

## L'accident de Tchernobyl: problèmes liés à la modélisation et à la métrologie\*

A. DESPRES\*\*

(Manuscrit reçu le 23 octobre 1987)

### RÉSUMÉ

L'évaluation des conséquences potentielles de l'accident de Tchernobyl a nécessité la mise en œuvre de nombreux modèles. L'analyse des divergences que l'on a pu observer dans les résultats de ces modèles met en évidence le rôle fondamental des trajectoires suivies par le polluant, ainsi que l'effet de la durée du rejet sur ces différences.

Parallèlement au développement de modèles, de très nombreuses mesures ont été effectuées dans tous les compartiments de l'environnement (air, eau, sols, végétaux). La comparaison de ces mesures entre elles se heurte à des difficultés importantes, liées aux différentes conditions de prélèvement, de stockage, de mesure, etc. Ces difficultés, sources d'incertitude, sont analysées à l'aide d'exemples concrets.

### ABSTRACT

The assessment of the potential consequences of the Chernobyl accident has required the operation of many models. An analysis of the discrepancies observed in the results of the models demonstrates both the fundamental role of the pollutant trajectories and the effect of the release duration on these differences.

Concurrently with modelling, a very large number of measurements have been carried out in all the environmental compartments (air, water, soil, plants). Intercomparison of the measurements has come up against important difficulties related to the different conditions of sampling, storage, measurement,... These various sources of uncertainties are analysed by means of practical examples.

---

\* Communication présentée lors du congrès franco-italien SFRP-Associazione italiana di protezione contro le radiazioni, Castelgandolfo (Italie), 12-13 octobre 1987.

\*\* Commissariat à l'énergie atomique, Institut de protection et de sûreté nucléaire, Département de protection sanitaire, BP 6, 92265 Fontenay-aux-Roses Cedex.

L'accident de Tchernobyl a conduit les différents États à évaluer les doses que les populations ont été susceptibles de recevoir. Dans une première phase, ces évaluations nécessitent la mise en œuvre de modèles, dont le but est de prévoir les conséquences de l'accident, essentiellement à court terme. Dans une seconde étape, les mesures confirment les prévisions des modèles, et servent à estimer les conséquences à plus long terme.

Il a semblé pertinent à l'Association Euratom-CEA d'entreprendre une comparaison des différentes techniques de calcul et de mesure qui ont été utilisées dans les différents pays de la Communauté, afin de mettre en évidence les difficultés de comparaison des estimations ou des évaluations qui ont été effectuées [4].

## 1. LES MODÈLES

Les modèles utilisés peuvent être classés en trois grands groupes, qui s'enchaînent en séquences (les résultats de l'un servant de données d'entrée au suivant):

- les modèles "météorologiques" ont pour but de définir les trajectoires suivies par le polluant; ils requièrent la prise en compte de données locales (intensité de la source, hauteur effective du rejet, vitesse et direction du vent, gradient thermique vertical...), et de données synoptiques (champs de pression ou champs de vent);

- les modèles "de concentration" évaluent la concentration le long des trajectoires précédemment définies, et calculent le champ de concentrations au sol ainsi engendré, en superposant un modèle de diffusion;

- les modèles "de dose" évaluent les équivalents de dose reçus par les populations. Ils requièrent la prise en compte des vitesses de dépôt, des facteurs de transfert et des facteurs dosimétriques.

### 1.1. Comparaison des trajectoires

Lorsque l'on superpose les trajectoires estimées par différents modèles, on constate que les divergences peuvent être très grandes: si les trajectoires suivies par les particules émises le 27 avril à 0 h, et estimées par différentes équipes sont tout à fait similaires (fig. 1), il n'en est pas de même de celles émises le 26 avril à 12 h (fig. 2). Les données météorologiques de base étant en principe identiques (radiosondage de Kiev, Organisation météorologique mondiale, Centre européen pour les prévisions météorologiques à moyen terme), on peut logiquement attribuer ces différences aux modèles eux-mêmes: discrétisation de la source, pas de temps du calcul, prise en compte du vent vertical, extrapolations dans le temps et dans l'espace des données... L'observation de ces divergences nous a conduits à rechercher si, sur l'ensemble de la période de rejet (une dizaine de jours), il existait un type de modèle dont les résultats soient significativement meilleurs que les autres. En toute rigueur, il aurait fallu que tous les modèles calculent des concentrations aux mêmes points et aux mêmes instants.

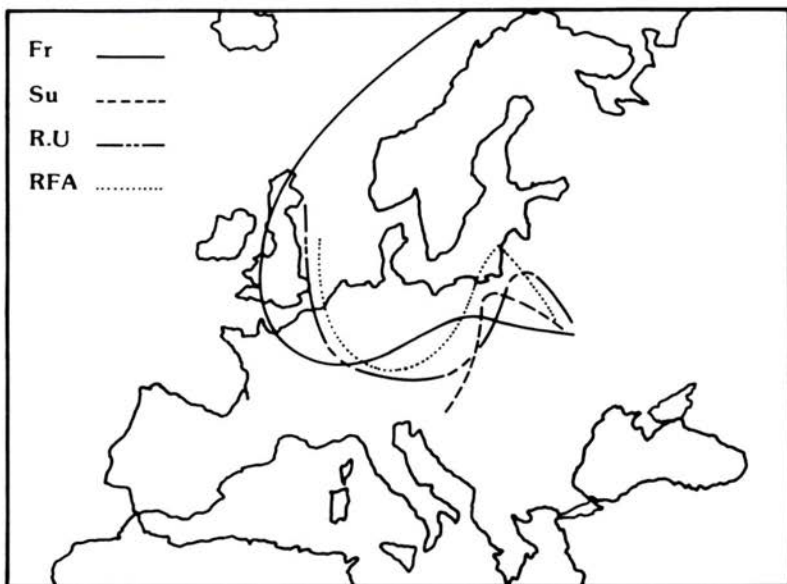


Fig. 1. - Trajectoires calculées à l'aide de différents modèles pour une émission le 27 avril à 0 heure.

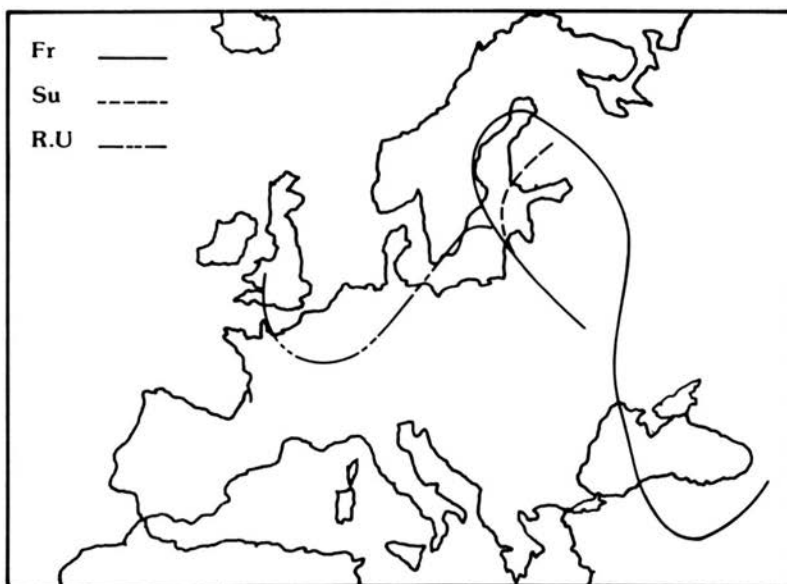


Fig. 2. - Trajectoires calculées à l'aide de différents modèles pour une émission le 26 avril à 12 heures.

Ceci relève d'un exercice d'intercomparaison qui sortirait du cadre de cette étude, et nous avons dû nous contenter d'une comparaison beaucoup plus sommaire: nous avons sélectionné 13 sites répartis sur l'ensemble de l'Europe, pour lesquels nous disposons de mesures systématiques, et nous avons vérifié que si les résultats de ces mesures étaient compatibles avec les trajectoires données par les modèles. La conclusion de ce travail est que tous les modèles ont un pourcentage de bons résultats compris entre 75 et 85 % ce qui, compte tenu de l'empirisme de la méthode suivie pour mener à bien cette comparaison, ne permet pas de conclure à la supériorité systématique d'un modèle sur les autres.

## 1.2. La diffusion

L'étude des différents modèles de diffusion à partir d'une même trajectoire a fait l'objet de nombreux travaux dans les différentes instances internationales [2-3]. Ces travaux ont montré que, à grande distance du point de rejet, les résultats ne diffèrent pas de plus d'un facteur 2, ce qui est tout à fait acceptable, compte tenu des autres sources d'incertitude.

## 1.3. L'évaluation des dépôts

Dans tous les modèles, le dépôt sec est évalué classiquement à l'aide de la vitesse de dépôt sec, tandis que le dépôt par la pluie nécessite l'introduction d'un coefficient de lavage (Royaume-Uni, Italie) ou d'une vitesse apparente de dépôt (France). Les paramètres permettant d'estimer les dépôts qui ont été utilisés sont donnés dans les tableaux I (dépôt sec) et II (coefficient de lavage). Ces tableaux font apparaître que, si les valeurs utilisées dans les modèles sont sensiblement conformes aux valeurs couramment utilisées, elles semblent généralement supérieures aux valeurs mesurées *in situ*.

TABLEAU I  
Vitesse de dépôt sec (cm.s<sup>-1</sup>)

	<sup>137</sup> Cs	<sup>131</sup> I
Grande-Bretagne	0,1	0,3
Danemark (valeurs mesurées en zone urbaine)	0,002	0,02 (I élémentaire) 0,01 (I total)
RFA valeurs utilisées	0,12	0,28
RFA valeurs mesurées	0,072	0,64 (I élémentaire) 0,27 (I gaz) 0,16 (I aérosols)
France	0,5	0,5

TABLEAU II  
Coefficient de lavage (identique pour l'iode et le césium)

Grande-Bretagne	5.10 <sup>-5</sup> J <sup>0,8</sup> s <sup>-1</sup>	(J: intensité de la pluie en mm.h <sup>-1</sup> )
Italie	10 <sup>-4</sup> J s <sup>-1</sup>	
France (vitesse apparente de dépôt)	5.10 <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	(pluviométrie de 10 mm)
	10 <sup>-2</sup>	( » 5 mm)
	5.10 <sup>-3</sup>	( » < 5 mm)



#### 1.4. Le calcul des doses

Les facteurs de dose permettant de relier les quantités ingérées ou inhalées aux équivalents de dose reçus sont définis dans la Publication 30 de la CIPR pour ce qui concerne les adultes [7]. Pour ce qui est des enfants, des divergences pouvant atteindre un facteur 10 (ingestion de césium par les nourrissons) ont été observées [8]. Il faut, toutefois, noter que ces incohérences ont été rapidement corrigées.

## 2. LES MESURES

La comparaison des mesures doit être menée avec beaucoup de prudence, car il ne suffit pas de comparer les résultats, mais il faut s'assurer de la cohérence des conditions expérimentales. Or, de ce point de vue, il existe de nombreux obstacles à la comparaison de mesures réalisées par des laboratoires différents:

#### Les techniques de prélèvement

L'influence de la technique de prélèvement peut être mise en évidence à l'aide de trois exemples:

*Le cas de l'herbe:* Frissel [6] a montré que l'activité massique d'un échantillon peut varier d'un facteur 5 selon que l'herbe est coupée à ras du sol, ou à 5 cm de la surface. Ce constat est également effectué par Dreicer et al [5]. En général, l'activité massique de la partie supérieure de l'herbe est supérieure à celle de la partie inférieure pour les prélèvements effectués avant le 20 mai; cette tendance s'inverse pour les prélèvements effectués ultérieurement. Les auteurs insistent, toutefois, sur l'importance de l'incertitude associée aux comptages (de l'ordre de 50 %).

*Le cas de l'iode dans l'air:* la connaissance de la composition physico-chimique des iodures rejetés ne suffit pas pour estimer cette composition aux points de prélèvement, celle-ci subissant des modifications durant le transfert. C'est pourquoi, lorsque la quantité d'iode organique n'a pas pu être mesurée, l'activité totale de l'iode a été estimée en multipliant l'activité de l'iode associé aux aérosols par un facteur qui varie selon les auteurs entre 3 et 5 [1,9].

*Le cas des sols:* l'épaisseur de la couche prélevée est un paramètre essentiel, notamment lorsqu'il s'agit de mesures effectuées juste après l'accident. Certains auteurs prélèvent des couches de 1 cm, tandis que d'autres intègrent la totalité de la contamination en prélevant une couche de 5 cm, les résultats étant indifféremment exprimés en  $\text{Bq.kg}^{-1}$  ou en  $\text{Bq.m}^{-2}$ .

#### La représentativité de l'échantillon

La quantité prélevée varie de façon considérable d'un laboratoire à l'autre (dans le cas de l'air, de quelques dizaines à quelques milliers de mètres cubes). Ce facteur est directement lié à la limite de détection. Dans le cas des produits alimentaires, il faut s'assurer que l'échantillon est représentatif de ce qui sera effectivement consommé: on a pu constater que des prélèvements de lait effectués dans des fermes voisines donnaient

des résultats très différents parce que les animaux n'étaient pas soumis au même régime de stabulation, mais aussi parce que les dépôts pouvaient varier très sensiblement en des points voisins [8].

### **Les conditions de stockage et de transport (cas de produits volatils)**

Ce paramètre n'est pas sans incidence sur le résultat de la mesure : par exemple, le transport en conteneur réfrigéré des échantillons permet une meilleure conservation des produits volatils tels que l'iode.

### **La préparation des échantillons**

La finalité de ces mesures étant l'évaluation des quantités ingérées, un certain nombre d'auteurs préfèrent effectuer les mesures sur des produits lavés, tandis que d'autres s'en tiennent à des mesures sur le produit brut ; il s'en suit des différences dans les résultats qui peuvent atteindre un facteur 10.

### **Les techniques de mesure**

La difficulté de l'interprétation des spectres obtenus est illustrée par le problème du neptunium 239. Ce radionucléide a, en effet, été identifié dans les prélèvements atmosphériques par plusieurs laboratoires (en France, en Suède, en Finlande notamment), alors que certains auteurs estiment qu'il s'agit, en fait, d'une confusion avec le tellure 132. Cette ambiguïté dont l'origine devrait être éclaircie, met en évidence la nécessité d'une banque de données de spectrométrie commune, applicable aux mesures effectuées dans l'environnement.

Ces divers points montrent que la comparaison des résultats des mesures effectuées par différents laboratoires n'est pas immédiate, et nécessite une connaissance approfondie des conditions expérimentales.

## **3. CONCLUSION**

L'accident de Tchernobyl a vu la mise en œuvre simultanée d'un grand nombre de modèles et a permis la comparaison des hypothèses et des valeurs des paramètres sous-jacents. A l'échelle qui nous intéresse (quelques milliers de kilomètres), le seul véritable problème est celui des trajectoires suivies par le polluant. A cet égard, les incertitudes liées au terme source ont une importance prépondérante. Il faut, toutefois, noter que les divergences que l'on peut observer, et qui peuvent être considérables pendant les périodes de marais barométrique<sup>1)</sup>, tendent à s'atténuer sous l'influence de la durée du rejet (une dizaine de jours dans notre cas).

Du point de vue des mesures, les exemples présentés montrent qu'il est nécessaire de rechercher une harmonisation dans différents domaines :

- au niveau des méthodes de prélèvement,
- au niveau des techniques de mesure,
- au niveau de la présentation des résultats.

---

(1) Marais barométrique : période pendant laquelle, sur une zone géographique donnée, les gradients de pression sont extrêmement faibles, d'où l'absence de champs de vents organisés.

Les organisations internationales concernées ont un rôle essentiel à jouer pour susciter la réflexion commune nécessaire pour parvenir à cette meilleure harmonisation.

### RÉFÉRENCES

- [1] A compendium of the measurements related to the Chernobyl nuclear accident. CEN/SCK, Mol, Rapport BLG-595, 1987.
- [2] AGENCE INTERNATIONALE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE (AIEA). Atmospheric dispersion models for application in relation to radionuclides releases. IAEA - TECDOC - 379, 1986.
- [3] ApSIMON H.M., GODDARD A.J.H. Atmospheric transport of radioisotopes and the assessment of population doses on an european scale. Commission des communautés européennes, Bruxelles, Rapport EUR-9128 EN, 1983.
- [4] DESPRES A. The Chernobyl accident; comparison of models used and of impacts of national or regional countermeasures. Workshop on the assessment of the radiological consequences of the Chernobyl accident, Bruxelles, 3-5 février 1987 (à paraître).
- [5] DREICER M., HELFE I.K., MILLER K.M. Measurements of Chernobyl fallout activity in grass and soil at Chester, New Jersey. In: A compendium of the Environmental measurements laboratory's research projects related to the Chernobyl nuclear accident. EML-460, 1986, 265-283.
- [6] FRISSEL M.J. Assessment of radiological consequences in the Netherlands resulting from the accident in Chernobyl. Workshop on the assessment of the radiological consequences of the Chernobyl accident, Bruxelles, 3-5 février 1987 (à paraître).
- [7] INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION (ICRP). Limits for intake of radionuclides by workers (ICRP Publication 30). Oxford: Pergamon press, 1979.
- [8] NIEDERER U. et al. Grundlagen zur Berechnung interner Dosen. In: "Radioactivitätsmessungen in der Schweiz nach Tchernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation", Berne, 20-22 octobre 1986. Berne: Bundesamt für Gesundheitswesen, 1987, 582-590.
- [9] SUÈDE. STATENSTRALSKYDDINSTITUT. Chernobyl - its impact on Sweden. Rapport SSI - 86 - 12, 1986.