize ans après l'accident, nous pouvons observer que les conséquences de celui-ci n'ont pas été traitées dans leur intégralité. Certaines pathologies sont apparues mais aucune corrélation directe n'a pu être établie entre l'ampleur de ce phénomène et l'impact réel de l'accident.

Cependant, l'un des enseignements les plus spectaculaires tirés de l'accident de Tchernobyl réside probablement dans le changement d'attitude des gouvernements à l'égard des catastrophes technologiques. Ce changement a notamment consisté à reconnaître la nécessité d'une action commune au niveau international, à admettre qu'un accident grave est susceptible de se produire et qu'il est indispensable d'organiser des exercices nationaux et transfrontaliers. À cet égard, il y a lieu de noter le rôle majeur joué par le Comité de protection radiologique et de santé publique de l'AEN dans les exercices INEX et l'évolution notable des mentalités. Le progrès accompli peut se mesurer par le fait qu'il avait fallu créer des pays artificiels (Acciland et Neighbourland) lors de l'exercice INEX 1, alors que les exercices ultérieurs ont pu faire appel à des installations réelles dans des pays réels. Ces exercices sont très appréciés par les

autorités nationales et locales, qui n'hésitent pas à inviter les médias locaux à s'en faire l'écho.

Cet effort important se matérialise maintenant sous la forme d'un document international, appelé Plan de gestion conjointe des urgences radiologiques des organisations internationales, patronné conjointement par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, l'Agence internationale de l'énergie atomique, l'Agence pour l'énergie nucléaire de l'Organisation de coopération et de développement économiques, le Bureau des Nations Unies pour la coordination des affaires humanitaires, l'Organisation mondiale de la santé et l'Organisation météorologique mondiale (IA00).

EXPLICATION DES TERMES

Activité

Quantité d'un radionucléide. Indique le nombre de transformations nucléaires spontanées (par exemple, décroissance radioactive) qui se produisent dans ce radionucléide. L'activité est mesurée en becquerels [Bq], où 1 Bq correspond à une transformation nucléaire par seconde.

Plusieurs multiples du becquerel sont utilisés dans ce texte. Ce sont les suivants :

exabecquerel (EBq)	=	10^{18} Bq
pétabecquerel (PBq)	=	10^{15} Bq
térabecquerel (TBq)	=	10^{12} Bq
gigabecquerel (GBq)	=	10^{9} Bq
mégabecquerel (MBq)	=	10^{6} Bq
kilobecquerel (kBq)	=	10^{3} Bq

Dose

Terme général désignant une quantité de rayonnement. Suivant l'application visée, il peut être accompagné d'un qualificatif, comme dans les expressions « dose absorbée », « équivalent de dose » et « dose efficace ».

Dose absorbée

Quantité d'énergie transmise par un rayonnement ionisant à une masse unitaire de matière comme un tissu. La dose absorbée est mesurée en grays [Gy], où 1 Gy est égal à 1 joule d'énergie absorbée par kilogramme de matière. Un gray produit des effets biologiques différents sur les tissus selon le type de rayonnement (alpha, bêta, gamma, neutrons). On utilise souvent un sous-multiple commun du gray, à savoir le milligray [mGy], qui équivaut à 10^{-3} Gy.

Dose collective

Dose totale délivrée à un groupe de population exposé à une source donnée. Elle correspond au produit de la dose moyenne délivrée aux membres du groupe par le nombre de personnes constituant ce groupe. Cette grandeur est mesurée en personnes-sieverts [personnes-Sv].

Dose efficace

Somme pondérée des « équivalents de dose » délivrés aux divers organes et tissus, multipliée par le facteur de pondération propre à la sensibilité de chaque organe ou tissu aux rayonnements. Le facteur de pondération de chaque organe ou tissu exprime la part du risque de décès ou d'anomalies génétiques graves imputable à l'irradiation de cet organe ou tissu par rapport au risque total dû à l'irradiation uniforme de l'organisme entier. Cette grandeur est mesurée en sieverts [Sv]. Dans le texte, on utilise certains sous-multiples du sievert, à savoir :

millisievert (mSv) = 10^{-3} Sv
microsievert (µSv) = 10^{-6} Sv

Equivalent de dose

Produit de la « dose absorbée » dans un organe (thyroïde, par exemple) ou un tissu par un facteur représentant les divers degrés d'efficacité avec lesquels les différents types de rayonnement causent un dommage à l'organe ou au tissu. Ce facteur, dont la valeur varie entre 1 et 20 suivant le type de rayonnement, a été introduit pour permettre de grouper ou de comparer les effets biologiques dus aux différents types de rayonnements. L'équivalent de dose est mesuré en sieverts [Sv]. Un sievert produit les mêmes effets biologiques, quel que soit le type de rayonnement.

Effets sur la santé

Effets déterministes *(également appelés* ***effets s aigus****)*

Effets nocifs précoces des rayonnements sur les tissus vivants (mort d'un organisme, organe ou tissu, cataracte), qui se produisent généralement au-dessus d'un seuil de dose et dont la gravité dépend du niveau de la dose absorbée. Ils se

manifestent en général dans un bref délai suivant l'irradiation (heures, jours ou semaines, selon la dose reçue). Dans le texte, les doses produisant des effets déterministes sont exprimées en grays [Gy].

Effets génétiques *(également appelés* ***effets héréditaires****)*

Effets stochastiques qui se produisent dans la descendance de la personne exposée.

Effets stochastiques *(également appelés* ***effets tardifs****)*

Effets nocifs tardifs des rayonnements (leucémie, tumeurs, par exemple), dont la gravité est indépendante de la dose et dont la probabilité de survenue est supposée être proportionnelle à la dose reçue. On suppose également qu'il n'y a pas de dose seuil en dessous de laquelle des effets stochastiques ne se produiront pas. Les effets stochastiques surviennent donc à des doses inférieures à celles qui produisent des effets déterministes et peuvent se manifester après un long délai (années, décennies) suivant l'irradiation. Dans le texte, les doses produisant des effets stochastiques sont exprimées en sieverts [Sv].

Syndrome d'irradiation aiguë

Scénario clinique qui se caractérise par un ensemble d'effets déterministes aigus affectant divers organes et fonctions organiques chez la personne irradiée.

Niveau d'intervention

Valeur d'une grandeur (dose, concentration d'activité) qui, si elle est ou devait être dépassée en cas d'accident, peut requérir la mise en œuvre d'une mesure de protection déterminée.

LISTE DES ACRONYMES

ADN	acide désoxyribonucléique
AEN	Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire
AIEA	Agence internationale de l'énergie atomique
CE	Commission européenne
CIPR	Commission internationale de protection radiologique
CIRC	Centre international de la recherche sur le cancer
CNSR	Comité national soviétique de radioprotection
CRPPH	Comité de protection radiologique et de santé publique de l'AEN
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
GSF	Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit
INES	Échelle internationale des événements nucléaires
INEX	Programme d'exercices internationaux d'application des plans d'urgence en cas d'accident nucléaire (AEN)
INSAG	Groupe consultatif international pour la sûreté nucléaire
IPHECA	Programme international sur les effets sanitaires de l'accident de Tchernobyl
IPSN	Institut de protection et de sécurité nucléaire
JAERI	Institut japonais de recherche sur l'énergie atomique
NAZ	Nationale Alarmzentrale
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OMS	Organisation mondiale de la santé
RDEU	Registre des doses pour l'ensemble de l'Union
RNMDR	Registre national russe de dosimétrie médicale
SKI	Service national d'inspection de l'énergie nucléaire de Suède
SRSC	système de refroidissement de secours du cœur
UNSCEAR	Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants

RÉFÉRENCES

Ab86 A.A. Abagyan, V.G. Asmolov, A.K. Gusikova *et al.*, The Information on the Chernobyl Accident and its Consequences, rapport établi pour l'AIEA, Atomic Energy 3(5) : 1986.

Al89 Yu.A. Aleksandrovskij, « Psychoneurotic Disorders Associated with the Chernobyl Accident », Medical Aspects of the Chernobyl Accident, TECDOC-516, AIEA, Vienne, 1989.

Al93 R.M. Aleksakhin, « Radioecological Lessons of Chernobyl », Radiat. Biol. Ecol., 33 : 3-80, 1993.

An88 R. Lynn *et al.*, « Global Impact of the Chernobyl Reactor Accident », Science, 242 : 1513-1519, 1988.

Av95 Y.I. Averkin, T. Abelin et J. Bleuer, Thyroid Cancer in Belarus : Ascertainment Bias ? Lancet 346 : 1223-1224 (1995).

Ba93 M.I. Balonov, « Overview of Doses to the Soviet Population from the Chernobyl Accident and the Protective Actions Applied », The Chernobyl Papers, 1 : 23-45, Ed. S.E. Merwin et M.I. Balonov, Research Enterprises, Richland, WA, 1993.

Ba94 R.M. Barkhudarov *et al.*, « Characterization of Irradiation Levels of the Population in the Controlled Areas within the First Four Years after the Chernobyl NPP Accident », Institut de biophysique, Moscou, 1994.

Be87 G. Bengsston, « Radiation Doses in Europe after the Chernobyl Accident », Med. Oncol. Tumor. Pharmacother, 4(3-4) : 33-137, 1987.

Be90 S.N. Bergichev *et al.*, « Radioactive Releases Due to the Chernobyl Accident », Fission Product Transport Processes, Ed. J.T. Rogers, Hemisphere, 1990.

Be91 S.T. Bedyaev *et al.*, « The Chernobyl Source Term », Proc. Seminar on Comparative Assessment of the Enviromental Impact of Radionuclides Released during Three Major Nuclear Accidents: Kyshtym, Windscale, Chernobyl, EVR-13574, CEC, pp. 71-91, 1991.

Be92 V. Beral, G. Reeves *et al.*, « Childhood Thyroid Cancer in Belarus », Nature, 359 : 680-681, 1992.

Be94 « Huit ans après Tchernobyl », Bulletin d'information de la République du Bélarus [publié par TRIC, 22001, 17 Moscowskaya, Minsk, Bélarus], 1994.

Be95 V.P. Beskorovajnyj *et al.*, « Radiation Effects of Collapse of Structural Elements of the Sarcophagus », Sarcophagus Safety '94 : Proceedings of an International Conference, Zeleny Mys, Chernobyl, Ukraine (14-18 mars 1994), pp. 196-202, OCDE/AEN, Paris, 1995.

Bl97 J.P. Bleuer, G. Dubois, I.S. Prudyvus *et al.*, Analysis of Spatial Correlation of Radioactive Iodine Deposition and Thyroid Cancer Occurrence in Belarus post-Chernobyl, in : Health Effects of Low Dose of Radiation, Challenges for the 21st Century, Proceedings of the Conference organized by the British Nuclear Energy Society and held in Stratford-upon-Avon, Royaume-Uni, 11-14 mai 1997, Thomas Telford Publishing, Londres, 1997, pp 109-113.

Bo93 G.C. Bonnazzola *et al.*, « Profiles and Downward Migration of ^{137}Cs and ^{106}Ru Deposited on Italian Soils after the Chernobyl Accident », Health Physics, 64(5) : 479-484, 1993.

Bo94 J. Boice et M. Linet, « Chernobyl, Childhood Cancer, and Chromosome 21 », BMJ, Editorial, 309 : 139-140, 1994.

Bo99 L.A. Bolchov, R.V. Aratyunan, I.I. Lingue, R.M. Barkhoudarov, I.A. Ossipiants, N.V. Guerassimova, B.K. Blinov, T.A. Martchenko et A.M. Ziborov, L'accident de Tchernobyl : Bilan et problèmes de l'élimination des conséquences en Russie, 1986-1999, traduction en français d'un rapport du Ministère de la Fédération russe de la défense civile, des crises et de l'élimination des conséquences des catastrophes naturelles, Moscou, 1999.

Br88 J.A. Broadway *et al.*, « Estimates of the Radiation Dose and Health Risks to the United States Population Following the Chernobyl Nuclear Plant Accident », Health Physics, 55(3) : 533-539, 1988.

Br92 H. Braselmann *et al*., « Chromosome Analysis in a Population Living in an Area of Germany with the Highest Fallout from the Chernobyl Accident », Mutation Research, 283 : 221-225, 1992.

Br00 F. Bréchignac, L. Moberg et M. Suomela, « Comportement à long terme des radionucléides dans l'environnement », rapport final CEC-IPSN, 2000.

Bu91 W. Burkart *et al*., « Assessing Chernobyl's Radiological Consequences », Nuclear Europe Worldscan, 1(3-4) : 27-30, 1991.

Bu93 Y.P. Buzulukov et Y.L. Dobrynin, « Release of Radionuclides during the Chernobyl Accident », The Chernobyl Papers, 1 : 31, Ed. S.E. Merwin et M.I. Balonov, Research Enterprises, Richland, WA, 1993.

Bv95 A.A. Borovoy, « On the Nuclear Safety of Ukritiye », communication personnelle, 1995.

Ca87 R.S. Cambrai *et al*., « Observations on Radioactivity from the Chernobyl Accident », Nuclear Energy, 26 : 77, 1987.

Ch90 J.-P. Chaussade, « Comment consolider la confiance du public dans l'énergie nucléaire », Bulletin de l'AIEA N° 2, 7-10, 1990.

Co92 D.L. Collins, « Behavioural Differences of Irradiated Persons Associated with the Kyshtym, Cheliabinsk and Chernobyl Nuclear Accidents », Military Medicine, 157(10) : 548-552, 1992.

De 98 M. De Cort, G. Dubois, Sh.D. Fridman *et al*., Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident, EUR 16733 (1998).

De87 « Health and Environmental Consequences of the Chernobyl Nuclear Power Plant Accident », A Report to the US Department of Energy, DOE/ER-0332, 1987.

De90 A. Dehos, « Haematological and Immunological Indicators for Radiation Exposure », Kerntechnik, 55(4) : 211-218, 1990.

De94 E.P. Demidchik *et al*., « Thyroid Cancer in Children after the Chernobyl Accident : Clinical and Epidemiological Evaluation of 251 Cases in the Republic of Belarus », Proc. of Nagasaki Symposium on Chernobyl : Update and Future, pp. 21-30, Ed. Shigenobu Nagataki, Elsevier, 1994.

De88 L. Devell, Nuclide Composition of Chernobyl Hot Particles, in : Hot Particles from the Chernobyl Fallout, Vol. 16, Schriftenreihe des Bergbau- und Industrie-museums, Ostbayern Theuern, 1988.

De91 L. Devell, Composition and Properties of Plume and Fallout Materials from the Chernobyl Accident, in : The Chernobyl Fallout in Sweden – Results from a Research Programme on Environmental Radiology (Ed. L. Moberg), Institut suédois de radioprotection, 1991.

De95 L. Devell *et al.*, « The Chernobyl Reactor Accident Source Term : Development of a Consensus View », rapport du CSIN en préparation, OCDE/AEN, Paris.

De99 E. Demidchik, A. Mrochek, Yu. Demidchik *et al.*, Thyroid Cancer Promoted by Radiation in Young People of Belarus (Clinical and Epidemiological Features), in : Radiation and Thyroid Cancers, G. Thomas, A. Karaoglou, E.D. Williams, Ed. World Scientific, Singapour, 1999, pp 51-54.

Dr93 B.M. Drottz-Sjoberg et L. Persson, « Public Reaction to Radiation : Fear, Anxiety or Phobia ? », Health Physics, 64 (3) : 223-231, 1993.

Du94 G.H. Dubreuil, « Un premier bilan des effets psychiques et sociaux de l'accident de Tchernobyl », Radioprotection, 29(3) : 363 - 376, 1994.

Dz95 S.P. Dzepo *et al.*, « Hydrogeological Effects of the Principal Radioactive Waste Burial Sites Adjacent to the Chernobyl NPP », (Review) Sarcophagus Safety '94 : Proceedings of an International Conference, Zeleny Mys, Chernobyl, Ukraine (14-18 mars 1994), pp. 370-382, OCDE/AEN, Paris, 1995.

EC87 « Décision du Conseil du 14 décembre 1987 concernant des modalités communautaires en vue de l'échange rapide d'informations dans le cas d'une situation d'urgence radiologique », Commission européenne, 1987.

EC89 « Directive du Conseil du 27 novembre 1989 concernant l'information de la population sur les mesures de protection sanitaire applicables et sur le comportement à adopter en cas d'urgence radiologique », Commission européenne, 1989.

EC89a « Règlement (Euratom) N° 3954/87 du Conseil du 22 décembre 1987 fixant les niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive pour les denrées alimentaires et les aliments pour bétail après un accident nucléaire ou dans toute autre situation d'urgence radiologique », Commission européenne, 1989.

EC89b « Règlement (Euratom) N° 944/89 du 12 avril 1989 fixant les niveaux maximaux admissibles de contamination radioactive pour les denrées alimentaires de moindre importance après un accident nucléaire ou dans toute autre situation d'urgence radiologique », Commission européenne, 1989.

EC89c « Règlement (CEE) N° 2219/89 du Conseil du 18 juillet 1989 relatif aux conditions particulières d'exportation des denrées alimentaires et des aliments pour bétail après un accident nucléaire ou dans toute autre situation d'urgence radiologique », Commission européenne, 1989.

EC92 « Report on the Meeting to Discuss Reports of an Excess of Thyroid Cancer in the Minsk Region », réunion organisée par la CE, Neuherberg, 1992.

EC93 « Thyroid Cancer in Children Living Near Chernobyl », rapport d'un groupe d'experts de la CE (EUR 15248), Commission européenne, 1993.

EC93a « Règlement (CEE) N° 737/90 du Conseil du 22 mars 1990 relatif aux conditions d'importation de produits agricoles originaires des pays tiers à la suite de l'accident survenu à la centrale nucléaire de Tchernobyl », Commission européenne, 1993.

EC94 « Environmental Radioactivity in the European Community 1987-1988-1989-1990 », DGXI. EUR 15699, Commission européenne, 1994.

Ed91 K. Edvarson, « Fallout over Sweden from the Chernobyl Accident », in : The Chernobyl Fallout in Sweden - Results from a Research Programme on Environmental Radiology, (Ed. L. Moberg), Institut suédois de radioprotection, 1991.

EG88 « Preliminary Evaluation of the Impact of the Chernobyl Radiological Contamination on the Frequency of Central Nervous System Malformations in 18 Regions of Europe », The Eurocat Working Group, Paediatr. Perinat. Epidemiol., 2(3) : 253-264, 1988.

Er94 V. Erkin *et al.*, « External Doses from Chernobyl Fall-out : Individual Dose Measurements in the Brjansk Region of Russia », Rad. Prot. Dosim., 51(4) : 265-273, 1994.

FA91 Joint FAO/WHO Food Standards Programme, Codex Alimentarius, Vol. 1 (1991), section 6.1, « Levels for Radionuclides », 1991.

Fr99 J.A. Franklyn, P. Maisonneuve, M. Sheppard *et al.*, Cancer Incidence and Mortality after Radioiodine Treatment for Hyperthyroidism : a Population-based Cohort Study, Lancet, 353 : 2111-2115 (1999).

Fu92 A.W. Furmanchuk *et al.*, « Pathomorphological Findings in Thyroid Cancers of Children from the Republic of Belarus : A Study of 86 Cases Occurring between 1986 (post-Chernobyl) and 1991 », Histopathology, 21 : 401-408, 1992.

Fu93 A.W. Furmanchuk *et al.*, « Occult Thyroid Carcinomas in the Region of Minsk, Belarus - An Autopsy Study of 215 Patients », Histopathology, 23 : 319-325, 1993.

Gl95 V.N. Glygalo *et al.*, « The Current State of the Regulations on the Safety of Unit 4 at the Chernobyl NPP », Sarcophagus Safety '94 : Proceedings of an International Conference, Zeleny Mys, Chernobyl, Ukraine (14-18 mars 1994), pp. 37-42, OCDE/AEN, Paris, 1995.

Go93 V.Yu. Golikov *et al.*, « Estimation of External Gamma Radiation Doses to the Population after the Chernobyl Accident », The Chernobyl Papers, 1 : 247-288, Ed. S.E. Merwin et M.I. Balonov, Research Enterprises, Richland, WA, 1993.

Go95 N.V. Gorbacheva *et al.*, « Hypothetical Accidents in the Sarcophagus », Sarcophagus Safety '94 : Proceedings of an International Conference, Zeleny Mys, Chernobyl, Ukraine (14-18 mars 1994), pp. 203-209, OCDE/AEN, Paris, 1995.

Go95a G.M. Goulko *et al.*, « Estimation of Thyroid Doses for the Evacuees from Pripyat », Submitted to Radiat. Environ. Biophys., 1995.

Gu89 P.H. Gudiksen *et al.*, « Chernobyl Source Term, Atmospheric Dispersion, and Dose Estimation », Health Physics, 57(5) : 697-706, 1989.

Ha91 L. Håkansson, « Radioactive Caesium in Fish in Swedish Lakes after Chernobyl – Geographical Distributions, Trends, Models and Remedial Measures », The Chernobyl Fallout in Sweden, pp. 239-281, Ed. L. Moberg, Stockholm, 1991.

Ha92 T. Harjulehto-Mervalaa *et al*., « The Accident at Chernobyl and Trisomy 21 in Finland », Mutation Research, 275 : 81-86, 1992.

Ha92a M.C.H. Haeusler *et al*., « The influence of the Post-Chernobyl Fallout on Birth Defects and Abortion Rates in Austria », Amer. J. Obstet. Gynecol., 167 : 1025-1031, 1992.

Ha97 J.M. Havenaar, G.M. Rumyantzeva, A. Kasyanenko *et al*., Health Effects of the Chernobyl Disaster : Illness or Illness Behavior ? A Comparative General Health Survey in two Former Soviet Regions, Environ. Health Perspect., 105 (Suppl.), 1533-1537, 1997.

Hé99 G. Hériard Dubreuil, J. Lochard, P. Girard *et al*., Chernobyl Post-Accident Management : the ETHOS Project, Health Phys. 77, N° 4, 1999, 361-372.

Hj94 U. Hjalmars *et al*., « Risk of Acute Childhood Leukaemia in Sweden after the Chernobyl Reactor Accident », BMJ, 309(16) : 154, 1994.

Ho91 « The Use of Chernobyl Fallout Data to Test Model Predictions of the Transfer of ^{131}I and ^{137}Cs from the Atmosphere through Agricultural Food Chains », Report CONF-910434-7, F.O. Hoffman, Oak Ridge National Lab., TN (Etats-Unis), 1991.

Ho94 M. Hoshi *et al*., « ^{137}Cs Concentration among Children in Areas Contaminated with Radioactive Fallout from the Chernobyl Accident : Mogilev and Gomel Oblasts, Belarus », Health Physics, 67(3) : 272-275, 1994.

Ho95 E. Holm, « Fluxes and Technological Enhancement of Radionuclides in the Forest Industry », compte rendu d'une réunion de travail de l'AEN sur les aspects agricoles des situations d'urgence nucléaire et/ou radiologique (juin 1995), OCDE/AEN, Paris, 1996.

Hu87 P. Hull, « Preliminary Dose Assessment of the Chernobyl Accident », BNL Report 38550, Brookhaven National Laboratory , 1987.

Hu88 P. Hull, « Update and Comparison of Dose Estimates following the Chernobyl Accident », Transactions of the American Nuclear Society ; Off-site Consequences and Related Insights from Chernobyl, 15 : 163-169, 1988.

IA86 Réunion d'experts techniques pour l'analyse de l'accident de Tchernobyl, AIEA, Vienne, 1986.

IA86a « Rapport récapitulatif sur la réunion d'analyse de l'accident de Tchernobyl », Collection Sécurité N° 75 INSAG-1, AIEA, Vienne, 1986.

IA86b Convention sur la notification rapide d'un accident nucléaire, AIEA, Vienne, 1986.

IA86c Convention sur l'assistance en cas d'accident nucléaire ou de situation d'urgence radiologique, AIEA, Vienne, 1986.

IA87a « Techniques and Decision-Making in the Assessment of Off-Site Consequences of an Accident in a Nuclear Facility », Collection Sécurité N° 86, AIEA, Vienne, 1987.

IA89 « Medical Aspects of the Chernobyl Accident », TECDOC-516, AIEA, Vienne, 1989.

IA89a « Radioactive Fallout in Food and Agriculture », TECDOC-494, AIEA, Vienne, 1989.

IA89b « Cleanup of Large Areas Contaminated as a Result of a Nuclear Accident », Collection Rapports techniques N° 300, AIEA, Vienne, 1989.

IA89c « Principles and Techniques for Post-Accident Assessment and Recovery in a Contaminated Environment of a Nuclear Facility », Collection Sécurité N° 97, AIEA, Vienne, 1989.

IA91 AIEA, « The International Chernobyl Project-Assessment of Radiological Consequences and Evaluation of Protective Measures », rapport d'un comité consultatif international, AIEA, Vienne, 1991.

IA91a « Planning for Cleanup of Large Areas Contaminated as a Result of a Nuclear Accident », Collection Rapports techniques N° 327, AIEA, Vienne, 1991.

IA92 « Disposal of Waste from the Cleanup of Large Areas Contaminated as a Result of a Nuclear Accident », Collection Rapports techniques N° 330, AIEA, Vienne, 1992.

IA94 « Guidelines for Agricultural Countermeasures Following an Accidental Release of Radionuclides », Collection Rapports techniques AIEA/FAO N° 363, AIEA, Vienne, 1994.

IA94a « Intervention Criteria in a Nuclear or Radiation Emergency », Collection Sécurité N° 109, AIEA, Vienne, 1994.

IA00 AIEA, Joint Radiation Emergency Management Plan of the International Organisations, jointly sponsored by FAO of United Nations, IAEA, NEA of OECD, UN OCHA, WHO and WMO, EPR-JPLAN (2000), 1er décembre 2000, AIEA, Vienne, 2000.

IA01 Present and Future Environmental Impact of the Chernobyl Accident, Etude AIEA-IPSN, IAEA-TECDOC-1240, AIEA, Vienne, 2001.

IC90 CIPR, « Recommandations 1990 de la Commission Internationale de Protection Radiologique », Publication N° 60 de la CIPR, Annales de la CIPR, 21(1-3), 1991.

IC92 CIPR, « Principles for Intervention for Protection of the Public in a Radiological Emergency », Publication N° 63 de la CIPR, Annales de la CIPR, 22(4), 1992.

Ig99 S.A. Igumnov, The Prospective Investigation of a Psychological Development of Children Exposed to Ionising Radiation *in utero* as a result of the Chernobyl Accident, Ph.D. Dissertation, 1999.

Il87 L.A. Ilyin et A.O. Pavlovskij, « Conséquences radiologiques de l'accident de Tcherrnobyl en Union soviétique et mesures prises pour en atténuer l'impact », Bulletin de l'AIEA N° 4, 1987.

Il90 L.A. Ilyin *et al.*, « Radiocontamination Patterns and Possible Health Consequences of the Accident at the Chernobyl Nuclear Power Station », J. Radiol. Prot., 10(1) : 3-29, 1990.

Il91 L.A. Ilyin, Public Doses Burden and Health Effects due to the Chernobyl Accident, communication présentée lors de la réunion internationale organisée conjointement par les sociétés soviétique et française d'énergie nucléaire, avec la participation de la Société européenne de l'énergie nucléaire, Paris, avril 1991.

IP95 IPSN, « Tchernobyl 9 ans après », dossier de presse, Institut de protection et de sûreté nucléaire (IPSN), rapport de mission, 1995.

IP00 IPSN, « L'arrêt de la centrale de Tchernobyl », dossier de presse, Institut de protection et de sûreté nucléaire (IPSN), rapport de mission, décembre 2000.

IP01 IPSN, « Tchernobyl 15 ans après », dossier de presse, Institut de protection et de sûreté nucléaire (IPSN), rapport de mission, avril 2001.

Ir91 L M. Irgens *et al*., « Pregnancy Outcome in Norway After Chernobyl », Biomed. & Pharmacother, 45 : 33-241, 1991.

Iv93 E.P. Ivanov *et al*., « Child Leukaemia after Chernobyl », Letter to Nature, 365 : 702, 1993.

Iv94 V.K. Ivanov *et al*., « Planning of Long-term Radiation and Epidemiological Research on the Basis of the Russian National Medical and Dosimetric Registry », Proceedings of Nagasaki Symposium on Chernobyl : Update and Future, pp. 203-216, Ed. Shigenobu Nagataki, Elsevier, 1994.

Iv97 V.K. Ivanov, A.F. Tsyb, A.P. Konogrov *et al*, Case-Control Analysis of Leukaemia among Chernobyl Accident Emergency Workers Residing in the Federation, 1986-1993. J. Radiol. Prot. 17 : 137-157 (1997).

Iv99 V.K. Ivanov, A.I. Gorski, V.A. Pitkevitch *et al.,* Risk of Radiogenic Thyroid Cancer in Russia following the Chernobyl Accident, in : Radiation and Thyroid Cancers, G. Thomas, A. Karaoglou, E.D. Williams, Ed. World Scientific, Singapour, 1999, pp 89- 96.

Iv95 N.P. Ivanova *et al*., « Population Doses in Russia from Plutonium Fallout Following the Chernobyl Accident », Rad. Prot. Dosim., 58(4) : 255-260, 1995.

Iz90 Yu.A. Izrael, S.M. Vakulovskii, V.A. Vetrov *et al.*, Chernobyl : Radioactive Contamination of the Environment, Gidrometeoizdat, Leningrad, 1990.

Ja 98 P. Jacob, G. Goulko, W.F. Heidenreich *et al.*, Thyroid Cancer Risk to Children Calculated, Nature, 392 : 31-32 (1998).

Ja99 P. Jacob, G. Goulko, W.F. Heidenreich *et al.*, Thyroid Exposures of Children and Adolescents due to the Chernobyl Accident : the Resulting Cancer Risk, in : Radiation and Thyroid Cancers, G. Thomas, A. Karaoglou, E.D. Williams, Ed, World Scientific, Singapour, 1999, pp 97-105.

Ka92 V.S. Kasakov *et al.* et Baverstock *et al.*, « Thyroid Cancer after Chernobyl », Nature, 359 : 21-22, 1992.

Ke01 J.I. Kenigsberg, 2001, communication personnelle.

Ko90 V.I. Komarov, « Radioactive Contamination and Decontamination in the 30 km zone surrounding the Chernobyl Nuclear Power Plant », IAEA-SM-306/124, 2 : 3-16, 1990.

Ko97 Y. Kolominsky, S. Igumonov et V. Drozdovitch, The Psychological Development of Children from Belarus Exposed in the Prenatal Period to Radiation from the Chernobyl Atomic Power Plant, J. Child Psychol. Psychiatr. 40(2) : 199-305 (1999).

Ko99 A. Kofler, T.H. Abelin, I. Prudyves *et al.*, Factors Related to Latency Period in post Chernobyl Carcinogenesis, in : Radiation and Thyroid Cancers, G. Thomas, A. Karaoglou, E.D. Williams, Ed. World Scientific, Singapour, 1999, pp 123-129.

Kr95 I.I. Kryshev, « Radioactive Contamination of Aquatic Ecosystems Following the Chernobyl Accident », J. Environ. Radioactivity, 27(3) : 207-219, 1995.

Ku95 V.A. Kurnosov *et al.*, « Design of Shelter – Experience of Planning and Construction in 1986 », Sarcophagus Safety '94 : Proceedings of an International Conference, Zeleny Mys, Ukraine (14-18 mars 1994), pp. 243-250, OCDE/AEN, Paris, 1995.

La 90 G.I. Lazuk, K.A. Bedelbaeva et J.N. Fomina, The Cytognenetics Effects of the Radiation Exposure at Low Doses of Ionizing Radiation, Zdravookhr. Beloruss. 6 : 38-41 (1990).

La95 J.M. Lavie, communication personnelle, 1995.

La97 G.I. Lazuk, D.L. Nikolaev et I.V. Novikova, Changes in Registered Congenital Anomalies in the Republic of Belarus after the Chernobyl Accident, Stem Cells 15 (Suppl. 2) : 255-260 (1997).

Le96 T.R. Lee, Environmental Stress Reactions following the Chernobyl Accident, in : One Decade after Chernobyl Accident – Summing up the consequences of the accident, compte rendu d'une conférence internationale, Vienne, 1996, STI/PUB/1001, AIEA, Vienne, 1996, pp 238-310.

Le96a T.R. Lee, Social and Psychological Consequences of the Chernobyl Accident : an Overview of the First Decade, in : Comptes rendus des conférences sur les effets sanitaires de l'accident de Tchernobyl et d'autres accidents radiologiques, Genève, 1995, OMS, Genève (1996).

Li89 L.A. Likhtarev *et al*., « Radioactive Contamination of Water Ecosystems and Sources of Drinking Water », Medical Aspects of the Chernobyl Accident, TECDOC-516, AIEA, Vienne, 1989.

Li92 R.T. Lie *et al*., « Birth Defects in Norway by Levels of External and Food-based Exposure to Radiation from Chernobyl », Am. J. Epidemiol., 136 : 377-388, 1992.

Li93 J. Little, « The Chernobyl Accident, Congenital Anomalies and Other Reproductive Outcomes », Paediatr. Perinat. Epidemiolog., 7(2) : 121-151, 1993.

Li93a I.A. Likhtarev *et al*., « Exposure Doses to Thyroid of the Ukrainian Population after the Chernobyl Accident », Health Physics, 64 : 594-599, 1993.

Li94 I.A. Likhtarev *et al*., « Retrospective Reconstruction of Individual and Collective External Gamma Doses of Population Evacuated after the Chernobyl Accident », Health Physics, 66(6) : 43-652, 1994.

Li98 L.G. Littlefield, A.F. McFee, S.I. Saloma *et al.*, Do Recorded Doses Overestimate True Doses Received by Chernobyl Clean up Workers ? Results of Cytogenetic Analyses of Estonian Workers by Fluorescence *in situ* Hybridisation, Radiat. Res. 150 : 237-249 (1998).

Lo99 J. Lochard, Stakeholder Involvement in the Rehabilitation of Living Conditions in the Territories Affected by the Chernobyl Accident : the ETHOS Project in Belarus, in : Restoration of Environments with Radioactive Residues, Proceedings of an IAEA International Symposium, Arlington, VA, Etats-Unis, 29 novembre-3 décembre 1999, IAEA-SM-359/5.2, pp. 639-653, 1999.

Ma89 C.J. Martin *et al.*, « Caesium-137, Cs-134 and Ag-110m in Lambs Grazing Pasture in NE Scotland Contaminated by Chernobyl Fallout », Health Physics, 56 : (4) : 459-464, 1989.

Ma91 J. Malone *et al.*, « Thyroid Consequences of Chernobyl Accident in the Countries of the European Community », J. Endocrinol. Invest., 14 : 701-717, 1991.

Ma97 H. Maubert, « La radioactivité dans un écosystème de montagne: le haut bassin du Var », in : Rapport scientifique et technique 1997, IPSN, H. Métivier & E. Mur, Ed. IPSN 1997, Fontenay-aux-Roses, pp 138-141.

Ma99 C. Mays, E. Avetova, M. Murphy et P. Allen, « The Weeping Cow : Impact of Countermeasures on Daily Life in Chernobyl Contaminated Regions », in : 1998 Annual Conference « Risk Analysis : Opening the Process », Paris, 11-14 octobre, SRA Europe, 1999, 163-172

Me92 F.A. Mettler *et al.*, « Administration of Stable Iodine to the Population around the Chernobyl Nuclear Power Plant », J. Radiol. Prot., 12(3) : 159-165, 1992.

Mi97 J. Michaelis, U. Kaletsch, W. Burkart *et al.*, Infant Leukaemia after the Chernobyl Accident, Nature 387 : 246 (1997).

Mo87 M. Morrey *et al.*, « Preliminary Assessment of the Radiological Impact of the Chernobyl Reactor Accident on the Population of the European Community », rapport à la Commission des Communautés européennes, 1987.

Mu 99 M. Murphy et P. Allen, « The Influence of Social Psychological Factors on Behaviour, Stress and Dose in Chernobyl Affected Areas », in : 1998 Annual Conference « Risk Analysis : Opening the Process ». Paris, 11-14 octobre, SRA Europe, 1998, 405-414.

Na94 T. Nakajima, Estimation of Absorbed Dose to Evacuees at Pripyat City using Esr Measurements of Sugar and Exposure Rate Calculations, Appl. Radiat. Isot., 45(1) : 113-120 (1994).

NE87 « Les incidences radiologiques de l'accident de Tchernobyl dans les pays de l'OCDE », OCDE/AEN, Paris, 1987.

NE88 G. Boeri et C. Viktorsson, « Emergency Planning Practices and Criteria in the OECD Countries After the Chernobyl Accident : A Critical Review », OCDE/AEN, Paris, 1988.

NE89 « Accidents nucléaires : Niveaux d'intervention pour la protection du public », OCDE/AEN, Paris, 1989.

NE89a « L'influence des conditions saisonnières sur les conséquences radiologiques d'un accident nucléaire », compte rendu d'une réunion de travail de l'AEN, Paris, septembre 1988, OCDE/AEN, Paris, 1989.

NE89b « La planification d'urgence en cas d'accident nucléaire : Aspects techniques », compte rendu d'une réunion de travail conjointe de l'AEN et de la CCE, Bruxelles, juin 1989, OCDE/AEN, Paris, 1989.

NE90 « Protection de la population en cas d'accident nucléaire », OCDE/AEN, Paris, 1990.

NE93 « Exercices d'application hors site des plans d'urgence en cas d'accident nucléaire », compte rendu d'une réunion de travail de l'AEN, La Haye, novembre 1991, OCDE/AEN, Paris, 1993.

NE94 « La radioprotection aujourd'hui et demain : Opinion collective du Comité de protection radiologique et de santé publique », OCDE/AEN, Paris, 1994.

NE95 « INEX 1 : Exercice international d'urgence en cas d'accident nucléaire », OCDE/AEN, Paris, 1995.

NE95a « Short-Term Countermeasures after a Nuclear Emergency », compte rendu d'une réunion de travail de l'AEN, juin 1994, Stockholm, OCDE/AEN, Paris, 1995.

NE95b Tchernobyl – Dix ans déjà – Impact radiologique et sanitaire, OCDE/AEN, Paris, 1995.

NE96 « Les aspects agricoles des situations d'urgence nucléaire et/ou radiologique », compte rendu d'une réunion de travail de l'AEN, juin 1995, OCDE/AEN, Paris, 1996.

NE96a « Emergency Data Management », compte rendu d'une réunion de travail de l'AEN, Zürich, septembre 1995, OCDE/AEN, Paris, 1996.

Ni94 Y. Nikiforuk et D.R. Gnepp, « Paediatric Thyroid Cancer after the Chernobyl Disaster », Cancer, 74(2) : 748-766, 1994.

OF93 « Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnement en Suisse-1993 », Office fédéral de la santé publique, Berne, 1993.

Pa88 H.G. Paretzke, « The Impact of the Chernobyl Accident on Radiation Protection », Health Physics, 55(2) : 139-143, 1988.

Pa89 N. Parmentier et J-C. Nénot, « Radiation Damage Aspects of the Chernobyl Accident », Atmospheric Environment, 23 : 771-775, 1989.

Pa92 D.M. Parkin *et al*., « Childhood Leukaemia Following the Chernobyl Accident », The European Childhood Leukaemia-Lymphoma Incidence Study (ECLIS), DM Parkin/ob/mg-1089, 1992.

Pa93 L. Padovani *et al*., « Cytogenetic Study in Lymphocytes from Children Exposed to Ionizing Radiation after the Chernobyl Accident », Mutation Research, 319 : 55-60, 1993.

Pa94 W. Paile et S. Salomaa, « Radiogenic Thyroid Cancer in Belarus: Fact or Fiction ? », Note, J. Radiolog. Prot., 14(3) : 265-269, 1994.

Pe88 G. Pershagen, « Health Effects of Chernobyl », BMJ, 297 : 1488-1489, 1988.

Po01 V. Poïkarpov et D. Robeau, « L'accident de Tchernobyl », in : « Catastrophes et accidents nucléaires dans l'ex-Union soviétique », D. Robeau, Ed. Collection IPSN, EDP Sciences, Les Ulis, 2001, pp 53-74.

Pr91 A. Prisyazhiuk *et al.*, « Cancer in the Ukraine, Post Chernobyl », Letter to the Lancet, 338 : 1334-1335, 1991.

Pr95 B.S. Prister *et al.*, « Aspects agricoles des conséquences de l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl en Ukraine », compte rendu d'une réunion de travail de l'AEN sur les aspects agricoles des situations d'urgence nucléaire et/ou radiologique (juin 1995), OCDE/AEN, Paris, 1996.

Pu92 E.E. Purvis, III et M. Goldman, « Statement to the U.S. Senate, Committee on Environment and Public Works », Los Alamos Technical Associates Inc., juillet 1992.

Re87 P. Reizenstein, « Carcinogenicity of Radiation Doses Caused by the Chernobyl Fall-out in Sweden and Prevention of Possible Tumors », Med. Oncol. Tumor. Pharmacother, 4(1) : 1-5, 1987.

Ri94 « Estimation of the Individual and Collective Doses Received during Post-Accident Period by the Inhabitants of Belarus », Research Institute of Radiation Medicine, Minsk, 1994.

Ri95 J.I. Richards *et al.*, « Normes et critères établis par les organisations internationales concernant les aspects agricoles des situations d'urgence radiologique », compte rendu d'une réunion de travail de l'AEN sur les aspects agricoles des situations d'urgence nucléaire et/ou radiologique (juin 1995), OCDE/AEN, Paris, 1996.

Ro92 E. Ron *et al.*, Letter to the Editor, « Thyroid Cancer Incidence », Nature, 360 : 113, 1992.

Ro98 E. Ron, M.M. Doody, D.V. Becker *et al*, Cancer Mortality Following Treatment for Adult Hyperthyroidism, J. Am. Med. Assoc., 280 : 347-355, (1998).

Sa94 B. Salbu *et al.*, « The Mobility of ^{137}Cs and ^{90}Sr in Agricultural Soils in the Ukraine, Belarus and Russia 1991 », Health Physics, 67(5) : 518-528, 1994.

Sc93 W. Scheid *et al.*, « Chromosome Aberrations in Human Lymphocytes Apparently Induced by Chernobyl Fallout », Note to Health Physics, 64(5) : 531-534, 1993.

Sc94 K.M. Schlumberger, « Thyroid Cases after Chernobyl : Importance of Prophylaxis », Radioprotection, 29(3) : 397-404, 1994.

Se95 A.V. Sevan'kaev *et al*., « Chromosomal Aberrations in Lymphocytes of Residents of Areas Contaminated by Radioactive Discharges from the Chernobyl Accident », Rad. Prot. Dosim., 58(4) : 247-254, 1995.

Se95a A.V. Sevan'kaev *et al*., « High Exposures to Radiation Received by Workers inside the Chernobyl Sarcophagus », Rad. Prot. Dosim., 59(.2) : 85-91, 1995.

Sh97 V.F. Shikalov, A.F. Usatiy, L. Kozlova *et al*., Medical and Dosimetric Database for the Liquidators from the Kurchatov Institute, in : International Congress on the Sarcophagus, Slavoutich, 1997, pp 181-194.

Sh98 Y. Shirahige, M. Ito, K. Ashizawa *et al*, Childhood Thyroid Cancers : Comparison in Japan and Belarus, Endocrin. J., 45 : 203-209 (1998).

Sh00 V.A. Shevchenko *et al*, Reconstruction of Radiation Doses in Population and Radiation Workers Applying Cytogenetic Techniques, in : Proceedings of the International Conference on Radioactivity of Nuclear Blasts and Accidents, Moscou, 24-26 avril 2000.

Si94 A.R. Sich, « Chernobyl Accident Management Actions », Nuclear Safety, 35(1), 1994.

Si94a A.R. Sich, « Chernobyl Thesis », Letter to the Editor, Science, 265 : 859-861, 1994.

Si94b A.R. Sich, A.A. Borovoi et N.C. Rasmussen, The Chernobyl Accident Revisited : Source Term Analysis and Reconstruction of Events during the Active Phase, MITNE-306 (1994).

Sj87 L. Sjoberg et B.M. Drottz, « Psychological Reactions to Cancer Risks After the Chernobyl Accident », Med. Oncol. Tumor. Pharmacother, 4(3-4) : 259-271, 1987.

Sm00 J.T. Smith, R.N.J. Comans, N.A. Beresford, S.M. Wright, B.J. Howard et W.C. Camplin, 2000, Chernobyl's Legacy in Food and Water, Nature, 405, 141.

So95 G. Souchkevitch, « Participants in the Clean-up Operations Following the Chernobyl Disaster : State of Health and Medical Monitoring in Belarus, Russia and Ukraine », communication personnelle, 1995.

Sp91 K. Sperling *et al.*, « Frequency of Trisomy 21 in Germany Before and After the Chernobyl Accident », Biomed. & Pharmacother, 45 : 255-262,1991.

St92 E. R. Stiehm, « The Psychologic Fallout From Chernobyl », AJDC, 146 : 761-762, 1992.

St93 G. Stephan et U. Oestreicher, « Chromosome Investigation of Individuals Living in Areas of Southern Germany Contaminated by Fallout from the Chernobyl Reactor Accident », Mutation Research, 319 : 189-196, 1993.

St95 V.A. Stsjazhko *et al.*, « Childhood Thyroid Cancer Since Accident at Chernobyl », Letter to the Editor, BMJ, 310(6982) : 801, 1995.

St98 V.N. Strakhov, V.I. Starostenko, O.F. Kharitonov, F.F. Aptikaev, E.V. Barkovsky, O.K. Kedrov, A.V. Kendzera, Yu.F. Kopnichev, V.D. Omelchenko et V.V. Palienko, Seismic Phenomena in the Area of Chernobyl Nuclear Power Plant, Geophys. J., 1998, Vol. 17, pp. 389-409.

Ta94 T. Ito *et al.*, « Activated RET Oncogene in Thyroid Cancers of Children from Areas Contaminated by Chernobyl Accident », Lancet, 344 : 259, 1994.

To95 V.K. Tolstonogov, « Current State of the Sarcophagus and Safety Problems », Sarcophagus Safety '94 : Proceedings of an International Conference, Zeleny Mys, Chernobyl, Ukraine (14-18 mars 1994), pp. 13-36, OCDE/AEN, Paris, 1995.

To96 M. Tondel, G. Carlsson, L. Hardell *et al.*, Incidence of Neoplasms in Age 0-19 in Parts of Sweden with High ^{137}Cs Fallout after the Chernobyl Accident, Health Phys. 71 : 947-950 (1996).

Tr99 M. Tronko, T. Bogdanova, I. Komisarenko, *et al.*, The post-Chernobyl Incidence of Childhood Thyroid Cancer in Ukraine, in : Radiation and Thyroid Cancers, G. Thomas, A. Karaoglou, E.D. Williams, Ed. World Scientific, Singapour, 1999, pp 61-69.

Ts94 A.F. Tsyb *et al*., « Disease Incidences of the Thyroid and Their Dose Dependence in Children Affected as a Result of the Chernobyl Accident », Proc. of Nagasaki Symposium on Chernobyl : Update and Future, pp. 9-19, Ed. Shigenobu Nagataki, Elsevier, 1994.

UN88 Comité scientifique des Nations Unies sur l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR), Rapport aux Nations Unies, 1988.

UN00 Comité scientifique des Nations Unies sur l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR), Rapport 2000 à l'Assemblée générale, avec annexes scientifiques, Volume II : Effets.

UN02 A compléter.

US91 « Radiation Maps in the Territory of the European Part of the USSR as of December 1990 - Densities of Area Contamination by Caesium-137, Strontium-90, and Plutonium-239, 240 », USSR State Committee on Hydrometeorology, Minsk, SCH, 1991.

Ve93 L. Verschaeve *et al*., « Chromosome Aberrations of Inhabitants of Byelorussia : Consequence of the Chernobyl Accident », Mutation Research, 287 : 253-259, 1993.

Vo95 I.F. Vovk *et al*., « Geological and Hydrogeological Features of the ChAES 30-kilometer Zone and Possibilities for the Deep or Shallow Burial of Radioactive Wastes », Sarcophagus Safety '94 : Proceedings of an International Conference, Zeleny Mys, Chernobyl, Ukraine (14-18 mars 1994), pp. 341-357, OCDE/AEN, Paris, 1995.

Wa87 E.A. Warman, « Soviet and Far-Field Radiation Measurements and an Inferred Source Term from Chernobyl », TP87-13, Stone and Webster Engineering Corp., Boston, MA, 1987.

WH87 « Accidents nucléaires : Harmonisation des mesures de santé publique », Bureau régional de l'OMS pour l'Europe, Copenhague, 1989.

WH88 « Derived Intervention Levels for Radionuclides in Food », OMS, Genève, 1988.

WH90 OMS, « The Effects on the Thyroid of Exposed Populations Following the Chernobyl Accident », rapport sur le colloque : Chernikov, 3-6 décembre 1990, EUR/ICP/CEH/101, Bureau régional de l'OMS pour l'Europe, Copenhague, 1990.

WH90a Rapport d'un groupe de travail de l'OMS sur les effets psychologiques des accidents nucléaires, organisé à Kiev, Ukraine, 28 mai-1er juin 1990, EUR/ICP/CEH/093(S) 7236r, Bureau régional de l'OMS pour l'Europe, Copenhague, 1990.

WH94 OMS, « Report of the Expert Meeting on Thyroid Cancer After the Chernobyl Accident », Kiev, Ukraine, 18-21 octobre 1993, OMS, Genève, 1994.

WH95 OMS, « Report on the Pilot Phase of the International Programme on the Health Effects of the Chernobyl Accident » (IPHECA), OMS, Genève, 1995.

Wi94 D. Williams, « Chernobyl, Eight Years On », Nature, 371 : 556, 1994.

Wi94a D. Williams, « Thyroid Cancer in United Kingdom Children and in Children Exposed to Fall-out from Chernobyl », Proc. of Nagasaki Symposium on Chernobyl : Update and Future, pp. 89-94, Ed. Shigenobu Nagataki, Elsevier, 1994.

Ya97 S. Yamashita et Y. Shibata (Ed.), Chernobyl : A Decade, Proceedings of the fifth Chernobyl Sasakawa Medical Cooperation Symposium, Kiev, 14-15 octobre 1996, Elsevier Science B.V., Amsterdam, 1997.

Ze86 J. Bischoff *et al.*, « It Can't Go On Like That. From Brokdorf to Wackersdorf : Will the Revived Resistance Against Atomic Energy End in a Dead Circle of Violence ? », Zeit, 41(25) : 25-29, 1986.

Zv93 I.A. Zvonova et M.I. Balonov, « Radioiodine Dosimetry and Prediction of Consequences of Thyroid Exposure of the Russian Population following the Chernobyl Accident », The Chernobyl Papers, 1 : 71-125, Ed. S.E. Merwin & M.I. Balonov, Research Enterprises, Richland, WA, 1993.

LES ÉDITIONS DE L’OCDE, 2, rue André-Pascal, 75775 PARIS CEDEX 16
IMPRIMÉ EN FRANCE

Tchernobyl : Évaluation des incidences radiologiques et sanitaires

Les milieux de la radioprotection à l'échelle internationale ont dressé un important bilan de la situation aux alentours du réacteur endommagé de Tchernobyl à l'occasion du dixième anniversaire de l'accident. Depuis lors, les études qui continuent à être consacrées au site de l'accident et aux territoires contaminés ont mis en évidence de nouveaux aspects scientifiques, sociaux et sanitaires. Le présent rapport constitue une mise à jour complète de la précédente publication de l'AEN intitulée *Tchernobyl : Dix ans déjà*. Il présente au lecteur les informations les plus récentes sur les nouvelles connaissances significatives acquises dans les domaines de la gestion des situations d'urgence, du comportement à long terme des matières radioactives dans l'environnement et des incidences sur la santé.

ISBN 92-64-28487-7

Agence de l'OCDE pour l'énergie nucléaire
Le Seine Saint-Germain – 12, boulevard des Îles
F-92130 Issy-les-Moulineaux, France
Tél. : +33 (0)1 45 24 10 15 – Fax : +33 (0)1 45 24 11 10
Mél : nea@nea.fr – Internet : www.nea.fr