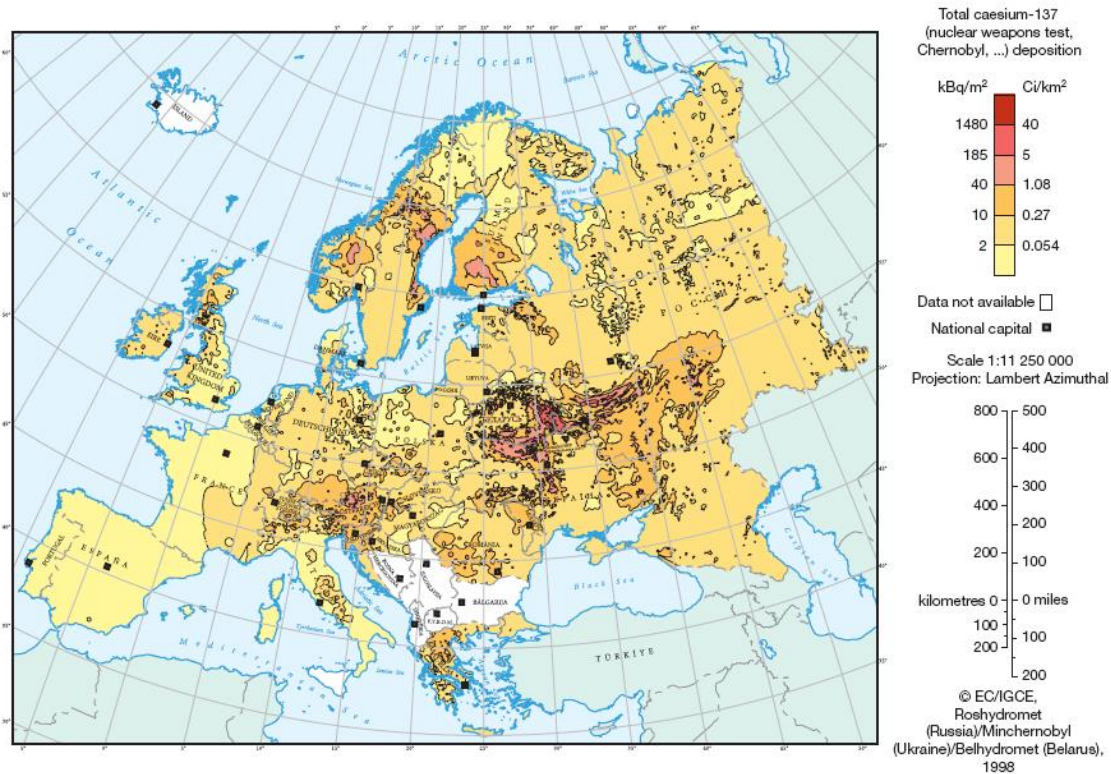


30 ans après l'accident de Tchernobyl, comment gérer les déchets issus de la décontamination en cas de mise en œuvre d'un plan de reconquête de la zone d'exclusion ?

Le 26 avril 1986, l'accident survenu sur le réacteur numéro 4 la Centrale de Tchernobyl provoque un rejet massif d'éléments radioactifs dans l'environnement sous forme de gaz, de particules de combustibles et d'aérosols. Les travaux de décontamination engagés dans l'urgence autour de la centrale accidentée ont conduit à créer de grandes quantités de déchets radioactifs ($>10^6$ m³) qui ont été disposés dans des casemates en béton ou des tranchées creusées à même le sol. Près de 30 ans après l'accident, la question de la reconquête de la zone d'exclusion, où ces déchets sont encore présents, est évoquée. Quelle pourrait être alors la stratégie à adopter afin de limiter les risques d'expositions liés à la présence de ces déchets ? Dans le cadre de ses recherches, l'IRSN a été amené à instrumenter l'environnement d'une tranchée de stockage afin d'en étudier l'impact. A partir des résultats obtenus, l'IRSN propose un éclairage sur la stratégie de gestion des déchets enfouis dans l'environnement de la centrale en cas de mise en œuvre d'un plan de réhabilitation.

L'accident et les mesures de mitigation engagées

Le 26 avril 1986, à la suite d'une erreur humaine, le réacteur n°4 de la Centrale de Tchernobyl explose et conduit à un rejet massif d'éléments radioactifs dans l'environnement (environ $13,7 \cdot 10^{18}$ Bq) sous forme de gaz, de particules de combustible et d'aérosols. C'est seulement 30 heures après l'accident que les populations résidant autour de la centrale commencent à être évacuées. Les 45 000 habitants de ville de Pripjat, située à 3 km, sont les premiers concernés. Cette évacuation se poursuit jusqu'à la fin du mois d'août et implique le déplacement d'environ 250 000 personnes réparties entre l'Ukraine, la Biélorussie et la Russie. La zone la plus contaminée par le dépôt des particules de combustible émises lors de l'accident est localisée dans un rayon de 30 km autour de la centrale et est couramment appelée « zone d'exclusion » car, compte tenu du débit de dose qui y règne, les autorités ukrainiennes en interdisent l'accès au public. Cependant, les aérosols sont transportés bien au-delà de cette zone et se déposent sur presque toute l'Europe en fonction des conditions météorologiques, notamment des précipitations survenues dans les jours qui suivent l'accident (Carte 1).



Carte 1 : Dépôts superficiels en ¹³⁷Cs en Europe après l'accident de Tchernobyl (De Cort et al., 1998)

La maîtrise des expositions repose en premier lieu sur la capacité des autorités à garantir l'absence de développement d'usages inappropriés sur les territoires correspondants (implantation d'habitations, activités industrielles et agricoles, etc.). Pour cette raison, en complément de la mise en place de la zone d'exclusion, un nouveau zonage plus précis est défini à partir de 1991 en fonction de la contamination en Césium 137 du sol qui est facilement mesurable. Il distingue :

- les zones **interdites**, dans lesquelles l'activité surfacique en Césium 137 est supérieure à 1 480 kBq.m⁻² (> 40 mSv.an⁻¹). Elles ont été totalement évacuées et il n'y a aujourd'hui aucune résidence permanente ni activité économique dans ces zones ;
- les zones de **relogement obligatoire** dans lesquelles l'activité surfacique en Césium 137 est comprise entre 555 kBq.m⁻² et 1 480 kBq.m⁻² (de 15 à 40 mSv.an⁻¹) et dans lesquelles l'habitation et les productions agricoles sont interdites. Il convient de noter que, malgré cette désignation, ces zones n'ont été que partiellement évacuées ;
- les zones de **relogement volontaire** dans lesquelles l'activité surfacique en Césium 137 est comprise entre 185 kBq.m⁻² et 555 kBq.m⁻² (de 5 à 15 mSv.an⁻¹) et où les entreprises industrielles et agricoles ne peuvent pas être étendues et de nouvelles entreprises créées. Par ailleurs, les populations vivant dans ces zones peuvent demander un relogement mais n'y sont pas contraintes ;

- les zones de **contrôle radiologique** dans lesquelles l'activité surfacique en Césium 137 est comprise entre 37 kBq.m^{-2} et 185 kBq.m^{-2} (de 1 à 5 mSv.an^{-1}) et dans lesquelles des restrictions de mêmes natures que dans les zones à relogement volontaire s'appliquent uniquement aux entreprises dont l'activité peut affecter la santé des populations ou la qualité de l'environnement.

La plupart des éléments radioactifs relâchés a disparu au cours de la première année qui a suivi l'accident par décroissance radioactive. Néanmoins, presque 30 ans après, la zone d'exclusion reste très marquée par la présence de Césium 137 et de Strontium 90 et, dans une moindre mesure, d'Américium 241 et de Plutonium 239, 240 et 241 (Figure 1).

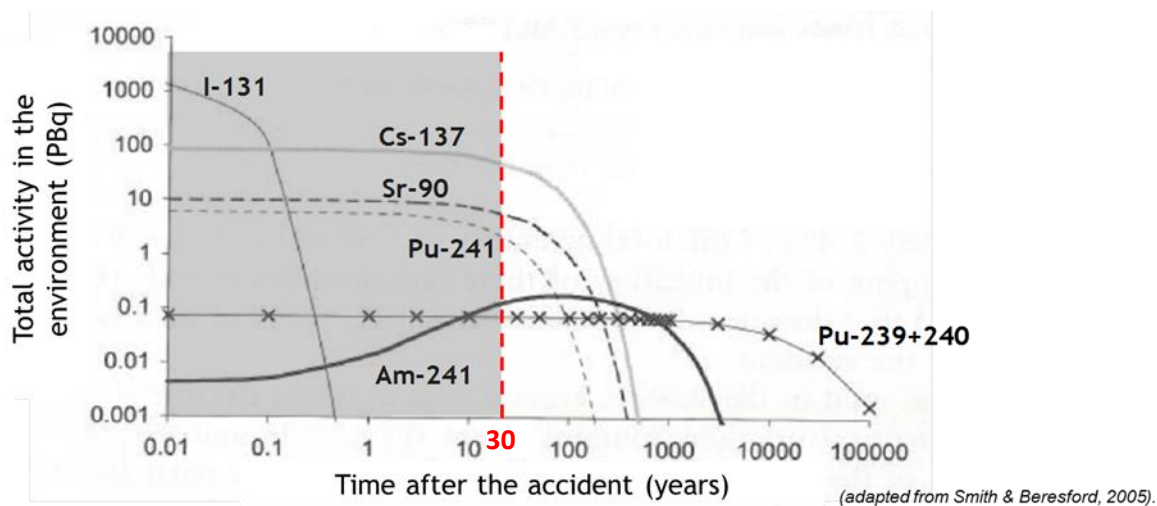


Figure 1 : Estimations des activités des principaux radionucléides émis lors de l'accident de Tchernobyl depuis l'accident (modifié d'après Smith & Beresford, 2005), notamment 30 ans après l'accident.

Gestion des déchets issus de la décontamination

Dans le but de rétablir des conditions permettant de gérer les opérations indispensables à maintenir dans la zone, et notamment celles concernant les réacteurs de la centrale, d'importantes opérations de décontamination ont eu lieu dans un rayon de quelques kilomètres autour de la centrale. Elles ont été intenses au niveau de la forêt rousse (cf. carte 2) qui, localisée à l'Ouest de la centrale, a été particulièrement contaminée. Ces opérations visaient en premier lieu à limiter la dissémination des éléments radioactifs, en particulier dans l'atmosphère. Les matériaux contaminés (végétaux, sol, matériaux de construction, équipements divers, etc.) ont fait l'objet dans ce cadre d'une gestion en fonction de leur niveau d'activité. Ainsi, les matériaux de **moyenne et haute activité** (10^4 à plus de 10^6 Bq/g) ont été stockés dans des casemates en béton ou dans des tranchées à fond étanche

recouvertes d'une couverture argileuse. Ces deux types de stockage font l'objet d'un contrôle radiologique. Par ailleurs, les matériaux de faible à moyenne activité (entre 10^2 et 10^4 Bg/g), constitués de sols, de bois et de matériaux de constructions contaminés ont été stockés sous forme de tumulus ou, le plus souvent, enfouis dans des tranchées.

De 1986 à 1987, près de 800 tranchées ont ainsi été creusées dans les sables éoliens (Péres, 2006; Ferrand, 2011) et recouvertes d'une couche de sable non contaminé de 20 à 50 cm d'épaisseur (Dzhepo and Skalskii, 2002). Elles sont situées dans un rayon de 10 km autour du réacteur accidenté et mesurent 2 à 4 m de profondeur, quelques mètres de large et quelques centaines de mètres de longueur. Leur surface totale est d'environ 8 km² et le volume des déchets radioactifs enfouis dans celles-ci est estimé à 10⁶ m³. La plupart de ces tranchées ne présente aucune structure étanche et ne constitue donc pas une barrière efficace contre la migration des polluants radioactifs (Figure 2). C'est donc logiquement qu'une migration progressive des radionucléides dans les eaux souterraines a été détectée à partir des années 1989-1992 (Dzhepo and Skalskii, 2002).

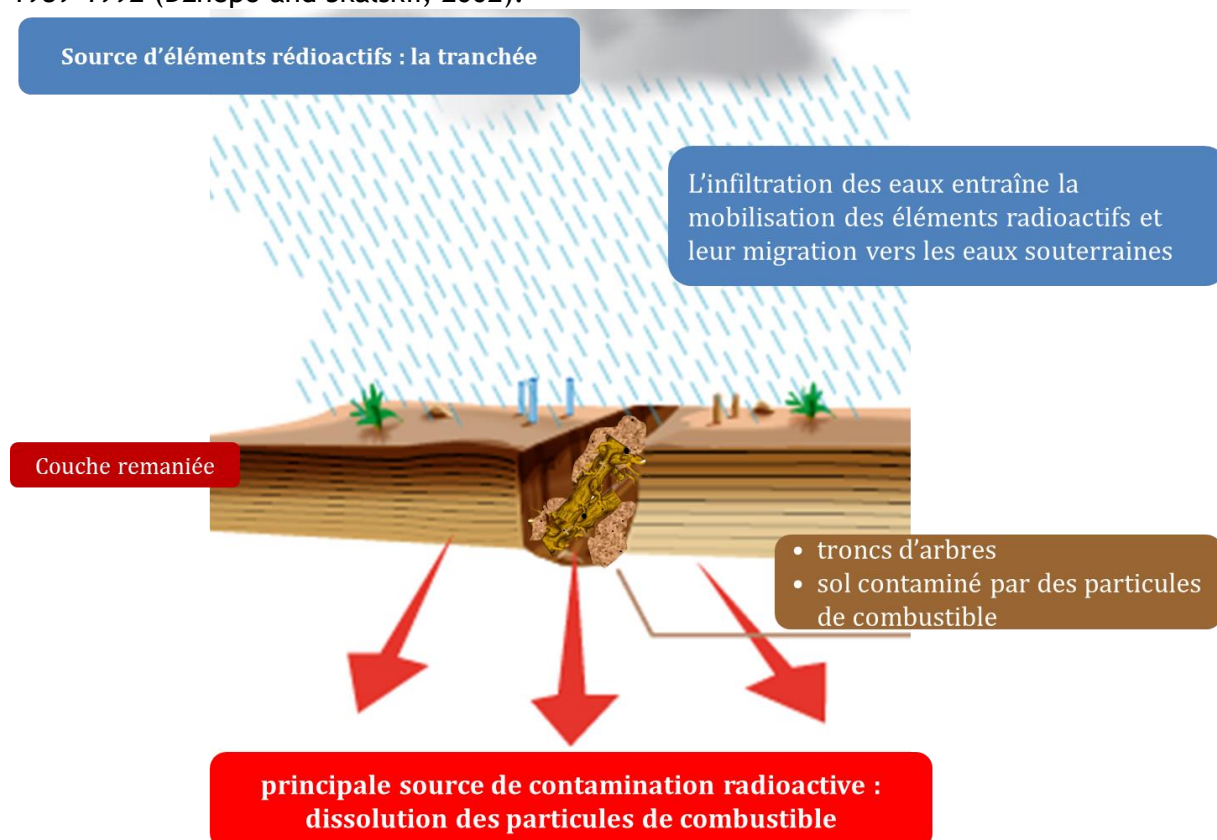
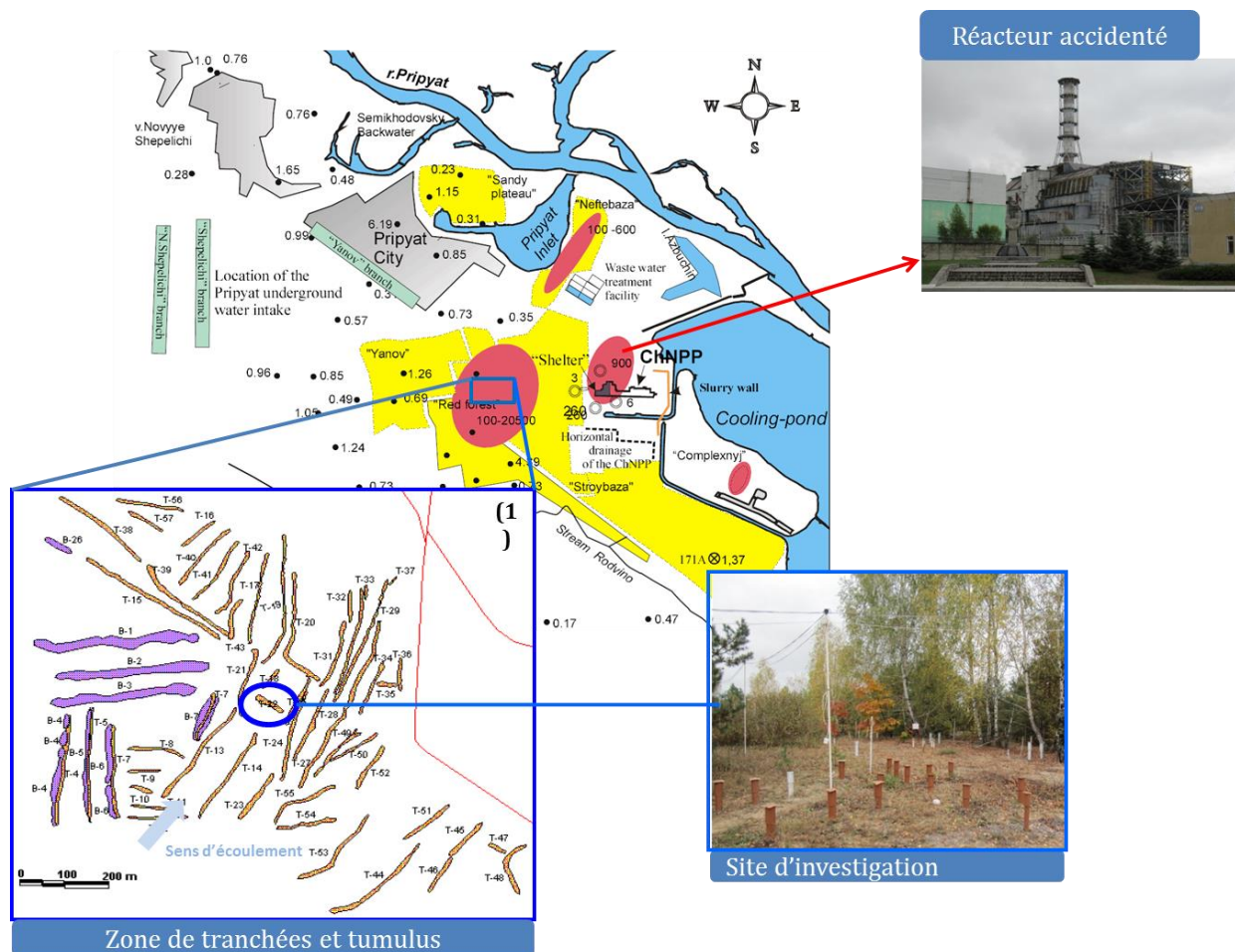


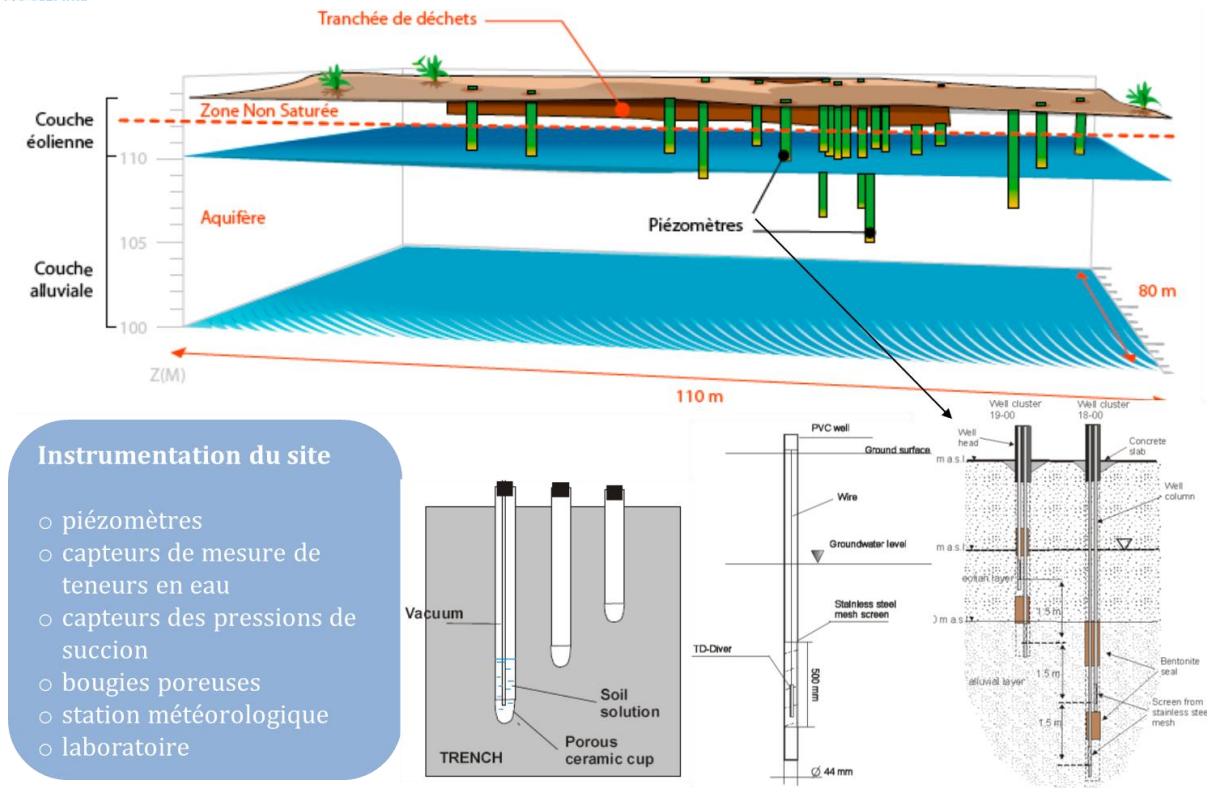
Figure 2 : Schéma illustrant une tranchée (modifié d'après IRSN, 2009)

Les actions de recherche menées par l'IRSN sur les tranchées

Afin d'évaluer l'impact de ces tranchées sur l'environnement et, au-delà, de développer des modèles prédictifs, l'IRSN s'est rapproché, à partir de 1999, des instituts Ukrainiens (IGS, UIAR of NUBiP) pour étudier *in situ* une tranchée spécifique. Située au cœur de la zone d'exclusion à 2,5 kilomètres à l'ouest du réacteur n°4 (Carte 2), cette tranchée a la particularité d'être positionnée perpendiculairement au sens d'écoulement des eaux souterraines et sa base est inondée périodiquement. De nombreux équipements, dont une centaine de piézomètres, y ont été installés pour suivre les transferts des polluants radioactifs vers les eaux souterraines (Figure 3).



Carte 2 : Localisation de la tranchée d'étude sélectionnée par l'IRSN



- Instrumentation du site**
- piézomètres
 - capteurs de mesure de teneurs en eau
 - capteurs des pressions de succion
 - bougies poreuses
 - station météorologique
 - laboratoire

Figure 3 : Coupe de la tranchée étudiée et son instrumentation (IRSN, 2009)

Dans les premières années, le travail a consisté à suivre et à quantifier le transfert des éléments radioactifs, depuis la tranchée, vers les eaux souterraines. Il a mis en évidence la migration de plusieurs polluants radioactifs et tout particulièrement celle du Strontium 90 (cf. Figure 4) qui est le plus mobile (vitesse de migration de l'ordre de 1 m/an). Ainsi, au début des années 2000, les activités en Strontium 90 mesurées dans l'eau souterraine étaient de l'ordre de 100 à 10 000 Bq. L⁻¹ (Bugai and Dewiere, 2004b ; Bugai et al., 2012a et b).

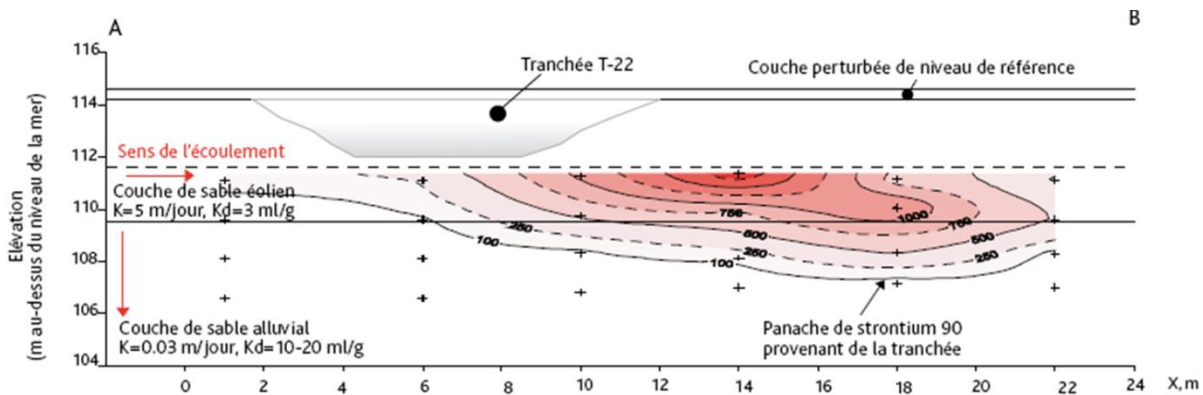


Figure 4 : Coupe transversale de la tranchée et extension du panache de Strontium 90 dans les eaux souterraines (IRSN, 2009)

En complément, l'IRSN s'est également intéressé aux mécanismes conduisant à la libération des éléments radioactifs observés dans les eaux souterraines. Ces travaux ont montré que parmi les matériaux présents dans la tranchée (particules chaudes issues de l'explosion du réacteur et différents matériaux contaminés tels que des débris de végétaux, des troncs d'arbres, du sol et des matériaux de construction), la dégradation des particules de combustibles les plus solubles (cf. Figure 5) constitue la principale source de polluants radioactifs. Sur la base d'un modèle de dissolution de ces particules établi dans les années 2000 (Kashparov et al., 2004b ; Van Meir et al., 2009 ; Levchuck et al., 2012 ; Kashparov et al., 2012), il était estimé que 25 ans après l'accident, cette source serait épuisée.

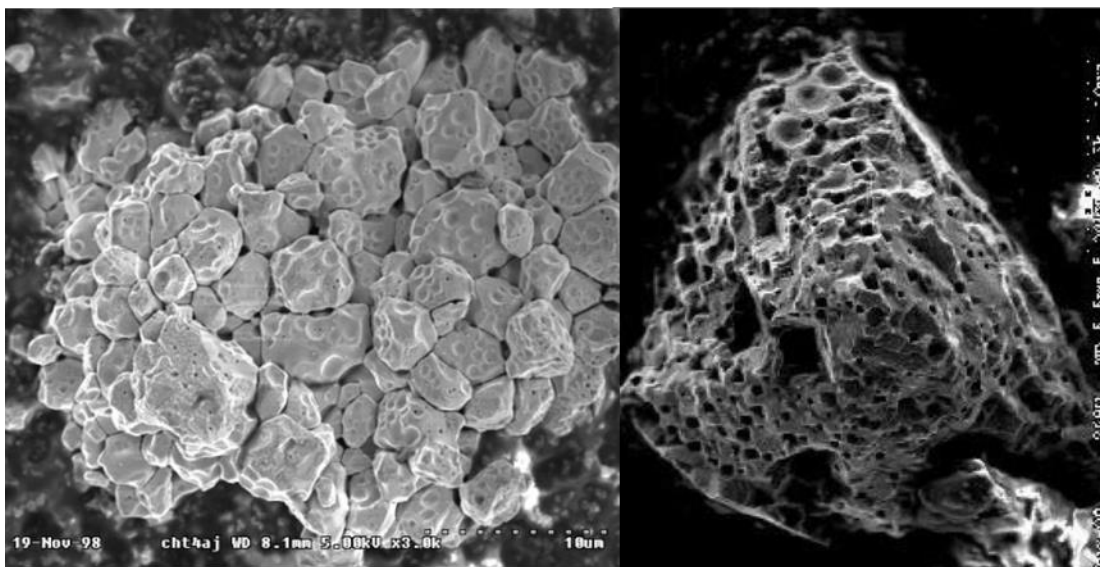


Figure 5 : Les particules de combustibles composées d'oxydes d'uranium (UO_2 et UO_{2+x}) observées au microscope électronique à balayage (Ahmdach & Stammose, 2000 ; Ahmdach, 2002)

Les résultats de ces premiers travaux ont été intégrés dans un modèle de prédiction de l'étendue du panache de Strontium 90. Les simulations ont indiqué que les eaux souterraines resteraient contaminées en Strontium 90 à un niveau supérieur à la valeur recommandées par les autorités ukrainiennes sur une période d'environ 200 ans (cf. Figure 6).

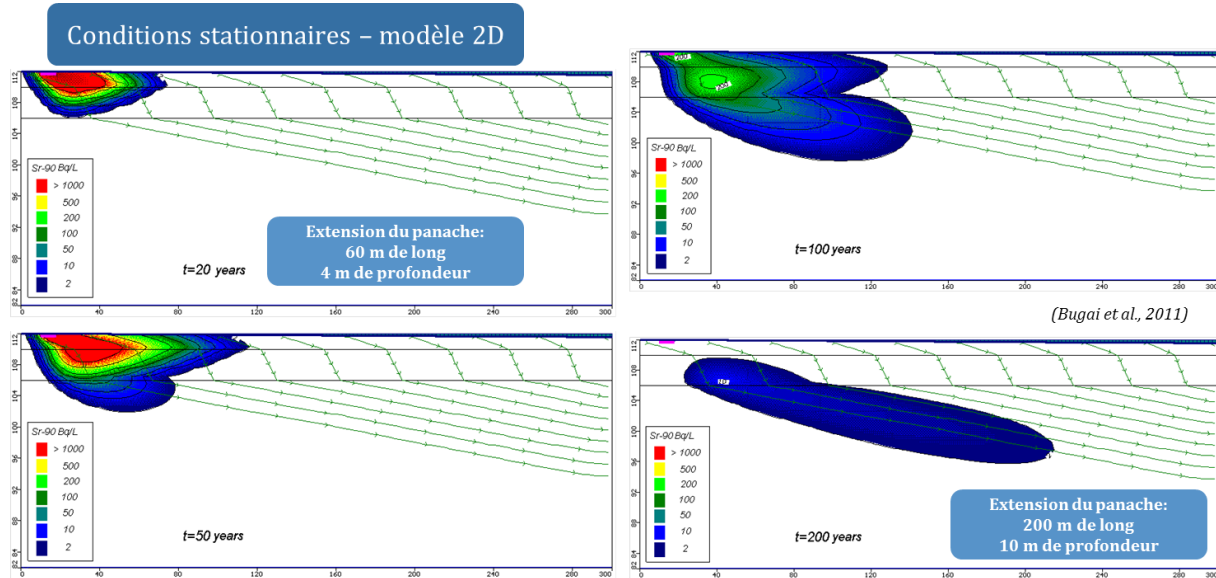


Figure 6 : Modélisation prédictive du panache de Strontium 90 (d'après IGS, 2005 ; Bugai et al., 2012a)

Cependant, après une dizaine d'années d'études, l'épuisement de la source de Strontium 90 tel qu'attendu selon le modèle de dissolution des particules de combustible n'est toujours pas observé. Deux hypothèses ont été apportées pour expliquer la persistance du relâchement de Strontium 90.

La première est que le niveau des eaux souterraines suit un cycle saisonnier qui conduit, uniquement certaines années au printemps, à envoyer le fond de la tranchée (cf. Figure 7). Ainsi, la dissolution des particules de combustible dans l'eau n'est pas un phénomène continu tel que considéré par le modèle, mais se produit très ponctuellement. La durée de dissolution des particules est donc nécessairement plus importante que les 25 ans estimés par le modèle en première approche.

La seconde hypothèse est qu'une partie du Strontium 90 est fixée sur la matière organique enfouie dans la tranchée (troncs d'arbres, herbes, buissons, débris végétaux,..). La dégradation de celle-ci (cf. Figure 8) doit donc également contribuer au relâchement et constituer un terme source secondaire qui a été négligé en première approche. La cinétique de dégradation de ces végétaux est complexe et dépend de leur nature et de leur taille. Ainsi, 25 ans après l'accident, on a pu constater qu'il subsistait dans la tranchée de la matière organique difficilement dégradable, notamment des troncs d'arbres dont la lente dégradation devrait contribuer au maintien d'un relâchement de polluants radioactifs dans les eaux souterraines durant plusieurs dizaines d'années (Martin-Garin et al., 2012).

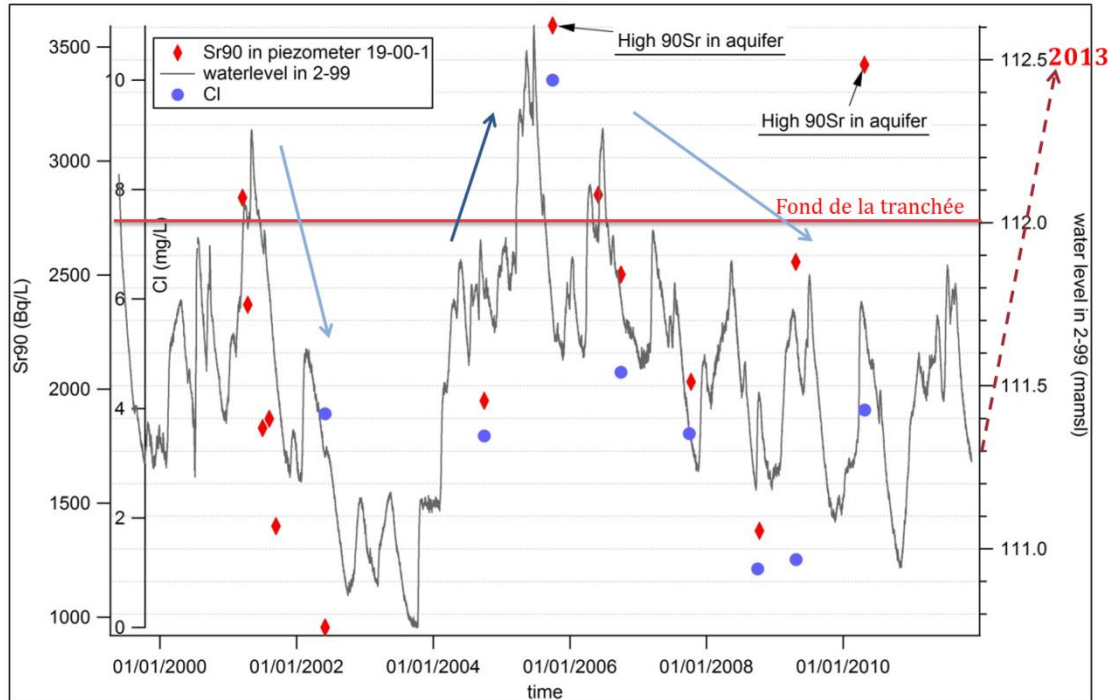


Figure 7: Chronique de l'évolution du niveau des eaux souterraines et des concentrations de Strontium 90 et de Chlore (données IRSN)



Figure 8 : Contenu « végétal » de la tranchée étudiée et les essences d'arbre de la zone (modifié d'après IRSN, 2009).

Par ailleurs, il a également été observé un ralentissement du flux de Strontium 90 vers les eaux souterraines à partir de 1998 (Dewière et al., 2004) non prévu par le modèle. Ce ralentissement est apparu de manière concomitante avec le reboisement du site réalisé en 1998 pour stabiliser les sols et limiter la dispersion de particules radioactives dans l'atmosphère. La présence de Strontium 90 détectée dans les végétaux replantés témoigne d'un transfert de cet élément, du sol vers la végétation (cf. Figure 9), qui est

vraisemblablement à l'origine de ce ralentissement. Ce phénomène se caractérise par une remontée du Strontium 90 depuis la tranchée vers la surface à travers la végétation puis par une accumulation dans la litière forestière. C'est l'initiation d'un nouveau cycle qui conduit au retour et à la persistance d'une contamination à la surface du sol (Martin-Garin et al., 2012 ; Bugai et al., 2012b). Le même processus a été observé pour le Césium 137.

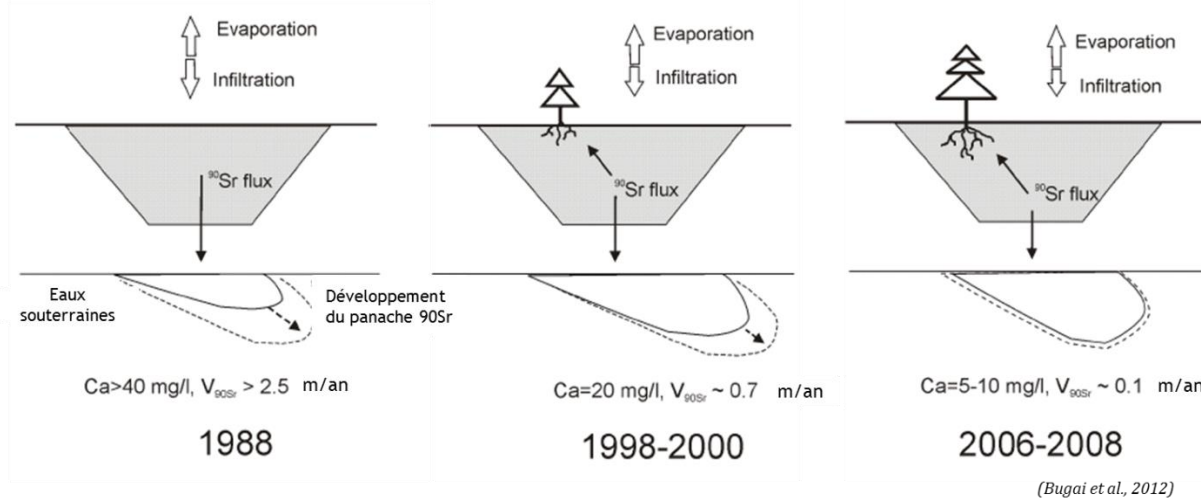


Figure 9: Evolution du flux de Strontium 90 (modifié d'après Martin-Garin et al., 2012 ; Bugai et al., 2012b)

Comment gérer ces sites de stockage de déchets dans le cadre d'une reconquête de la zone d'exclusion ?

Si dans l'optique d'une reconquête de la zone d'exclusion l'assainissement de ces sites d'enfouissement de déchets était envisagé, les résultats précédents montrent que le retour à un état radiologique qui permettrait de lever toute restriction d'usage impliquerait non seulement le retrait des déchets mais également celui des terres contaminées par le panache de ^{90}Sr , ainsi que de la biomasse contaminée par la captation de l'activité contenue dans les tranchées. Malgré les incertitudes qui pèsent sur les évaluations associées notamment à la variabilité spatiale des paramètres à considérer (perméabilité des matériaux de la tranchée et des alluvions alentours, volume de déchets enfouis et activités associées, etc.), il reste certain qu'un tel plan de reprise conduirait à traiter un volume considérable de déchets pour les stocker sur un site aménagé (volume sans doute très supérieur à 10^7 m^3). Compte tenu, d'une part de l'ampleur des travaux qui seraient à réaliser dans le cas d'un retrait complet de la source de contamination, d'autre part du caractère très localisé de l'impact radiologique des sites d'enfouissement sur leur environnement, il apparaît que le maintien de restrictions d'accès à ces sites serait probablement la solution la plus réaliste pour limiter l'exposition des populations. Il convient néanmoins que le contrôle de ces sites soit soigneusement exercé car les expositions qui pourraient résulter du captage de la nappe à leur aplomb et du

rayonnement émis par la végétation pourraient être très élevées. Le recensement exhaustif et précis de l'ensemble de ces stockages apparaît donc comme un prérequis indispensable à la mise en place de cette solution. Or, si un recensement a été réalisé au début des années 2000, son exhaustivité pose question et l'acquisition de données complémentaires s'avère d'autant plus difficile aujourd'hui à réaliser que l'activité des déchets enfouis dans ces stockages, et qui permet leur détection, a largement décru.

Il y a enfin, selon l'IRSN, lieu de s'interroger sur le potentiel de dispersion de la contamination dans l'environnement de ces sites en cas d'incendie. En effet, en 1992 et 2010, des augmentations de l'activité en ^{137}Cs dans l'atmosphère ont été enregistrées à plusieurs reprises. Elles correspondent à des feux de forêt qui ont conduit à disperser sur des distances importantes les radionucléides présents dans la matière organique (végétaux ou litières). Du fait de la pérennité de la contamination en surface, au travers du cycle de production et de décomposition de la matière organique, ce phénomène constitue aujourd'hui la principale menace en termes de remobilisation des polluants radioactifs dans la zone d'exclusion. Etant donné que la contamination de la végétation est très significativement plus élevée à l'aplomb des sites d'enfouissement, la protection de ces sites contre le risque de feu de forêt est donc un enjeu à considérer.

Conclusion

Les résultats des recherches effectuées par l'IRSN et ses partenaires ukrainiens sur l'impact radiologique potentiel des sites d'enfouissement plaideraient en faveur d'une politique de maintien des restrictions d'accès et d'usage de ces sites d'enfouissement de déchets plutôt que leur reprises dans le cadre d'une initiative visant à reconquérir les territoires contaminés, notamment dans la zone d'exclusion. Ces conclusions doivent néanmoins être considérées avec prudence car elles supposent que les résultats obtenus sur la tranchée instrumentée par l'Institut sont représentatif des différents sites d'enfouissement existant dans la zone d'exclusion. Le recensement de l'ensemble des sites et la confirmation du caractère localisé de leur influence sur l'état radiologique de l'environnement restent donc indispensables pour définir une stratégie optimisée de gestion des déchets dans le cadre d'un plan de réhabilitation de la zone. En outre, certains sites contenant une activité extrêmement élevée pourraient nécessiter une reprise. Enfin, ces résultats ne présagent pas des quantités de déchets qui seraient générées pas d'autres opérations d'assainissements effectuées dans l'environnement de la centrale et qui ne seront connus que lorsque des usages précis des terrains qui pourraient être envisagés dans le cadre d'un plan de reconquête auront été définis.

BIBLIOGRAPHIE

Ahamdach N. and Stammose D., 2000. Séparation et caractérisation microscopique des particules de combustibles nucléaires présentes dans les sols contaminés de Tchernobyl. C. R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la Terre et des planètes / Earth and Planetary Sciences 330, 415-422

Ahamdach, N. (2002). The Chernobyl pilot site project: Isolation and microscopic characterization of fuel particles. Radioprotection-Colloques 37, C1, 1055-1060.

Bugai D. and Dewiere L. (2004b) Global model for the 90Sr transport in the aquifer at Chernobyl Pilot Site: model calibration and sensitivity analyses, Rapport IRSN/DEI/SARG/LETS n°04-17, 56 p.

Bugai D., Skalskyy A., Dzhepo S., Kubko, Yu., Kashparov V.A., Van Meir N., Stammose D., Simonucci C. and Martin-Garin, A. (2012a). Radionuclide migration at experimental polygon at Red Forest waste site in Chernobyl zone. Part 2: Hydrogeological characterization and groundwater transport modelling. Applied Geochemistry.

Bugai, D., Tkachenkoa, E., Van Meir, N, Simonucci, C., Martin-Garin, A., Roux, C., Le Gal La Salle, C., Kubkoa, Y. (2012b). Geochemical influences of waste trench no.22T at Chernobyl Pilot Site at the aquifer: long-term trends, governing processes, and implications for radionuclide migration. Applied Geochemistry.

De Cort M., Dubois G., Fridman Sh. D., Germenchuk M.G. et al. (1998) Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident, Rep. 16733, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Dewière L., Bugai D., Grenier C., Kashparov V., and Ahamdach N. (2004) 90Sr migration to the geo-sphere from a waste burial in the Chernobyl exclusion zone. Journal of Environmental Radioactivity 74(1-3), 139-150.

Dzhepo, S.P., Skalskii, A.S. (2002). Radioactive contamination of groundwater within the Chernobyl exclusion zone, in: Shestopalov, V.M. (Ed.). Chernobyl disaster and groundwater. A.A.Balkema Publishers, Lisse.

Ferrand E., 2011. Bilan et perspectives des actions de recherches sur le transfert des radionucléides dans les sols et les nappes phréatiques. Note technique IRSN DEI/SARG/2011-016. In French. IRSN (2009). Plaquette sur le site EPIC.

Kashparov, V.A., Ahamdach, N., Zvarich, S.I., Yoschenko, V.I., Maloshtan, I.M., Dewière, L. (2004b). Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions. *Journal of Environment Radioactivity* 72, 335-353.

Kashparov, V., Yoschenko, V., Levchuk, S., Bugai, D., Van Meir, N., Simonucci, C., Martin-Garin, A. (2012). Radionuclide migration at the experimental polygon of the Red Forest waste site in the Chernobyl Zone. Part 1: Characterization of the waste trench, fuel particle transformation processes in soils, biogenic fluxes and effects on biota. *Applied Geochemistry*.

Levchuk S., Kashparov V., Maloshtan I., Yoschenko V., Van Meir N., Migration of transuranic elements in groundwater from the near-surface radioactive waste site, *Applied Geochemistry*, Volume 27, Issue 7, July 2012, Pages 1339-1347.

Martin-Garin A., Van Meir N., Simonucci C., Kashparov V. and Bugai D. Quantitative Assessment of Radionuclide Migration From Near-Surface Radioactive Waste Burial Sites: the Waste Dumps in the Chernobyl Exclusion Zone as an Example. In *Radionuclide Behaviour in the Natural Environment - Science, Implications and Lessons for the Nuclear Industry*. Poinssot C. and Geckeis H. (Eds.) (2012) p.570-600.

Peres J.M. (2006) Mémo sur la gestion des déchets en Ukraine, Biélorussie et Russie suite à l'accident de Tchernobyl. Note technique DEI/SARG/2006-059, 12 p.

Smith J.T. and Beresford N. A. (2005) *Chernobyl, catastrophe and consequences*, Springer-Verlag, 310 pp.