

**Rapport sur les conséquences de l'accident de Tchernobyl en France**  
**Missions ministérielles du 25 février et du 6 août 2002**

**Rédigé par André Aurengo**

**18 avril 2006**

---

## **PLAN DU RAPPORT**

---

**Avant propos**

**Lettres de mission**

**Composition du groupe de travail**

**Résumé et synthèse**

**Les retombées de Tchernobyl sur le sol français**

- 1 - La contamination de l'air**
- 2 - Les dépôts de produits radioactifs sur le sol**
- 3 - Mesures contemporaines de l'accident et mesures tardives**
- 4 - Représentativité, sélection et recueil des données**
- 5 - Que peut-on attendre d'une carte des retombées de Tchernobyl ?**
- 6 - Mesures et cartes du SCPRI**
- 7 - Les carte 1997 de l'IPSN : Astral**
- 8 - L'atlas 1998 de la Commission européenne**
- 9 - La carte 2002 de l'IPSN : les retombées dans l'est de la France**
- 10 - La carte 2003 de l'IRSN : modèle pluie-dépôt sur la France**
- 11 - La carte 2005 de l'IRSN : un modèle jour par jour sur la France**
- 12 - Mesures et cartes de la CRIIRAD**

**Conclusions et perspectives**

**Annexes**

- Annexe 1 : le modèle pluie-dépôts utilisé par l'IRSN**
- Annexe 2 : contamination de l'air mesurée à l'est du méridien 4°**
- Annexe 3 : comparaison calcul global / calcul jour par jour**
- Annexe 4 : Comparaison modèle / mesure à l'est du méridien 4°**

**Références**

**Note biographique**

---

## AVANT PROPOS

---

En janvier 2002, l'Observatoire Régional de la Santé de Corse a organisé à Ajaccio une « Journée d'information scientifique sur les conséquences sanitaires de l'accident de Tchernobyl ». Une controverse s'éleva alors sur la validité de l'Atlas des dépôts de césium radioactif publié par la Commission Européenne en 1998.

Cette controverse opposait des représentants de l'OPRI<sup>1</sup> et de l'IPSN<sup>2</sup>, deux organismes dont la fusion était programmée quelques mois plus tard au sein de l'IRSN<sup>3</sup>. Le 25 février 2002, je fus chargé, par Mr Bernard Kouchner, Ministre de la santé et Mr Yves Cochet, Ministre de l'aménagement du territoire et de l'environnement d'une mission avec trois objectifs :

- rassembler les données existantes, notamment en complétant ou en actualisant celles qui avaient été utilisées dans le bilan réalisé en 1997, et apprécier leur cohérence ;
- examiner de façon critique les modèles permettant de reconstituer le niveau de contamination de l'ensemble du territoire en 1986 et s'assurer de leur validation par la comparaison avec des mesures ;
- se prononcer sur le mode d'utilisation de ces informations afin de reconstituer les doses et les risques correspondants pour la population française.

Un rapport de mission devait être remis dans les 6 mois.

Le groupe de travail, dont la composition est mentionnée ci-dessous, est constitué d'experts institutionnels, d'experts du mouvement associatif et d'un expert étranger, comme le demande la lettre de mission, ainsi que de représentants des médias. La constitution en a été toutefois longue et difficile, en particulier pour assurer une participation du milieu associatif. Puis, du fait du changement de gouvernement, il a fallu attendre que la mission soit confirmée le 2 août 2002, par Mme Roselyne Bachelot-Narquin, Ministre de l'écologie et du développement durable et Mr Jean-François Mattéi, Ministre de la Santé. La première réunion du groupe s'est tenue le 7 janvier 2003.

Le groupe n'a disposé que de très peu de moyens pour fonctionner, seul le remboursement des frais de déplacement pour les réunions étant prévu. Il s'est consacré d'abord aux deux premiers points de la mission, et il est apparu difficile de concilier les points de vue de deux équipes qui certes avaient fusionné entre-temps au sein de l'IRSN, mais dont les divergences étaient justement à l'origine de cette mission.

Le 6 mars 2003, les données collectées par l'OPRI et d'autres organismes, ainsi que l'Atlas européen de 1998 et les cartes Astral 1997 ont été présentées au groupe comme la position officielle de l'IRSN. A peine quelques semaines plus tard, à l'occasion du 17<sup>ème</sup> anniversaire de l'accident de Tchernobyl, d'autres membres du groupe, membres de l'IRSN, ont présenté aux médias une nouvelle carte obtenue avec le modèle IRSN 2003 que nous analysons dans ce rapport. A partir de ce moment, ce nouveau modèle est devenu la référence officielle de l'IRSN, et l'est restée depuis lors.

Interloqué par le contraste entre les résultats présentés début mars 03 et ceux diffusés à la presse par le même Institut, huit semaines plus tard, j'ai étudié ce dernier modèle ce qui m'a conduit à en contester le fond. Les discussions techniques nécessaires qui ont suivi et les très longs délais mis pour proposer des réponses à mes réserves, ont été source de lassitude pour les membres du groupe, plus intéressés, à juste titre, par l'analyse des éventuelles conséquences sanitaires que par la modélisation de la contamination des sols. C'est pourquoi, lors de notre dernière réunion, le 3 juin 2004, nous avons décidé de nous en tenir à une reprise du modèle de l'IRSN, sur la base d'améliorations possibles que je proposais pour en corriger les principales faiblesses, avec les auteurs du modèle et deux membres du groupe (Pr Alain Mallet et moi-même).

Ce travail a été conduit par l'IRSN en 2004 et 2005 et des réunions régulières ont permis de faire le point

---

<sup>1</sup> Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants, successeur du SCPRI, organisme de recherche et de contrôle en radioprotection.

<sup>2</sup> Institut de Protection et de Sécurité Nucléaire, organisme de recherche rattaché au CEA.

<sup>3</sup> Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire, organisme de recherche et d'expertise (les activités de contrôle étant dévolues à la Direction Générale de la Sécurité Nucléaire et de la Radioprotection ou DGSNR).

à chaque stade de son évolution. Cette étape a représenté un travail important, principalement pour la collecte et le choix des données disponibles et considérées par l'IRSN comme fiables sur l'ensemble du territoire. En outre, la mise au point d'une modélisation plus réaliste de la contamination de l'air, jour après jour, a été possible à partir de filtres aérosols conservés depuis l'accident et analysés en 2002, données que les auteurs du modèle de 2003 ignoraient lors de sa présentation en avril 2003, et dont ils n'ont eu connaissance que quelques semaines plus tard.

Ce travail a été présenté par Didier Champion (IRSN) au Congrès de la Société Française de Radioprotection qui s'est tenu à Nantes en juin 2005 ; il a fait l'objet d'un rapport dont j'ai reçu une version provisoire en août 2005 et définitive le mois suivant. Comme on le verra, cette nouvelle modélisation améliore, me semble-t-il, la version 2002-2003, mais elle révèle aussi des surprises que je ne soupçonnais pas, à savoir le caractère fluctuant (d'un jour à l'autre et d'une zone à l'autre du territoire) et les valeurs étonnantes (par rapport à celles trouvées par d'autres auteurs) d'un coefficient essentiel que tous ces modèles supposent invariable. Il s'agit du « coefficient de lessivage » par lequel on doit multiplier la contamination de l'air et la pluviométrie pour obtenir la radioactivité entraînée par la pluie sur le sol. Je considère toujours que cette modélisation a fait de réels progrès, mais elle ne peut pas être considérée comme aboutie tant que ces difficultés n'auront pas été prises en compte, si tant est qu'elles puissent l'être. Indépendamment des valeurs obtenues avec ces modèles, un autre point de discussion reste leur utilisation pour des estimations dosimétriques comme cela avait été présenté à Ajaccio en 2002.

Devant cette situation, les ministères à l'origine de cette mission ont demandé le 15 octobre 2005 que soit conduite une analyse de ces différents points de controverse par le Conseil Scientifique de l'IRSN. Celui-ci a rendu le 5 avril 2006 son avis qui présente de manière très complète l'ensemble des travaux de l'IRSN sur l'évaluation des conséquences de Tchernobyl et, avec des réserves, valide l'ensemble du travail de l'Institut sur ce sujet. Il indique également des pistes de progrès particulièrement importantes et pertinentes.

Les conséquences environnementales et sanitaires de l'accident de Tchernobyl sur le territoire français ont fait l'objet de nombreux rapports, mais elles restent, en France, un sujet de controverses alimentées depuis 20 ans par les informations les plus extrêmes, que ce soit pour les exagérer comme pour les minimiser.

Au fur et à mesure des investigations, il est apparu que la compréhension du dossier Tchernobyl passe d'abord par une clarification de l'ensemble des interprétations qui en ont été faites depuis 20 ans dans notre pays. C'est pourquoi j'ai porté toute mon attention sur l'analyse et le croisement des rapports successifs, pour en démêler les apports, mais aussi les faiblesses et mettre en évidence la surinterprétation qui a pu être faite de leurs résultats.

J'ai privilégié une approche « pédagogique », reportant les points techniques en annexe. Les contaminations alimentaires et les estimations dosimétriques ont été analysées dans le cadre des différentes approches cartographiques. Les conséquences sanitaires n'ont jamais été discutées dans le cadre du groupe de travail, c'est pourquoi je ne les ai pas abordées dans ce rapport.

Au terme de ce travail, je tiens à remercier les Ministres et leurs conseillers qui m'ont honoré de leur confiance, les membres du groupe de travail pour leur assiduité, leur intérêt, leur patience et la qualité des discussions que nous avons eues, l'IRSN pour sa forte participation, son soutien financier et son aide scientifique, et son Conseil Scientifique pour l'analyse qu'il a faite de ce dossier et l'intérêt de ses propositions pour l'avenir.

J'ai cité ci-dessous les noms des membres du groupe de travail pour les remercier des réunions que nous avons eues de 2002 à 2004, mais je précise que, compte tenu des délais qui m'étaient impartis, j'ai rédigé ce rapport seul, je l'ai transmis aux Ministres en mon nom propre, et j'en assume l'entière responsabilité.

---

## **LETTRES DE MISSION**

---

---

## COMPOSITION DU GROUPE DE TRAVAIL

---

Mme Laurence CHERIÉ-CHALLINE

Institut de Veille Sanitaire. Paris

Mme Sibylle CORBLET-AZNAR

Directrice de la publication de l'Association ACRO

Mme Dominique DARMENDRAIL

Service Environnements industriels et procédés

Bureau de Recherche en Géologie Minière. Orléans

Mme le Dr Marie-Hélène MONTAIGNE

Association Avicenne

Mme Françoise THIEBAULT

CSEG / Membre du Conseil National de la Consommation. Paris

Mr Bernard AUBERT

Service de Physique de l'Institut Gustave Roussy. Villejuif

Pr André AURENGO

Chef du Service de Médecine Nucléaire du GH Pitié-Salpêtrière. Paris

Mr Jean-Claude AUTRET

Président de l'Association ACRO

Mr Jean-Claude BARESCUT

IRSN. Fontenay-aux-Roses

Mr Jean-Charles CHATARD

Directeur de l'Agence de presse Corse TV

Mr. Didier CHAMPION

Directeur du département environnement. IRSN.

Mr Michel DEPROST

Journaliste.

Mr Didier DUBRANA

Journaliste.

Dr Patrick GOURMELON

IRSN. Fontenay-aux-Roses

Dr Jacques GUILLET

Chef du Service de Médecine Nucléaire du Centre Hospitalier d'Agen

Conseiller scientifique national de l'Association française de malades de la thyroïde

Mr Gerno LINDEN

IRSN. Le Vésinet

Pr Alain MALLET

Professeur de Biomathématiques

Faculté de Médecine Pitié-Salpêtrière. Paris

Mr Pierre MARX

Vice Président d'OrGéCo.

Représentant du Conseil National de la Consommation au Conseil Supérieur de l'Electricité

Mr Yves MISEREY<sup>4</sup>

Journaliste. Le Figaro.

---

<sup>4</sup> Après plusieurs réunions, Mr Miserey n'a pas souhaité prolonger sa participation au groupe de travail.

Pr Jacques ORGIAZZI  
Chef du Service d'endocrinologie. CH Lyon Sud

Mr Pierre-Jacques PROVOST  
Journaliste indépendant. Le Mans

Mr Daniel ROBEAU<sup>5</sup>  
IRSN. Fontenay-aux-Roses

Mr Umberto SANSONE  
Agenzia Nazionale per la Protezione dell' Ambiente (ANPA). Rome

Mr Bernard STRAUSS  
Directeur de la prévision. Météo France. Paris

---

<sup>5</sup> Ayant quitté l'IRSN, Mr Robeau a été remplacé par Mr Champion.

---

## RESUME ET SYNTHESE

---

Vingt ans après l'accident de Tchernobyl, dans quelle mesure est-il possible d'évaluer précisément ses retombées radioactives en France ? Le but de ce rapport a été d'examiner les nombreux rapports et tentatives de quantification de ces dépôts, accompagnés ou non d'estimations dosimétriques, et d'analyser leur apport et leurs faiblesses qui peuvent être d'ordre métrologique, méthodologique ou tenir à l'interprétation des résultats.

Ce travail peut être résumé en quelques points.

- 1 La contamination de l'air liée au passage du nuage de Tchernobyl sur la France en mai 86 est connue jour après jour, de manière approximative, par les mesures de la radioactivité totale de l'iode et du césium radioactifs conduites par le SCPRI et par des mesures de césium 137 effectuées en 2002 sur des filtres aérosols conservés depuis l'accident.
- 2 La contamination des sols est le cumul des retombées des essais nucléaires et de l'accident de Tchernobyl. Les dépôts radioactifs sur le sol ont résulté d'un dépôt sec (indépendant de la pluie) et d'un dépôt humide (par entraînement des aérosols radioactifs par la pluie) prépondérant quand la pluviométrie est significative. L'effet de la pluie est plus important pour le césium que pour l'iode. Les dépôts humides au sol augmentent proportionnellement à la pluie, mais pour l'herbe et les légumes-feuilles se produit un phénomène de saturation et il est impossible d'estimer la contamination de certains aliments (en particulier le lait et ses dérivés) en considérant uniquement la contamination des sols.
- 3 Pour la contamination des sols, les mesures contemporaines de l'accident sont peu nombreuses et donc de faible représentativité pour des dépôts aussi hétérogènes. Grâce à la mesure du césium 134 qui ne provient que de Tchernobyl, elles permettent de distinguer les retombées de cet accident de celles des essais nucléaires. A partir de dix à douze ans après l'accident, les mesures ne permettent plus cette distinction, le césium 134 ayant pratiquement disparu. Les mesures tardives dans les sols sont plus nombreuses que celles contemporaines de l'accident, mais elles sont d'une interprétation plus délicate en raison des remaniements des dépôts. Seules les mesures contemporaines de l'accident ont permis de quantifier les contaminations en iodes (131 et 132) dans les aliments pour lesquels les mesures ont été nombreuses<sup>6</sup>.
- 4 La représentativité (le nombre et la répartition des mesures sont-ils adaptés à la précision avec laquelle on veut connaître des dépôts aussi irréguliers ?) ainsi que la sélection des données (en quels points effectuer les prélèvements de sol ? quelles données retenir pour telle ou telle étude ?) sont des questions difficiles mais essentielles auxquelles aucune réponse convaincante n'a été apportée. A part celles données par le logiciel Astral, les cartes proposées ne semblent pas avoir fait l'objet d'objectifs clairs, conduisant à un protocole de sélection des lieux de prélèvement adapté au but poursuivi.
- 5 Les cartes publiées par le SCPRI en mai-juin 86 rapportent les retombées moyennes en césium 134 et 137 mesurées dans 80 prélèvements sol + couverture végétale. Ces prélèvements permettent de quantifier la part des retombées de Tchernobyl aux points de mesure. Leur nombre est très faible, ce qui pose le problème de leur représentativité, en particulier en PACA et en Corse. Les moyennes indiquées ne permettent pas d'estimer l'hétérogénéité des mesures.
- 6 L'IPSN a développé un logiciel, Astral, qui permet l'estimation de « retombées équivalentes<sup>7</sup> » à partir des nombreuses données recueillies sur les produits alimentaires. La carte des retombées équivalentes de <sup>137</sup>Cs et <sup>131</sup>I calculées par Astral, permet de définir de l'ouest à l'est, quatre zones de contamination et d'exposition croissantes. Cette cartographie ne peut pas être comparée avec la mesure directe des dépôts car elle est d'une autre nature et n'a pas les mêmes objectifs. En revanche, contrairement à une carte des vrais dépôts au sol, elle peut être utilisée pour estimer les

---

<sup>6</sup> Ceci est lié à la période des différents radioéléments. La moitié du césium 137 disparaît en 30 ans par transformation radioactive. Cette durée est de 2 ans pour le césium 134, 8 jours pour l'iode 131 et 2,4 heures pour l'iode 132.

<sup>7</sup> qui traduisent quelles auraient pu être les retombées pour expliquer les contaminations des aliments mesurées, en faisant des hypothèses que nous détaillons au §7.



doses reçues par la grande majorité de la population et sa validité a été confirmée par de nombreuses données comparables. Astral donne des valeurs moyennes et ne permet pas d'appréhender la variabilité locale des retombées. Cette variabilité est sans conséquence dosimétrique sur la majorité de la population qui consomme des produits alimentaires de provenances diverses, mais peut aboutir à des contaminations plus élevées pour des personnes vivant en autarcie. L'estimation, par Astral, des doses (efficace et à la thyroïde) pour les adultes et les enfants a été utilisée par l'InVS et l'IPSN<sup>8</sup> pour estimer les conséquences sanitaires de l'accident.

- 7 L'Atlas publié en 1998 par la Commission Européenne représente les dépôts totaux (essais nucléaires et Tchernobyl) mesurés sur toute l'Europe et la partie occidentale de l'ex-URSS. Pour la partie française, il a été établi à partir de 35 mesures faites au niveau des sols par le SCPRI, ce qui représente une couverture du territoire beaucoup plus pauvre que dans la plupart des autres pays d'Europe. Certaines données sont manifestement erronées, en particulier en Corse et en Alsace-Lorraine. En ce qui concerne la France, l'atlas européen doit être considéré comme indicatif, sans valeur quantitative locale robuste.
- 8 En 2002, l'IPSN a présenté un modèle fondé sur une relation linéaire entre la pluie et les dépôts dans le sol, observée sur des mesures conduites dans une « zone atelier » de la basse vallée du Rhône. Ce modèle a été étendu à l'est du méridien 4° puis, en 2003, à l'ensemble du territoire français. Ce modèle permet qualitativement de mieux appréhender la variabilité locale des dépôts mesurés dans le sol et de bien mettre en évidence les rôles respectifs de la contamination de l'air et de la pluviométrie. Ses principales faiblesses sont d'ordre quantitatif :
- les mesures de la contamination de l'air mesurées jour après jour sont très différentes de celles utilisées dans le modèle<sup>9</sup> ;
  - la modélisation utilise en chaque point la pluviométrie totale sur 5 jours multipliée par la concentration dans l'air et non un calcul jour après jour, ce qui conduit, selon les sites, à multiplier la pluie d'un jour par la contamination de l'air d'un autre jour ;
  - la confrontation des valeurs obtenues par le modèle à des données réelles<sup>10</sup> conduit les auteurs à mettre en cause la validité du modèle pour des pluies dépassant 40 mm ;
  - les retombées des essais nucléaires sont considérés comme uniformes à environ 1000 Bq/m<sup>2</sup> sur l'est de la France ; elles peuvent en réalité dépasser 5000 Bq/m<sup>2</sup>.

Ce modèle a été utilisé pour des estimations dosimétriques en Corse. Ces estimations reposent sur des hypothèses erronées et n'ont pas de validité. Cet avis converge avec celui du Conseil Scientifique de l'IRSN.

- 9 Un modèle alternatif a été mis en œuvre en 2004-2005 par l'IRSN. Ce modèle utilise une estimation raisonnablement robuste des retombées des essais nucléaires, une estimation de la contamination de l'air plus réaliste fondée sur des mesures quotidiennes de mai 86, un calcul des dépôts jour après jour et des données sur tout le territoire, ce qui représente des améliorations importantes par rapport au modèle précédent. Ce nouveau modèle a cependant été identifié à partir de mesures sélectionnées de manière très peu explicite, et qui ne sont pas représentatives du territoire<sup>11</sup>.
- Ce travail montre que le coefficient de lessivage<sup>12</sup> n'est pas une constante (hypothèse fondamentale de toutes ces modélisations) mais varie d'un jour à l'autre et d'une région à l'autre. Ses valeurs calculées sont nettement plus élevées que celles rapportées par la plupart des auteurs. On doit donc s'interroger sur la validité de cette modélisation et sur sa réelle valeur pour l'estimation quantitative des retombées de Tchernobyl.

---

<sup>8</sup> Institut de Veille Sanitaire et Institut de Protection et Sûreté Nucléaire. Rapport de 2001.

<sup>9</sup> Quand ils l'ont publié, les auteurs du modèle n'avaient pas connaissance des résultats de ces mesures.

<sup>10</sup> La surestimation par le modèle atteint un facteur 3,3 en Corse.

<sup>11</sup> La zone atelier, qui représente 1,5% du territoire, est surreprésentée avec 72 mesures sur 129 (56 %).

<sup>12</sup> Coefficient par lequel il faut multiplier la contamination de l'air et la pluviométrie pour obtenir le dépôt humide.

Nous ne disposons donc actuellement d'aucune carte qui donne des évaluations quantitatives fiables des retombées de l'accident de Tchernobyl sur les sols. Les cartes proposées pour ces dépôts donnent des ordres de grandeur des contaminations ; elles retrouvent toutes un gradient est-ouest conforme à l'origine de l'accident et confirment le rôle de la pluie. Mais leur valeur quantitative n'est qu'une approximation plus ou moins fiable dont la précision n'est pas connue.

Il ne faut cependant pas surestimer l'intérêt de ces cartes des retombées sur le sol et on doit rappeler qu'elles ne permettent pas d'estimer les doses d'irradiation, en particulier à la thyroïde, car la contamination des aliments n'augmente pas comme celle des sols. Au delà de 15 mm de pluie, certes la radioactivité dans le sol augmente, mais pas celle de l'herbe, des épinards et des autres légumes-feuilles qui sont saturés, ni celle du lait produit par les herbivores, qui représentent les principales source d'exposition, en particulier des enfants. Les retombées sur le sol conditionnent la contamination de certains végétaux (par absorption racinaire), et augmentent secondairement les dépôts sur les feuilles et l'herbe (par remise en suspension de ces dépôts) mais ces deux mécanismes ont des conséquences dosimétriques très faibles que les cartes ne permettraient d'ailleurs pas d'estimer avec la moindre précision ;

La question de ce qu'il faudrait faire n'est pas simple et ne relève pas du seul débat scientifique. Deux options sont en effet possibles.

La première serait d'essayer d'améliorer les cartes existantes. Plusieurs voies, non exclusives, sont envisageables :

- une amélioration des modèles existants pourrait être tentée. On ne pourra pas augmenter le nombre des mesures de 1986, mais le choix arbitraire des données utilisées pour le modèle de 2005, souligné par le Conseil Scientifique de l'IRSN, n'est pas une fatalité irréversible. De même, la variabilité du coefficient de lessivage pourrait être prise en compte par des techniques un peu plus élaborées ;
- le recueil de nouvelles données selon un protocole très rigoureux conforme à des objectifs clairs, que l'on s'en tienne à ces données pour établir une carte, ou qu'on les utilise pour une modélisation plus fidèle (dont la faisabilité n'est pas assurée) peut également être envisagé. Cela pose la question de la représentativité de données recueillies vingt ans après l'accident (mais celles de la zone atelier ont été obtenues après treize ans ou plus) et du coût qui serait très important et à mettre en balance avec l'intérêt objectif d'une cartographie précise, et avec sa faisabilité. En particulier, les phénomènes physiques qui ont conduit aux dépôts et à leurs remaniements sont d'une telle complexité que l'espoir d'en faire une modélisation ayant une valeur quantitative (à quelque échelle que ce soit) semble très mince.

La seconde serait d'en rester là, en considérant que les retombées dans le sol ont un impact dosimétrique très faible, et que les résultats d'Astral répondent aux questions vraiment importantes du point de vue de la santé publique, à savoir les doses à la grande majorité de la population. Les cas d'autarcie pour la consommation alimentaire sont très particuliers et locaux et une cartographie générale n'est probablement pas la meilleure manière de les aborder.

Le Conseil Scientifique de l'IRSN a recommandé la seconde option, arguant que *«Compte tenu de la faiblesse des données de 1986 et des incertitudes des modèles utilisés avec les données ultérieures, la reconstitution de la contamination due à l'accident de Tchernobyl, 20 ans après, a atteint ses limites»*. Cette option est peut-être la plus simple, mais c'est un constat d'échec bien peu satisfaisant, et ces « données ultérieures » pourraient être complétées en nombre, en qualité et en représentativité. Cela permettrait peut-être de « réduire l'incertitude des modèles ». Cela permettrait plus probablement, mais à un coût élevé, d'établir une carte plus fiable des retombées de Tchernobyl puisqu'on dispose d'une estimation raisonnablement robuste des retombées des essais nucléaires.

Le Conseil Scientifique propose de *« réaliser un état des lieux périodique de la contamination des sols en césium »*. Pour être utile, cet état des lieux devrait reposer sur un protocole rigoureux et sur des mesures assez denses. Pourquoi ne pourrait-il pas constituer la première étape d'une cartographie plus fiable des retombées de Tchernobyl ?

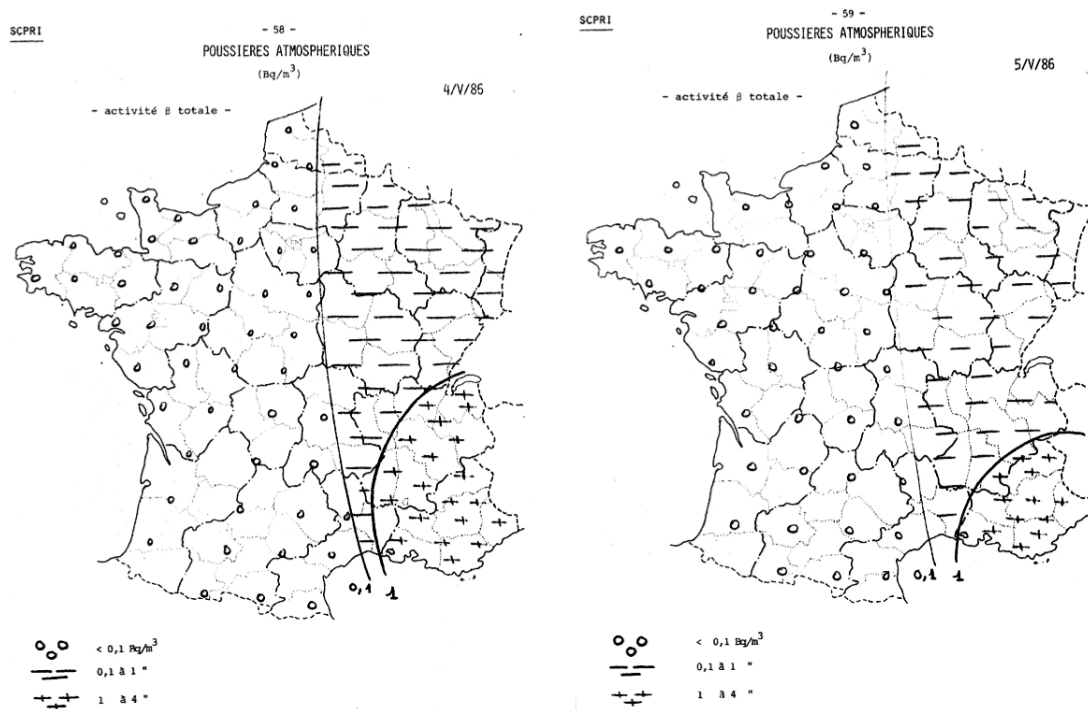
## LES RETOMBEES DE TCHERNOBYL SUR LE SOL FRANÇAIS

### 1 - La contamination de l'air

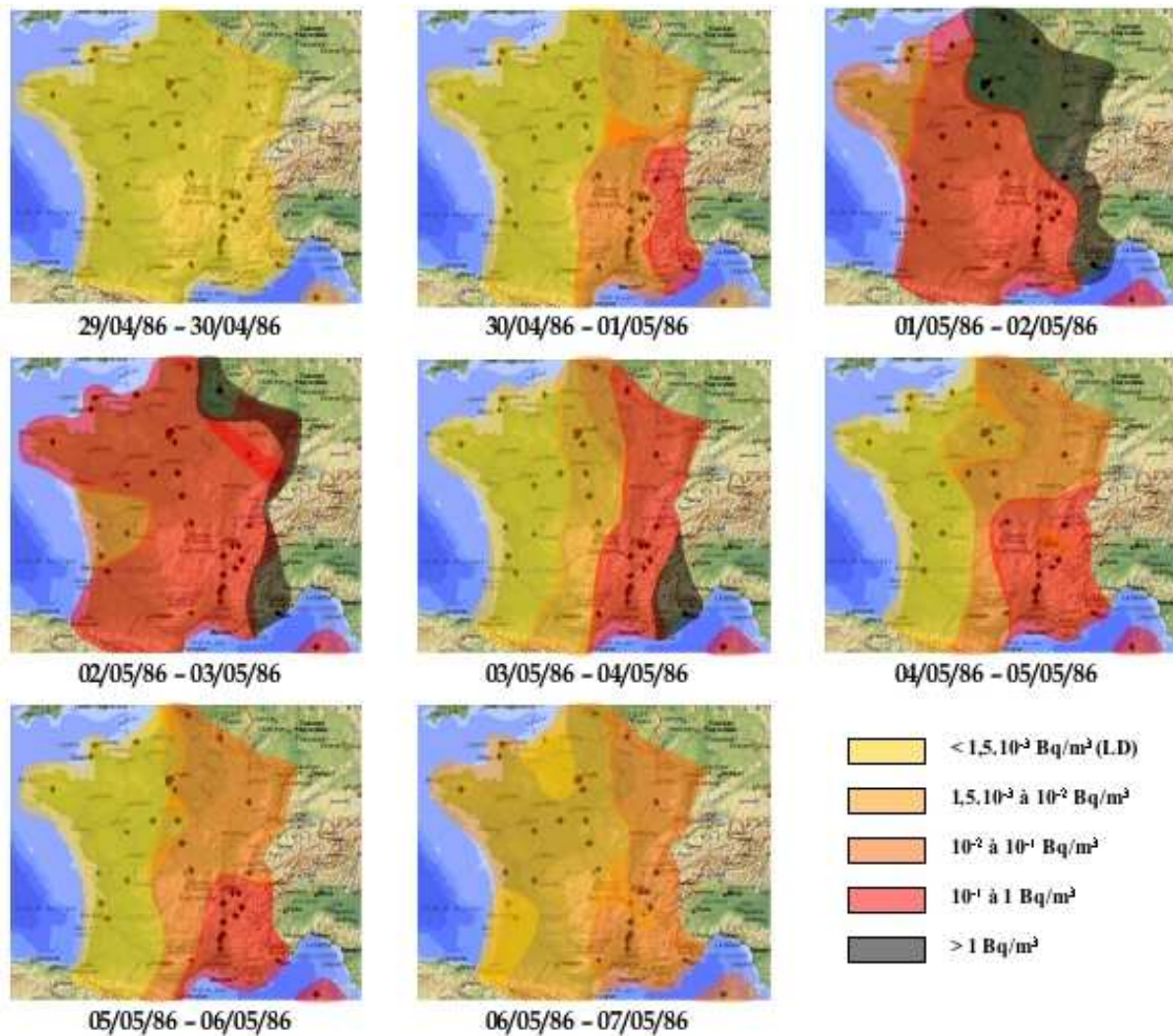
Poussés par les vents, les produits radioactifs du cœur de la centrale de Tchernobyl, libérés lors de l'explosion initiale puis emportés par l'incendie du graphite, ont survolé la France en deux vagues dont les trajets complexes ont été établis par de nombreuses mesures sur la contamination de l'air, conduites dans les pays qui nous en séparent, ainsi qu'en France où elles ont été à la base des décisions prises à l'époque.

En France, les caractéristiques de ce nuage sont connues par des mesures faites au niveau du sol au moyen de filtres aérosols, et nous disposons de trois jeux de données :

- des mesures de la radioactivité bêta totale (essentiellement constituée d'iode 131 et de césium 137), publiées par le SCPRI et présentées sous forme de cartes tracées « à la main » dont on trouve ci-dessous les exemples des 4 et 5 mai 1986 (la Corse fait l'objet de cartes particulières) ;



- des mesures de césium 137 effectuées en 2002 sur des filtres aérosols conservés par le SCPRI, puis l'OPRI et l'IRSN. Ces mesures ne concernent que 39 sites, répartis de manière inhomogène (figure 2) mais elles donnent la radioactivité jour après jour du 1<sup>er</sup> au 6 mai 1986 et constituent l'information la plus directe permettant de reconstituer l'évolution du passage du nuage sur la France. En dehors des points de mesure, la reconstitution par interpolation est peu précise, en particulier dans le sud-ouest où il n'y a pas eu de points de mesure (il s'agit de la zone où la contamination a été cependant la plus faible). Nous montrons ci-dessous, à titre indicatif, les cartes qui ont pu être dessinées (Mr Prieur – IRSN) à partir de ces données. Une carte des contaminations moyennes calculées par interpolation est montrée dans une autre partie du rapport.



- quelques mesures ponctuelles réalisées par d'autres organismes en différents points du territoire.

Toutes ces mesures ne nous renseignent que sur la contamination de l'air au niveau du sol. La répartition des différents radioéléments en fonction du lieu et du niveau dans la colonne d'air (qu'il serait important de connaître pour une modélisation précise) reste largement hypothétique.

## 2 - Les dépôts de produits radioactifs sur le sol

En 1986, les dépôts de Tchernobyl étaient constitués de deux groupes importants pour la contamination de l'environnement et des aliments : des isotopes du césium (césium 137 et césium 134) et des isotopes de l'iode (essentiellement iode 131 et iode 132, ce dernier provenant du tellure 132).

Ces isotopes radioactifs se sont déposés sur des sols déjà contaminés de manière hétérogène par les retombées des essais nucléaires à l'air libre. Faire la distinction entre les retombées de ces essais et celles de Tchernobyl est une des difficultés de ce dossier.

Schématiquement, les produits radioactifs se déposent par deux mécanismes :

- un *dépôt sec*, comme la poussière des maisons, dont l'importance varie selon la nature des sols (ils sont plus importants par exemple en forêt que dans les zones agricoles dépourvues d'arbres) ;
- un *dépôt humide* constitué d'aérosols (fines particules en suspension dans l'air) entraînés par la pluie. Ce dernier dépôt est d'autant plus abondant que la pluie est plus forte et que la colonne d'air qu'elle a traversée est plus contaminée. Il devient prépondérant pour le césium dès que la pluie est significative.

Les produits radioactifs ne se comportent pas de manière identique : la pluie augmente beaucoup les dépôts de césium (qui, dans l'air, est essentiellement sous forme d'aérosols) et proportionnellement moins ceux d'iode (qui est principalement sous forme dissoute).

La quantité de radioactivité rabattue par la pluie n'est pas une fonction simple entièrement déterminée par la radioactivité de l'air mesurée au niveau du sol et par la pluviométrie. Elle dépend aussi de la contamination de l'air en altitude, de la nature des précipitations (taille des gouttes ; brouillards humides) et des éventuelles zones contaminées que les nuages chargés d'humidité ont pu traverser avant de retomber en pluie sur le sol.

Il ne faut pas confondre les dépôts totaux qui se retrouvent dans les sols, et les dépôts qui contaminent certains produits alimentaires comme l'herbe (puis le lait) ou les « légumes-feuilles » (salades, épinards...). Quand la pluie augmente, les dépôts dans le sol augmentent d'une quantité proportionnelle, mais comme la pluie coule sur les végétaux et se répand au sol, à partir d'une pluviométrie d'environ 15 mm, les dépôts sur les végétaux n'augmentent plus<sup>13</sup>. Il en résulte qu'il est impossible d'estimer la contamination de certains aliments (en particulier le lait et ses dérivés) en considérant uniquement la contamination des sols.

De même, la contamination des sols par le césium ne permet pas d'estimer simplement celle des végétaux à travers leur système racinaire car le césium n'est pas totalement « biodisponible<sup>14</sup> ». La plus grande partie (avec des fluctuations importantes) est fixée sur les constituants du sol, principalement dans les particules d'argile, et ne peut donc pas être incorporée dans les plantes.

Ces considérations rendent hasardeuses les approches de modélisation qui devraient tenir compte de toutes ces particularités, prendre en compte les mesures disponibles après vérification de leur validité, et être validées par des méthodes statistiques appropriées.

### 3 - Mesures contemporaines de l'accident et mesures tardives

Une différence importante entre les retombées des essais nucléaires et celles de Tchernobyl est que seules les secondes contiennent du césium 134. En effet, le césium 134 n'est pas un produit de fission mais d'activation, qui se forme dans les réacteurs nucléaires mais pas dans une bombe atomique. Dans le nuage de Tchernobyl, le rapport de l'activité du césium 134 (période 2 ans) à celle du césium 137 (période 30 ans) était voisin de 0,55 comme cela a pu être mesuré dans les filtres aérosols et les précipitations recueillis lors de l'accident.

Pendant plusieurs années, il a été possible, sur des échantillons de sol, de distinguer les retombées de Tchernobyl de celles des essais nucléaires en faisant l'hypothèse que le rapport  $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$  des retombés de Tchernobyl était constant et uniforme égal à 0,5. Dix ans après l'accident, ces calculs étaient déjà difficiles car 97% du césium 134 avait disparu. Actuellement, le césium 134, réduit à 0,1% de sa valeur initiale, peut être mis en évidence au moyen de détecteurs très sensibles, mais il n'est pas mesurable avec une précision suffisante pour pouvoir distinguer ce qui revient à Tchernobyl et aux essais nucléaires.

Mais même en 1986 et dans les quelques années qui ont suivi, cette distinction était imprécise car les données recueillies dans la pluie, l'air au niveau du sol ou dans le lait (qui ne contenait pratiquement pas de césium avant l'accident) montrent que le rapport  $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$  n'a été ni constant, ni uniforme dans le nuage de Tchernobyl (peut-être du fait de la présence plus ou moins longue des éléments combustibles dans le réacteur ?). Ces variations dans le nuage constituent un facteur d'imprécision significatif de l'évaluation des retombées mesurées dans les sols.

Dix ou douze ans après l'accident, le césium 134 ne permettait plus de calculer directement la part de césium 137 due à Tchernobyl laquelle peut cependant être calculée, approximativement, par différence avec une estimation des retombées des essais nucléaires.

---

<sup>13</sup> Ce résultat est facile à comprendre avec une analogie : imaginons deux plantes identiques et deux grands arrosoirs remplis d'encre. Sur la première plante on verse la moitié d'un arrosoir et sur la seconde un arrosoir entier. Le sol autour de la seconde plante contiendra environ deux fois plus d'encre, mais la seconde plante sera souillée par à peu près la même quantité d'encre que la première. L'analyse des deux plantes ne permettra pas, à elle seule, de calculer combien d'encre il y a sur le sol autour de chaque plante.

<sup>14</sup> C'est à dire mobilisable et pouvant s'insérer dans la chaîne alimentaire.

D'après l'Atlas de la Commission Européenne [De Cort 98], ces retombées vont environ de 1000-1500 Bq/m<sup>2</sup> dans le sud-ouest à 1500-2000 Bq/m<sup>2</sup> dans le reste du territoire, mais il y a des variations locales importantes et ces dépôts peuvent dépasser 5000 Bq/m<sup>2</sup>. Sur les 9 sites de référence du SCPRI, les retombées des essais nucléaires mesurées en 85-86 allaient de 1100 ± 300 à 3200 ± 800 Bq/m<sup>2</sup>.

Comme plusieurs centaines d'essais nucléaires se sont succédé à peu près à toutes les saisons (du milieu des années 50 au début des années 60) et que le césium relâché, tout comme celui de Tchernobyl, a été entraîné vers le sol par la pluie, les retombées des essais sont approximativement proportionnelles à la pluviométrie moyenne. Ce facteur de proportionnalité a été estimé en Irlande [Mitchell 90] et une valeur très proche a été retrouvée en France [Renaud.04.C]. En un lieu donné, cette estimation est cependant assez imprécise et, localement, des écarts importants avec la valeur ainsi prédite peuvent être observés.

De même, l'iode 131 (période 8 jours) n'a pu être mesuré dans l'air, la pluie, les sols et les aliments qu'au moment de l'accident et pendant les quelques semaines qui ont suivi.

Il est *a priori* important de connaître la contamination en iode 132 ou tellure 132 dans le nuage et les aliments, car il a été avancé que les conséquences sanitaires de la contamination par les isotopes radioactifs de l'iode pouvaient en grande partie être dues à l'iode 132, qui donne des irradiations thyroïdiennes plus « brutales » (une même dose d'irradiation à la thyroïde est donnée 80 fois plus vite avec l'iode 132 qu'avec l'iode 131). Si cette distinction est importante en Ukraine et Belarus, elle a moins de pertinence en France où, les doses étant environ 100 fois plus faibles, les débits de doses le sont aussi.

Les mesures contemporaines de l'accident apportent des informations sur les retombées de l'accident qu'aucune mesure ou calcul ultérieurs ne sont susceptibles de remplacer, en particulier sur les contaminations de l'air (même si certaines n'ont été dépouillées que des années plus tard) et de l'eau de pluie.

En ce qui concerne la contamination des sols, les mesures immédiates minimisent les risques de modifications de la répartition des retombées par infiltration ou ruissellement. Ces mesures ne les suppriment pas totalement, le ruissellement précoce pouvant être important en cas de pluie abondante. Ce phénomène exige que les prélèvements soient faits sur un terrain plat qui ne reçoive pas le ruissellement de zones plus élevées. Ces mesures immédiates ont pu porter sur le <sup>134</sup>Cs et distinguer les retombées des essais nucléaires de celles de Tchernobyl. Nous verrons que les principales faiblesses de ces mesures précoces sont d'être en très faible nombre et le fait que leur représentativité n'ait pas été validée.

#### **4 - Représentativité, sélection et recueil des données**

Qu'il s'agisse de mesures précoces ou tardives, le problème de la représentativité et de la méthode de sélection et de recueil des données est essentiel.

La représentativité est liée aux variations des dépôts mesurés au sol, que ce soit pour des variations observées pour des distances faibles (quelques centaines de mètres) ou très faibles (quelques dizaines de mètres ou moins). Ces variations peuvent résulter de la pluviométrie (très changeante sur une faible distance pour certains types de pluie), de particularités de la végétation (dans les forêts, la contamination du sol est très grande à l'aplomb des feuilles périphériques où la pluie s'écoule) ou de phénomènes secondaires de ruissellement, infiltration, activités humaines (labours, moissons, élevage), et probablement encore d'autres phénomènes mal identifiés.

Pour tout prélèvement, l'analyse de cette variabilité est essentielle pour connaître la valeur informative de la mesure, ce qui nécessite de faire plusieurs prélèvements dans la même zone, selon une méthode d'échantillonnage rigoureuse (ces techniques d'échantillonnage sont bien connues en traitement du signal).

La méthode de sélection du lieu de prélèvement (où faire la mesure ?) est essentielle. Il faut un terrain où, *a priori*, le ruissellement a été faible (pour éviter qu'il n'ait emporté ou apporté de la radioactivité) et qui n'a pas été modifié par des activités humaines. Il faut ensuite, selon un protocole préétabli, faire un nombre de mesures déterminé à l'avance selon la précision que l'on attend de l'estimation. Il faut insister sur le fait que le choix du ou des lieux de prélèvement à partir d'un contrôle préalable (avec un compteur promené sur le terrain) peut conduire à une mesure biaisée, sans mettre en cause la bonne foi de

l'opérateur<sup>15</sup>.

On touche ici des biais de même nature que ceux qui, pour les essais thérapeutiques, nécessitent dans toute la mesure du possible un essai randomisé en double aveugle<sup>16</sup>, sans que cela constitue une suspicion quant à la bonne foi des médecins.

Enfin, se pose la question de la méthode de mesure.

- le SCPRI a utilisé des prélèvements de faible profondeur (5 à 20 cm selon les cas) d'une aire de 20 x 20 cm<sup>2</sup>. Ces prélèvements semblent avoir été faits au hasard, sans présélection avec un compteur (les préleveurs ne paraissent pas en avoir été dotés). Cette technique effectue un moyennage peu important et, comme les prélèvements ont été peu nombreux, leur représentativité n'est pas garantie ;
- l'IPSN puis l'IRSN ont travaillé sur des carottages de faible aire, mais de profondeur plus importante. Ces prélèvements ont l'avantage de permettre une analyse fine de la pénétration des radioéléments dans le sol, de leur mobilité, etc. Ils représentent une donnée ponctuelle, pratiquement sans moyennage et ils semblent avoir fait l'objet d'une « présélection » avec un compteur ;
- dans de nombreux pays européens, des cartes de contamination ont été établies à partir de mesures spectrométriques. Le spectromètre, mis en place au dessus du sol, est un instrument qui compte les photons émis par les corps radioactifs et détermine leur énergie ; on peut en déduire la contamination des sols élément par élément. Cette technique est plus simple à mettre en œuvre que les carottages ; elle a l'avantage que chaque mesure est la moyenne de la contamination sur une aire nettement plus grande que le carottage ; elle peut être couplée à un dispositif GPS qui localise le prélèvement à quelques mètres près. Elle a l'inconvénient de sous-estimer les dépôts profonds, qui sont en partie absorbés avant d'atteindre le détecteur.

## 5 - Que peut-on attendre d'une carte des retombées de Tchernobyl ?

Compte tenu de la grande hétérogénéité des retombées, qui a été décrite comme fractale [Raes 91], une carte représentant toutes les variations locales de la contamination des sols est un objectif inaccessible. En réalité, la qualité d'une carte des retombées de Tchernobyl dépend de ce qu'on en attend et de ce qu'on veut en faire.

Nous disposons actuellement pour la France de plusieurs types de cartes : à très grande échelle et reposant sur un petit nombre de mesures (cartes SCPRI, partie française de l'Atlas européen) ; cartes plus détaillées (CRIIRAD) ; carte des « dépôts équivalents<sup>17</sup> » fondées sur la contamination des aliments (modèle Astral 1997) ; cartes dérivées de modèles calculés à partir de données très localisées (IRSN 2003) ou recueillies sur l'ensemble du territoire (IRSN 2005).

Seule la carte des « dépôts équivalents » calculée avec le logiciel Astral en 1997 permet, avec des réserves que nous détaillerons, d'estimer les doses moyennes reçues par les populations, qu'il s'agisse des cartes relatives à l'iode 131 (doses à la thyroïde) ou au césium 137 (doses à tout l'organisme).

Les autres sont des tentatives de représenter les dépôts mesurables dans le sol, avec une précision et une

<sup>15</sup> On lit dans [Ajaccio 2002] la déclaration suivante de Mr Pourcelot (IPSN) qui a conduit une campagne de mesures en Corse : *Ces campagnes de prélèvement s'appuient sur une stratégie. Cette stratégie comporte quatre étapes importantes : - première étape, c'est l'utilisation des détecteurs. Un détecteur portatif de terrain est une sonde iodure de sodium qui nous permet de vérifier la présence de césium dans les sols. Ce n'est pas une étape quantitative, mais une étape qualitative qui n'a pas, à ce niveau de l'expertise, vocation de quantifier le dépôt mais juste de vérifier la présence de césium 137.* Ce protocole comporte un risque de biais majeur en privilégiant les mesures au niveau des points les plus contaminés.

<sup>16</sup> On traite le patient, au hasard, soit avec le médicament à l'essai, soit avec un placebo (ou un médicament concurrent) mais ni le patient, ni le médecin, ne savent de quel produit il s'agit. Toute autre procédure est susceptible de fausser l'étude.

<sup>17</sup> J'utilise le terme *dépôt équivalent* comme on parle de *dose équivalente*. C'est un dépôt théorique ayant certaines caractéristiques de référence (proportion donnée de la part de dépôt sec et de dépôt humide) qui aurait donné la même contamination des aliments que celle que l'on observe. Ce point est détaillé au § 7.

estimation des hétérogénéités locales plus ou moins fine, mais qui ne peut être parfaite et ne répond pas à un objectif précis dont le choix clair serait pourtant indispensable pour définir une stratégie de recueil des données adéquate : on n'élabore pas une carte d'état-major et une carte routière de la France de la même manière...

Un tel objectif pourrait être par exemple de donner pour chaque département la moyenne des dépôts et une estimation de leur variabilité, en sachant que localement, des années plus tard, les remaniements peuvent conduire à des contaminations des sols en césium 137 nettement différentes des dépôts initiaux, par concentration ou appauvrissement. Une telle carte pourrait donner une estimation des doses reçues par irradiation externe (c'est-à-dire par le césium du sol qui reste extérieur à l'organisme) qui est dans tous les cas très faible. Mais elle ne renseignerait pas de manière fiable sur les doses reçues en consommant des aliments contaminés par absorption racinaire (des champignons par exemple) ou par une chaîne alimentaire plus complexe (sanglier). Ces doses, très faibles, dépendent en effet de la contamination locale, de la nature des sols et de la végétation et ne peuvent être estimées qu'en analysant les aliments eux-mêmes.

## 6 - Mesures et cartes du SCPRI

En 1986, les mesures effectuées par le SCPRI depuis 1961 avaient pour objectif la surveillance des installations nucléaires françaises (en particulier d'EDF, du CEA, de la COGEMA et de l'ANDRA) et celle des retombées des essais nucléaires conduits à l'air libre.

Ces objectifs expliquent la répartition géographique des zones de mesure, la surveillance quasi inexistante du sud-ouest de la France qui ne comportait aucune installation nucléaire importante et le nombre globalement faible des mesures systématiques qui faisaient l'objet d'un rapport mensuel.

L'organisation de routine du SCPRI avait des objectifs différents de la gestion d'un accident comme celui de Tchernobyl. De ce fait, pendant les semaines qui ont suivi l'accident, l'activité du SCPRI a été considérablement renforcée dans trois directions :

- surveillance de la contamination bêta totale de l'air, jour après jour, ainsi que de l'eau de pluie ;
- augmentation très importante du nombre et de la fréquence de contrôles sur les produits alimentaires, et en particulier le lait, recueillis par le SCPRI, fournis par les services de la répression des fraudes ou d'autres organismes officiels ;
- augmentation plus modeste du nombre des contrôles effectués sur le sol, selon une procédure simplifiée (prélèvements sol + végétation).

Ce choix, rendu nécessaire par les moyens dont disposait le SCPRI, a clairement privilégié la surveillance des aliments (la plus importante pour la santé publique) et non les retombées au sol lesquelles ne représentent qu'une faible part de la dose totale délivrée aux populations et ne permettent pas de déterminer la contamination des aliments. Ceci explique le faible nombre de mesures qui ont pu être utilisées pour la constitution de l'Atlas Européen des retombées de césium 137, comme nous le verrons plus loin.

La presse a rapporté des éléments qui figureraient dans le rapport des experts nommés dans le cadre d'une procédure judiciaire engagée par des personnes atteintes de maladies thyroïdiennes. Selon ces articles, le SCPRI aurait effectué des mesures qui n'auraient été ni publiées ni remises aux autorités. N'ayant aucune information sur la réalité de ces mesures, leur nature ou leurs résultats, nous n'avons pas pu les prendre en considération dans le cadre de ce rapport.

### Cartes publiées par le SCPRI

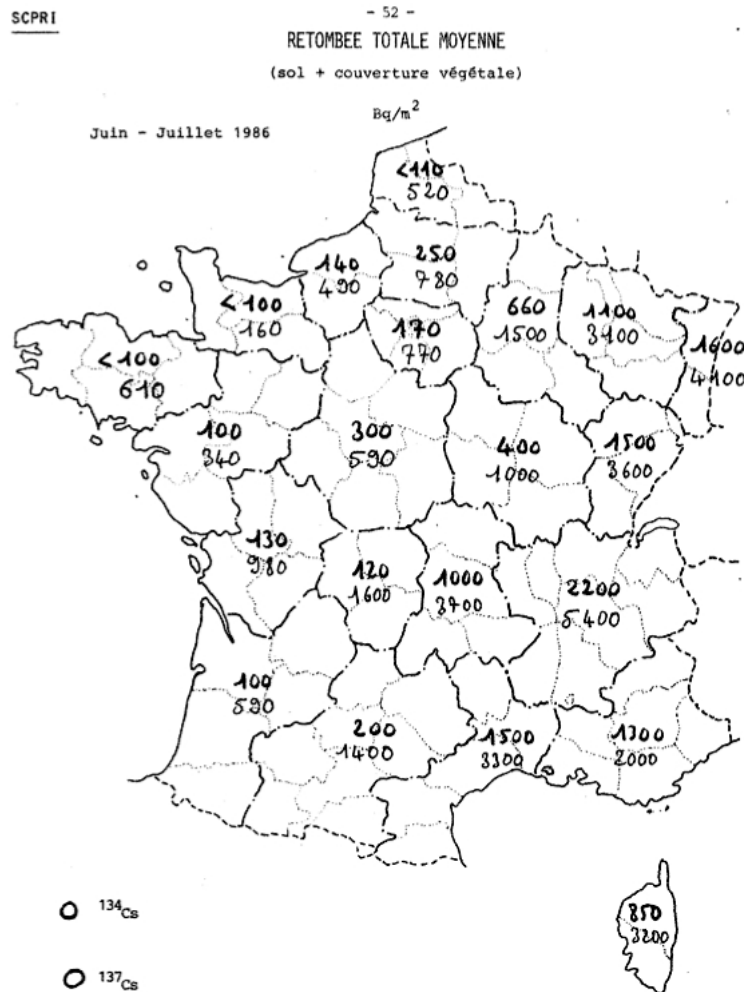
Le fascicule de mai-juin 1986 publié par le SCPRI (2<sup>ème</sup> partie : Résultats des contrôles spéciaux consécutifs à l'accident de Tchernobyl et cartes de la radioactivité par région) contient les résultats des contrôles spéciaux effectués sur les aliments ainsi que trois groupes de cartes :

- cartes des expositions naturelles moyennes et des expositions supplémentaires dues à l'accident ;
- cartes journalières de la radioactivité bêta totale mesurée dans l'air du 30 avril au 6 mai 1986 ;
- cartes de la contamination moyenne et maximale du lait en mai (1<sup>ère</sup> semaine, 2<sup>ème</sup> semaine,



deuxième quinzaine) et en juin ;

- carte des retombées moyennes en césium 134 et 137 mesurées dans les prélèvements sol + couverture végétale, qui nous intéresse dans ce chapitre ;



La carte des retombées moyennes par région en césium 134 et 137 mesurées dans les prélèvements sol + couverture végétale est reproduite ci-dessus. Les valeurs de césium 134 concernent exclusivement les retombées de Tchernobyl. Les valeurs de césium 137 présentées ne sont pas explicitées. Le titre de la carte pourrait laisser croire qu'il s'agit de valeurs estimées des retombées de Tchernobyl (qu'on ne peut pas mesurer directement, ces échantillons, sur une profondeur de 5 cm, contenant aussi du césium 137 provenant des essais nucléaires) ; mais il s'agit à l'évidence du césium 137 total mesuré, sinon la valeur estimée devrait être partout proche du double de celle du césium 134. On peut s'étonner des valeurs assez basses de césium 137 par rapport aux retombées des tirs nucléaires, mais l'épaisseur de 5 cm ne permet d'en collecter qu'une partie.

Cette carte présente les avantages suivants :

- mesures effectuées très peu de temps après l'accident, minimisant le risque de remaniements des sols ;
- mesure possible du césium 134 permettant d'estimer la part des retombées de Tchernobyl et celle des essais nucléaires ;

Elle présente les inconvénients suivants :

- le nombre des mesures est globalement très faible ;
- certaines données sont probablement erronées ou résultent de prélèvements non représentatifs :
  - o en PACA où la carte montre 1300 Bq/m<sup>2</sup> de césium 134 et 2000 Bq/m<sup>2</sup> de césium 137,

les mesures ultérieures montrant régulièrement des valeurs beaucoup plus élevées ;

- en Corse, où il y aurait eu des retombées de Tchernobyl d'environ 1700 Bq/m<sup>2</sup> de césium 137 (deux fois la valeur du césium 134). Il est possible que des prélèvements pratiqués dans les zones de l'île de très faible pluviosité aient donné des résultats aussi bas, mais cela ne reflète pas réellement la contamination qui a été le plus souvent nettement plus élevée, en particulier au sud-est de la Corse où les pluies ont été abondantes début mai 1986. En juin-juillet 1986e SCPRI rapporte trois mesures sol+végétation : en Haute Corse début juillet (5700 Bq/m<sup>2</sup>) ; à Ajaccio début juin (1400 Bq/m<sup>2</sup>) et début juillet (700 Bq/m<sup>2</sup>).

## 7 - Les carte 1997 de l'IPSN : Astral

Le faible nombre de données recueillies sur le sol lors de l'accident et l'objectif de conduire des estimations dosimétriques pour les populations a conduit l'IPSN à utiliser son logiciel Astral [Calmon 05] qui permet l'estimation de retombées « équivalentes » à partir des nombreuses données recueillies sur les produits alimentaires. Astral permet, dans un sens ou dans l'autre, de passer de l'activité surfacique à l'activité massique des sols et des productions agricoles et d'élevage et enfin aux doses reçues par la population.

Les cartes des retombées en césium 137 et en iode 131 publiées par l'IPSN dans son rapport de 1997 [Renaud.97] sont fondées sur l'utilisation par Astral des données disponibles présentées comme les plus fiables: concentrations en césium 137 et en iode 131 mesurées dans le lait, les légumes-feuilles, l'air et l'eau de pluie par différents organismes lors de l'accident.

Il faut tout d'abord insister sur le fait que ces cartes ne sont pas de vraies cartes des retombées au sens où on l'entend habituellement, mais des cartes de « dépôts équivalents » qui traduisent quelles auraient pu être les retombées pour expliquer les contaminations des aliments mesurées, en supposant que le dépôt entraîné par la pluie ait été en tout point et chaque jour égal à 80% du dépôt total (le reste étant le dépôt sec indépendant de la pluie) avec une pluviométrie supposée égale à 20 mm dans les deux tiers centre et ouest et à 10 mm dans le tiers central de la France. Cette hypothèse conduit évidemment à sous-estimer les dépôts dans le sol quand la pluviométrie a dépassé la valeur attribuée et à les surestimer dans le cas contraire, mais n'a pas d'influence sur les estimations de la contamination de l'herbe (donc du lait) et des légumes feuilles, et a un impact très faible sur les estimations dosimétriques.

Comme à partir d'une certaine pluviométrie les dépôts dans le sol augmentent sans que varie la contamination des végétaux (herbe, légumes-feuilles), il n'est pas possible de déduire les premiers de la seconde. Autrement dit, une même contamination des aliments peut correspondre à toute une gamme de dépôts dans le sol. On ne pourrait faire une estimation plus précise de ces dépôts au sol qu'en connaissant la pluviométrie là où les végétaux ont été recueillis, ce qui n'est pas le cas. D'autre part, la variabilité locale de la pluviométrie rend illusoire toute tentative d'affiner les résultats obtenus avec Astral en utilisant par exemple une pluviométrie moyenne à l'échelle d'un département.

Il en résulte que la comparaison entre les cartes données par Astral et celles résultant d'autres méthodes (en particulier des mesures directes des retombées dans le sol) n'est pas possible. Malheureusement, et c'est une source de confusion, les cartes Astral ont été présentées en 1997 comme des vraies retombées, ambiguïté renforcée par leur confrontation avec les mesures « sol + végétation » du SCPRI<sup>18</sup> ou avec certaines données moyennes de la CRIIRAD<sup>19</sup>, confrontation jugée d'ailleurs « cohérente » par les auteurs. Ce jugement, purement qualitatif, repose sur une réelle proximité des valeurs fournies par ces différentes techniques, au moins dans certaines zones<sup>20</sup> Concernant les autres mesures de la CRIIRAD, le

<sup>18</sup> La figure 5.5 montre que la carte relative aux activités surfaciques déposées de <sup>137</sup>Cs établie dans cette étude avec le logiciel ASTRAL est en bon accord avec la carte de dépôts établie par l'OPRI, sur la base de résultats de mesures d'échantillons de « sol + végétation » (IPSN-1997 p.78)

<sup>19</sup> Les estimations d'activités de surface proposées par la CRII-RAD concordent avec celles présentées dans cette étude, et soulignent également l'effet des précipitations. (IPSN-1997 p. 86)

<sup>20</sup> Cette proximité montre que dans ces zones, le rapport dépôt humide / dépôt total ne devait pas être très différent de 80%. Sur les 32 sites où ce rapport a pu être évalué à partir de mesures d'eau de pluie et de prélèvements « sol+végétation », il se situait en effet entre 66 et 88 %.

rapport 1997 explique l'origine possible de discordances, et n'exclut pas un biais de sélection des mesures<sup>21</sup>.

Ces remarques n'enlèvent rien à l'intérêt de cette modélisation qui, on doit le souligner, a été faite avec rigueur et représente un travail considérable (en particulier pour estimer les centaines de paramètres adaptés à un grand nombre de substances radioactives et à de nombreux types d'aliments). Ce modèle débouche sur une méthode pertinente d'estimation des doses reçues par les populations, selon leur régime alimentaire. La cartographie des dépôts équivalents de <sup>137</sup>Cs et <sup>131</sup>I sur les terres agricoles, calculés au moyen d'ASTRAL, permet de définir de l'ouest à l'est, quatre zones de contamination croissante.

Ces cartes présentent les avantages suivants :

- les résultats d'ASTRAL sont « cohérents » avec la cinétique de décroissance de contamination des aliments mesurée et avec 2200 mesures faites en 1986 sur les personnels du CEA, de la COGEMA et d'EDF, ce qui montre un accord satisfaisant compte tenu de la dispersion des résultats et de l'origine très variable des aliments consommés<sup>22</sup>.
- Les résultats d'ASTRAL ont pu être utilisés pour une estimation dosimétrique moyenne (dose efficace et dose à la thyroïde) pour les adultes et les enfants résidant dans chacune des quatre zones. Cette dosimétrie a été utilisée dans un rapport conjoint IPSN-InVS de 2001 sur l'estimation des conséquences sanitaires de l'accident.

Ces cartes présentent les inconvénients et limites suivants :

- Les calculs faits avec le modèle Astral ont utilisé les mesures de contamination des aliments par le SCPRI, mais n'ont pas pris en compte les échantillons pour lesquels aucune activité significative (notés AAS) n'avait été détectée. Cette sélection qui écarte les contaminations les plus faibles est la source d'un biais qui pourrait être atténué, en affectant par exemple à ces prélèvements une valeur égale au seuil de détection indiqué par le SCPRI ;
- aucune quantification statistique des performances du modèle n'a été entreprise<sup>23</sup> ;
- Astral donne des valeurs moyennes et ne permet pas d'appréhender leur variabilité locale. Cette variabilité est sans conséquence dosimétrique sur la majorité de la population qui consomme des produits alimentaires de provenances diverses, mais peut aboutir à des contaminations plus élevées pour des personnes vivant en autarcie quand la contamination des aliments a été supérieure à la moyenne ;
- la représentation cartographique montre les valeurs données par Astral mais ne donne aucune indication quant à la fiabilité (intervalle de confiance) de ces estimations. Cependant, compte tenu de la complexité du modèle Astral et du nombre important de paramètres physiques sur lequel il repose, le calcul d'intervalles de confiance serait certainement très difficile et peut-être impossible (par manque de données sur la variabilité de certains paramètres) ;
- le rapport [Renaud 97] souligne les limites des résultats présentés, qui tiennent essentiellement à la dispersion des mesures et aux hétérogénéités locales (cette dispersion ne devant pas être surestimée quand il s'agit de productions « moyennées » par le recueil, comme le lait de vache distribué par les coopératives). Des écarts d'un facteur 2 ou 3 sont observés, par exemple en Bourgogne (l'estimation du SCPRI est de 1000 Bq/m<sup>2</sup>, contre 1500-2000 pour Astral), ce qui est considéré comme une bonne concordance en radioécologie.

Le rapport [Renaud 97] recense de manière précise les données disponibles et il est important d'en reprendre quelques extraits qui montrent la fiabilité accordée à certaines mesures :

- les principales données exploitables sont les concentrations en <sup>137</sup>Cs et en <sup>131</sup>I mesurées dans le

<sup>21</sup> *La dispersion importante et des valeurs plus élevées peuvent s'expliquer par le fait que certains échantillons sont issus de surfaces agricoles et d'autres de surfaces boisées. Par ailleurs, le document d'origine indique que seules les valeurs les plus fortes mesurées sur un même site ont été retenues. (IPSN-1997 p. 86*

<sup>22</sup> *Les plages de mesures, délimitées par les valeurs minimales et maximales enregistrées sont « enveloppées » de manière satisfaisante par les valeurs théoriques moyennes estimées par les modèles... (IPSN-1997 p 128)*

<sup>23</sup> par exemple avec la part de variance des mesures expliquée par le modèle.

lait et les légumes-feuilles et les analyses réalisées sur l'air et l'eau de pluie<sup>24</sup> ;

- les mesures d'activité de l'air et l'eau de pluie sont utilisées pour estimer la contribution respective des dépôts secs et humides. A partir de cette estimation et des données de contamination des aliments, Astral calcule une estimation des retombées surfaciques sur les terres agricoles.<sup>25</sup> ;
- les échantillons de « sol + végétation » ont été utilisés pour valider ces estimations et étudier les hétérogénéités constatées<sup>26</sup>. Les 80 mesures « sol + végétation » sont utilisées pour valider l'approche cartographique retenue et elles sont en bon accord avec cette cartographie (rappelons nos réserves quant à cette comparaison directe).

En conclusion, moyennant quelques réserves, le logiciel Astral donne un outil dont les résultats sont globalement d'une bonne qualité et en cohérence avec l'ensemble des données comparables disponibles ainsi qu'avec les résultats obtenus par d'autres équipes nationales et internationales. Il s'agit de cartes des dépôts équivalents, dont la comparaison avec les dépôts réels dans les sols n'a pas de sens, mais, par construction, utilisables pour des calculs dosimétriques, ce qui n'est pas le cas des cartes voulant représenter les dépôts réels au sol.

## 8 - L'Atlas 1998 de la Commission Européenne

En 1998, la Commission Européenne a édité un atlas des retombées de césium 137 en Europe et sur la partie occidentale de l'ex-URSS [De Cort 98]. Cet atlas représente les dépôts totaux (essais nucléaires + Tchernobyl) dans les sols ; le problème de la distinction essais nucléaires / Tchernobyl ne se pose donc pas. Il a été établi à partir des données fournies par les autorités compétentes des différents pays, données obtenues avec des méthodes (carottages, recueil superficiel, spectrométrie, modèle pluie-dépôts au Royaume Uni) et des densités spatiales très différentes. Ces données ont été interpolées<sup>27</sup>.

Pour la partie française, il a été établi à partir de seulement 35 mesures faites au niveau des sols par le SCPRI. Ces 35 mesures étaient

- soit celles effectuées systématiquement sur les 9 « sites de référence » du SCPRI selon une technique standardisée et bien rodée ;
- soit sur des prélèvements « sol+végétation » sur une profondeur de 5 cm, décidés en urgence après l'accident et effectués dans les semaines qui l'ont suivi. Ces prélèvements ont été utilisés avec une technique moins élaborée que ceux des sites de référence (comptage de la radioactivité du sol de manière calibrée mais sans enlever les cailloux ; comptage séparé de l'herbe) avec donc une précision moins bonne. La profondeur de ces prélèvements a permis de recueillir la quasi-totalité des retombées de Tchernobyl, mais pas celle des essais nucléaires qui ont souvent migré à des profondeurs plus grandes.

Cet atlas présente plusieurs graves faiblesses:

- le nombre total de mesures est faible, avec une couverture du territoire beaucoup plus pauvre que dans la plupart des autres pays d'Europe (35 données / 544.000 km<sup>2</sup>, contre par exemple 1371 données / 366.000 km<sup>2</sup> en Allemagne) ;

<sup>24</sup> Il apparaît finalement que les principales données exploitables pour établir les conséquences radioécologiques et dosimétriques en France de l'accident de Tchernobyl sont les concentrations en <sup>137</sup>Cs et en <sup>131</sup>I mesurées dans le lait et les légumes-feuilles auxquelles s'ajoutent les résultats des analyses réalisées sur l'air et l'eau de pluie. Ces mesures ont été principalement effectuées par l'OPRI<sup>24</sup>, la DGCCRF et l'IPSN. Ponctuellement, elles sont complétées par des données provenant d'autres organismes, notamment la CRII-RAD. (IPSN-1997 p.59)

<sup>25</sup> Les mesures d'activité de l'air et de l'eau de pluie faites par l'OPRI, le CEA et l'IPSN disponibles sur certains sites, ont permis d'évaluer les contributions respectives des dépôts secs et humides à l'activité totale moyenne déposée pour de grandes zones. (IPSN-1997 p. 70).

<sup>26</sup> Les activités surfaciques moyennes ont été ensuite confrontées aux estimations établies sur la base de mesures d'échantillons de « sol + végétation » effectuées par l'OPRI sur l'ensemble du territoire et par la CRII-RAD sur une trentaine de départements situés dans l'est du pays. Il s'agissait d'une part de valider les activités surfaciques moyennes, et d'autre part d'étudier les hétérogénéités constatées, avec notamment la localisation des endroits les plus touchés par les retombées de Tchernobyl et l'explication des plus fortes valeurs observées. (IPSN-1997 p. 70)

<sup>27</sup> par pondération par l'inverse du carré de la distance, plus adaptée qu'une méthode de krigage [Dubois 01].

- certaines données sont manifestement erronées, en particulier en Corse et en Alsace-Lorraine. En Corse, les retombées moyennes totales sont estimées par l'atlas européen à seulement 0-1000 Bq/m<sup>2</sup> alors que des dépôts beaucoup plus importants y ont été régulièrement mesurés. La valeur de l'atlas est d'autant plus étonnante que le SCPRI avait fait 3 mesures sol+végétation rapportées en juin-juillet 1986 : en Haute Corse début juillet (5700 Bq/m<sup>2</sup>) ; à Ajaccio début juin (1400 Bq/m<sup>2</sup>) et début juillet (700 Bq/m<sup>2</sup>).

Pour ces raisons, l'Atlas Européen doit, en ce qui concerne la France, être considéré comme indicatif, sans valeur quantitative locale robuste.

## 9 - La carte 2002 de l'IPSN : les retombées dans l'est de la France

En janvier 2002, s'est tenue à Ajaccio une « journée d'information scientifique sur les conséquences sanitaires de l'accident de Tchernobyl » organisée par l'Observatoire Régional de la Santé. L'IPSN y a présenté un nouveau modèle fondé sur une relation entre la pluie et les dépôts, observée à partir de mesures conduites en 1999-2000 dans la basse vallée du Rhône<sup>28</sup>. Cette relation a été utilisée à l'est du méridien 4 degrés<sup>29</sup> et appliquée à la Corse pour estimer les retombées locales et en déduire des estimations dosimétriques. Un modèle analogue a servi à estimer les retombées de Tchernobyl au Royaume Uni<sup>30</sup>. La carte qui résulte de ce modèle montre des valeurs de contamination 2 à 4 fois plus élevées que celles fournies par Astral (§ 7).

### La relation pluie-dépôts

La relation pluie-dépôts sur laquelle est fondé ce modèle repose sur une constatation empirique : pour des sites proches, les dépôts de césium 137 mesurés dans le sol croissent de manière approximativement linéaire avec la pluviométrie. Cette constatation est liée au phénomène physique de lessivage : la pluie entraîne vers le sol les éléments radioactifs qui sont sous forme d'aérosols, ce qui est le cas de la plus grande partie des césiums 137 et 134 (mais pas de l'iode). Ainsi se constitue un *dépôt humide* approximativement proportionnel à la pluie et à la contamination de l'air qu'elle a traversée avant de toucher le sol. Le facteur de proportionnalité est appelé *coefficient de lessivage*.

Ce dépôt humide s'ajoute au *dépôt sec* qui se forme même en l'absence de pluie (comme se dépose la poussière dans les maisons), l'ensemble formant le dépôt total dû à Tchernobyl. Ce dépôt s'ajoute dans le sol aux retombées des essais nucléaires, plus ou moins importantes. Il peut ensuite être modifié selon le relief, les pluies, la nature du sol, la végétation et les activités humaines (par exemple labours ou moissons).

Un jeu de 137 échantillons de sol a été recueilli en 1999-2000 dans une « zone atelier » de la basse vallée du Rhône pour une mesure du césium 137. Ces données, dont l'activité a été recalculée à la date de l'accident en corrigeant la décroissance radioactive, ont été utilisées avec les valeurs de pluviométrie de Météo-France interpolées, pour établir une relation « pluie-dépôts » entre la pluviométrie pendant le passage du nuage de Tchernobyl et les dépôts de <sup>137</sup>Cs mesurés dans le sol.

La régression linéaire utilisée donne le résultat suivant [Renaud.03, Renaud.04.B, Renaud.04.D] :

$$\text{Dépôt total } ^{137}\text{Cs (Bq/m}^2\text{)} = 560 \times [\text{précipitations du 1}^{\text{er}} \text{ au 5 mai (mm)}] + 1984$$

Les auteurs interprètent logiquement le coefficient 560 comme le produit du coefficient de lessivage par la contamination moyenne de l'air traversé par la pluie. Comme 80% de la pluie dans cette zone est tombée le 3 et 4 mai, ils utilisent la contamination de l'air moyenne mesurée ces deux jours dans cette zone atelier : environ 0,65 à 0,75 Bq/m<sup>3</sup>. En divisant 560 par ces valeurs, ils estiment donc le coefficient de lessivage entre 750 et 860<sup>31</sup>. Dans la suite nous utiliserons la valeur moyenne de 800<sup>32</sup>.

<sup>28</sup> Renaud P, Pourcelot L, Métivier JM, Morello M. Mapping of <sup>137</sup>Cs deposition over eastern France 16 years after the Chernobyl accident. The Science of Total Environment 309 : 257-264 ; 2003.

<sup>29</sup> Approximativement le méridien de Reims.

<sup>30</sup> Clark MJ, Smith FB. Wet and dry deposition of Chernobyl releases. Nature 332, 245-249, 1988

<sup>31</sup> l'unité dans laquelle est exprimé le coefficient de lessivage est compliquée (Bq/m<sup>2</sup> par mm de pluie et par Bq/m<sup>3</sup> dans l'air) ; je l'ai omise dans la suite pour ne pas surcharger l'écriture.

Le résidu « 1984 » de la formule d'ajustement ci-dessus est interprété comme la somme du dépôt sec, estimé à environ 1000 Bq/m<sup>2</sup> par l'UNSCEAR [UNSCEAR 88] et des retombées des essais nucléaires qui ne sont pas estimées de manière indépendante mais simplement obtenues par différence : 1984 – 1000 = 984 Bq/m<sup>2</sup>. L'estimation des dépôts de Tchernobyl se résume à :

$$\text{Dépôt Tchernobyl } ^{137}\text{Cs (Bq/m}^2\text{)} = 560 \times [\text{précipitations du 1}^{\text{er}} \text{ au 5 mai (mm)}] + 1000$$

### **Extension à l'est du méridien 4°**

Pour le territoire français situé à l'est du méridien 4° (approximativement à l'est de Reims), les auteurs font ensuite, les hypothèses suivantes :

- la contamination de l'air était la même sur tout ce territoire (donc uniforme) et identique du 1<sup>er</sup> au 5 mai 1986, période de passage du nuage (donc constante), et du même ordre que dans la zone atelier les 3 et 4 mai (environ 0,7 Bq/m<sup>3</sup>) ;
- le coefficient de lessivage trouvé dans la zone atelier peut être utilisé en tout point de ce territoire.

En supposant ces hypothèses vérifiées, la relation ci-dessus (Dépôt Tchernobyl <sup>137</sup>Cs) permet d'établir, à partir de la simple pluviométrie cumulée du 1<sup>er</sup> au 5 mai, une carte des retombées de Tchernobyl à l'est du méridien 4°.

Ce modèle permet qualitativement de mieux appréhender la variabilité locale des dépôts mesurés dans le sol et de bien mettre en évidence les rôles respectifs de la contamination de l'air et de la pluviométrie.

Cette approche appelle des réserves quant à sa valeur quantitative, détaillées en Annexe 1. Les plus importantes sont les suivantes :

- les valeurs réelles de la contamination de l'air mesurées jour après jour<sup>33</sup> en 13 points de cette zone est de la France sont très différentes des valeurs utilisées dans le modèle<sup>34</sup>, parfois plus élevées et le plus souvent plus faibles (cf. Annexe 2). L'impact de cette approximation dépend de la pluviométrie du jour considéré ;
- la modélisation utilise en chaque point la pluviométrie globale sur 5 jours multipliée par la concentration dans l'air et non un calcul jour après jour, ce qui conduit, selon les sites, à multiplier la pluie d'un jour par la contamination d'un autre jour. Pour les sites où les données nécessaires étaient disponibles, cela conduit à une surestimation des dépôts dans un rapport de 1,5 à 6,6 ;
- la confrontation des valeurs obtenues par le modèle à des données réelles (voir Annexe 4) montre une surestimation par le modèle d'un facteur qui peut atteindre 3,3 en Corse, ce qui conduit les auteurs à mettre en cause la validité du modèle pour des pluies dépassant 40 mm ;
- les retombées des essais nucléaires, estimées à partir de la relation pluie-dépôts, sont considérés comme uniformes à 984 Bq/m<sup>2</sup> sur tout l'est de la France, alors qu'elles peuvent en réalité dépasser 5000 Bq/m<sup>2</sup>.

D'autres points moins importants sont discutés en Annexe 1.

### **Utilisation du modèle pluie-dépôts pour des estimations dosimétriques**

L'importance de ce paragraphe tient à deux raisons :

- les estimations dosimétriques sont au cœur de la polémique sur les éventuelles conséquences thyroïdiennes des retombées d'iode 131 en France, lors de l'accident de Tchernobyl. Dans ce débat, la position de l'IRSN, institut officiel d'expertise de la France, est essentielle ;

<sup>32</sup> Ce coefficient est utilisé de la manière suivante : par exemple, si la contamination de l'air est de 0,5 becquerel de césium par mètre cube d'air et la pluie de 10 mm, le « dépôt humide » dans le sol sera estimé par le modèle à 800 x 0,5 x 10 = 4000 becquerels par mètre carré.

<sup>33</sup> Ces mesures ont été effectuées en 2002 par l'OPRI sur des filtres aérosols conservés depuis 1986.

<sup>34</sup> quand ce modèle a été rendu public, en avril 2003, ses auteurs n'avaient pas connaissance des mesures de la contamination de l'air sur les filtres aérosols de l'OPRI ; ils n'en ont disposé que quelques semaines plus tard.

- il y a une discordance entre :
  - o la position officielle de l'Institut qui considère que le modèle pluie-dépôts IRSN-2003 ne peut pas être utilisé pour des estimations dosimétriques et que les seules estimations valables sont celles obtenues avec Astral et publiées en 1997, validées par un faisceau de données indépendantes et utilisées par l'IPSN et l'InVS pour évaluer les conséquences sanitaires de l'accident en France [Verger.00] ;
  - o l'utilisation du modèle pluie-dépôts pour des estimations dosimétriques présentées à la Conférence d'Ajaccio du 31 janvier 2002 [Ajaccio.02] ou encore la présentation du modèle 2002-2003 sur le site de l'IRSN ou du modèle 2005 au congrès de la SFRP à Nantes en 2005.

Il est donc nécessaire de discuter la validité scientifique de ces estimations.

La relation pluie-dépôts présentée ci-dessus conduit, pour la Corse, à distinguer trois zones de retombées croissantes en raison des différences dans le cumul des précipitations du 1<sup>er</sup> au 5 mai : A (nord), B (sud-ouest) et C (sud-est) [Ajaccio 2002 ; p. 32].

Cette présentation étend à l'iode les résultats obtenus pour le césium :

*De ces données émane une relation qui lie l'activité du césium 137 à la quantité de pluie. Ce qui signifie que, sur la France, à partir des données des stations Météo-France, il est possible d'évaluer l'activité du césium 137 et de l'iode 131 qui se sont déposés à l'époque. Voici les retombées principales de ce travail : c'est la cartographie des dépôts estimés en mai 1986 pour le césium 137 et l'iode 131. On passe du césium 137 à l'iode 131 en multipliant par 7,5. Et on voit ici que ce rapport est entaché d'une forte incertitude puisque ce rapport peut atteindre 10.*

Il ne s'agit ici que de l'iode déposé (et non pas présent en définitive dans les aliments consommés par les animaux ou les humains), mais cette extension du césium à l'iode est en contradiction avec des données radioécologiques bien connues. En effet [Clark 88, Smith 05], le césium dans le nuage de Tchernobyl était sous forme d'aérosols, ce qui explique son dépôt essentiellement sous forme humide entraîné par la pluie, en revanche l'iode est à 50-75 % sous forme gazeuse, et son dépôt sec est prépondérant.

Il en résulte que sur les zones de fortes pluies, les dépôts de césium sont proportionnellement plus grands que les dépôts d'iode et qu'il n'est pas licite de déduire l'un de l'autre par un rapport constant. Dans les zones de fortes pluies, Clark et Smith donnent un rapport iode/césium de 5/1 dans les dépôts herbe+sol.

On commet une erreur encore plus grande en postulant que la contamination de l'herbe par l'iode (essentielle pour estimer celle du lait) est proportionnelle aux dépôts de césium. Dans l'herbe ce rapport a des variations importantes mais est, en moyenne, de 18 dans les zones de pluies faibles ou nulles, de 3,8 dans les zones de pluies modérées et de 1,8 dans les zones de fortes pluies. Cette décroissance s'explique par le lavage de l'iode déposé par la pluie.

La relation pluie-dépôt a été utilisée dans un second temps [Ajaccio 2002 ; p. 35] pour estimer, à partir de la contamination des aliments (mesurée) et de la dose à la thyroïde d'un enfant (calculée) en Balagne (nord, zone A), la contamination alimentaire et la dose thyroïdienne possibles dans la région Ajaccio-Propriano (sud-ouest, Zone B) et la région d'Aléria (sud-est, zone C).

La contamination des aliments en Balagne est documentée par des mesures d'iode 131 dans le lait de chèvre et de brebis fin mai-début juin 86 (150 Bq/L). L'auteur déduit l'activité du lait début mai 86 en utilisant un modèle de décroissance radioactive de la contamination, puis il calcule que les retombées en <sup>131</sup>I devaient être de l'ordre de 35 000 Bq/m<sup>2</sup>. Ce résultat est en bon accord avec les cartes du rapport IPSN-1997 (30 000 à 60 000 Bq/m<sup>2</sup>).

La contamination dans les deux autres zones a été calculée<sup>35</sup>. D'après les résultats présentés, la

<sup>35</sup> *Le modèle radioécologique, testé précédemment en Balagne, permet alors, à partir du dépôt établi sur la base des précipitations, de reconstituer quelles pouvaient être les activités du lait de chèvre. On s'aperçoit alors que dans la région de Solenzara, des laits de chèvre ont pu présenter des teneurs en iode 131 supérieures à 20.000 Bq/l et qui ont pu peut-être atteindre 100.000 Bq/l... Avec une certaine incertitude figurée par la zone hachurée, on voit que le lait de vache a pu dépasser 1000 Bq/l en iode 131 dans la zone de Solenzara (CR journée d'Ajaccio p. 37).*

contamination du lait par l'iode 131 à Solenzara a été calculée par une règle de trois entre la contamination du lait mesurée puis extrapolée en Balagne et les dépôts d'iode 131, supposés proportionnels aux dépôts de césium 137, eux-mêmes calculés par la relation pluie-dépôt. L'auteur en déduit que la contamination du lait de Solenzara a pu dépasser 1 000 Bq/L.

Si c'est bien le cas, cette approche multiplie les approximations :

- les auteurs utilisent des estimations fondées sur le modèle pluie-dépôt du césium, alors qu'ils ont conclu [Renaud.03] qu'il n'était probablement pas adapté aux pluies supérieures à 40 mm. La pluviométrie était de 96 mm à Solenzara. L'inadaptation du modèle est confirmée par les auteurs eux-mêmes qui y ont mesuré en 2001 des dépôts moyens de 18 600 Bq/m<sup>2</sup>, alors que le modèle prévoyait des dépôts de 55 800 Bq/m<sup>2</sup> ;
- le rapport des contaminations de l'herbe par <sup>131</sup>I et <sup>137</sup>Cs n'est pas constant mais diminue avec la pluviométrie (donc avec les dépôts de Cs) ; ce rapport est pris égal à 7,5 alors qu'il devrait être proche de 2 dans la zone de Solenzara [Clark 1988] ;
- les auteurs ne tiennent pas compte de la saturation de la contamination de l'herbe pour des pluies dépassant environ 15 mm [Renaud.97 ; § 1.3 et Fig 2.5 page 27] ;

Ces résultats sont utilisés pour estimer les doses à la thyroïde. Pour un jeune garçon de Vallica dont l'activité en iode 131 a été mesurée à 45 Bq en juillet 1986, par anthropogammamétrie, un calcul conduit à une dose de 10 à 30 mSv à la thyroïde. À partir de ce cas, la même règle de proportionnalité conduit à une dose ≤ 150 mSv à la thyroïde, voire à des doses supérieures, pour un enfant hypothétique de Solenzara qui aurait eu le même régime.

Mes demandes de précisions quant à la méthode utilisée pour ce calcul de dose étant restées sans réponse, il m'est impossible de me prononcer sur la validité de ce calcul dosimétrique, faute de détails quant aux paramètres pertinents (taux de captage de l'iode ingéré, masse de la thyroïde, période effective de l'iode organifié dans la thyroïde) dont j'ignore s'ils ont été recueillis.

Compte tenu de toutes ces imprécisions, s'ajoutant à celles que nous avons montrées pour le modèle lui-même, l'estimation de la dose à la thyroïde pour une personne « équivalente » résidant dans la région de Solenzara n'a pas de validité. Cet avis converge avec celui du Conseil Scientifique de l'IRSN.

## 10 - La carte 2003 de l'IRSN : modèle pluie-dépôt sur la France

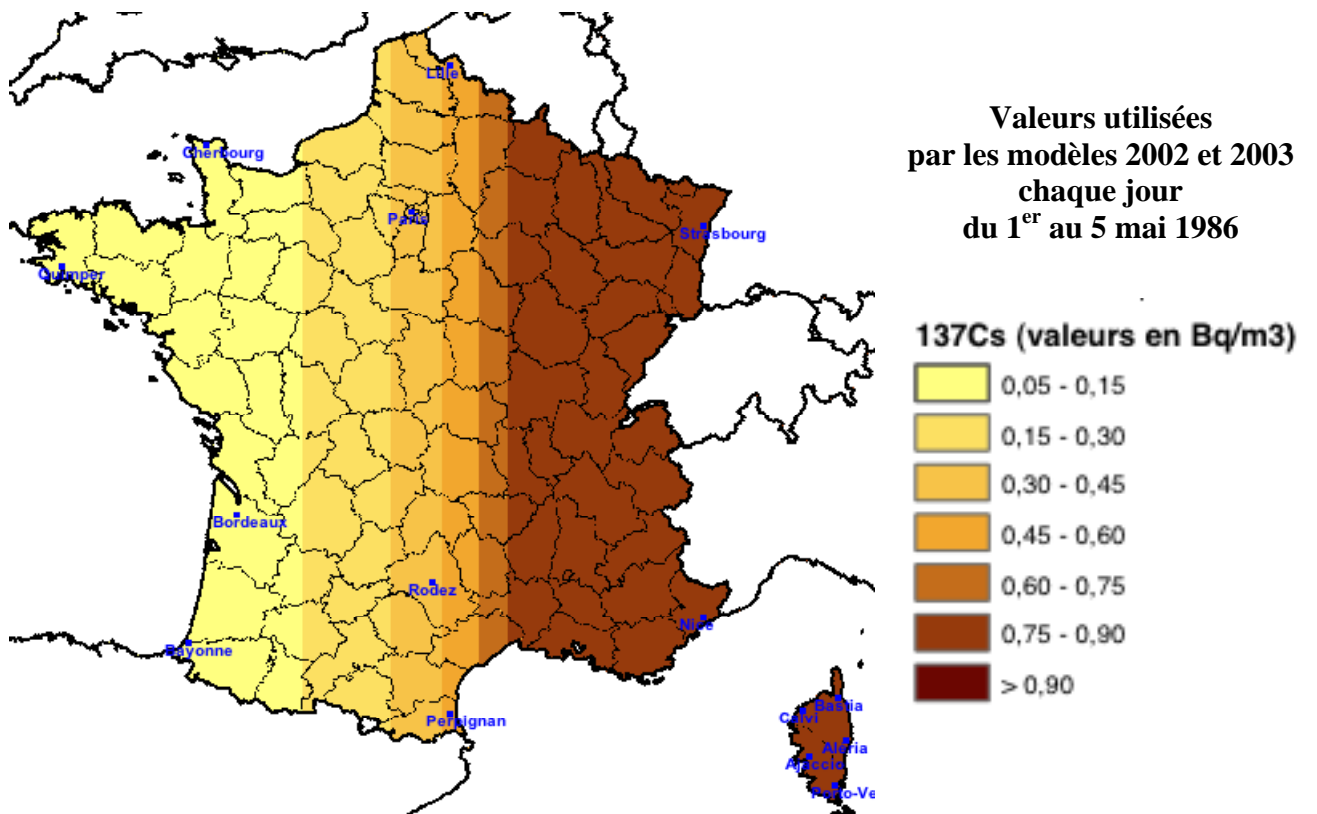
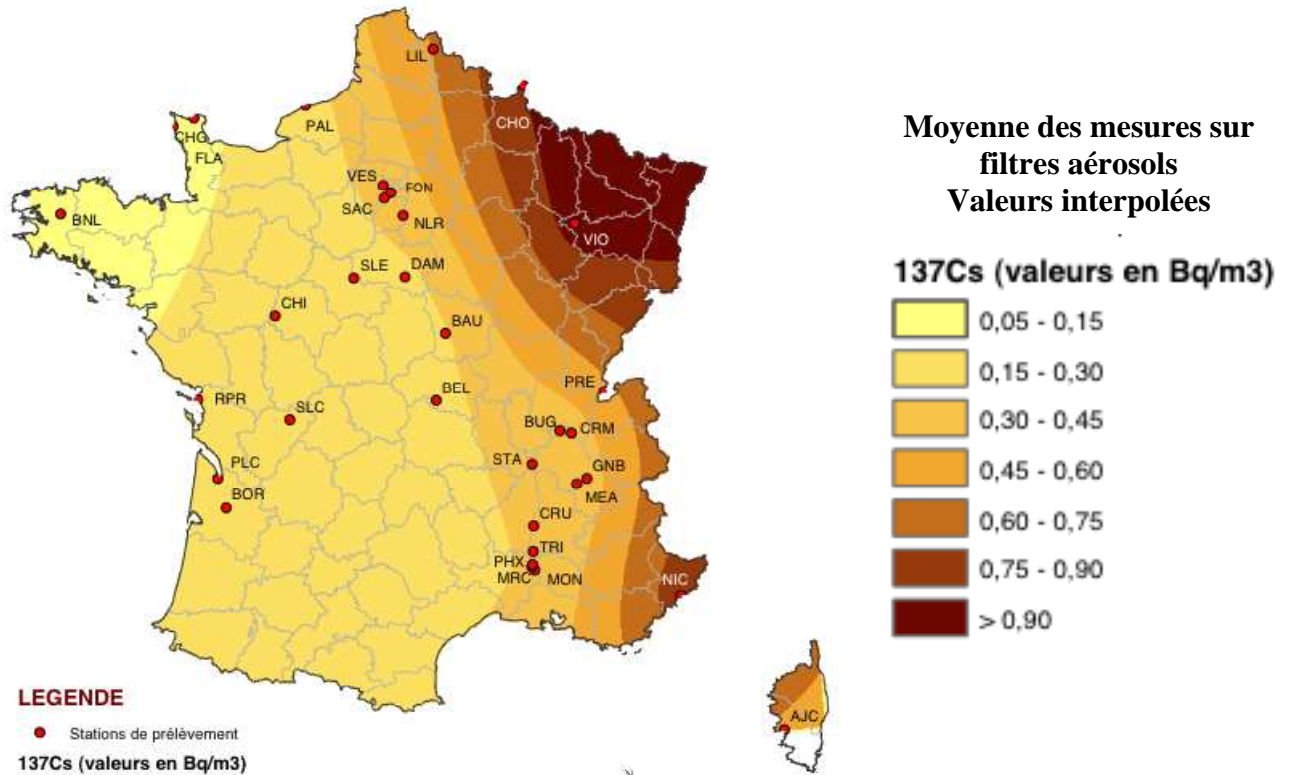
En 2003, le modèle IPSN utilisé dans l'est (§ 9) a été étendu à l'ensemble du territoire français [Renaud.04.A], en calculant par un modèle la concentration de l'air à l'ouest du méridien 4° et en juxtaposant la carte ainsi obtenue dans l'ouest à celle établie en 2002 dans l'est<sup>36</sup>. La carte complète qui en résulte sous-tend actuellement la position officielle de l'IRSN.

Comme en 2002, ce modèle permet qualitativement de mieux appréhender la variabilité locale des dépôts mesurés dans le sol et de bien mettre en évidence les rôles respectifs de la contamination de l'air et de la pluviométrie. Ses faiblesses sont d'ordre quantitatif :

- comme en 2002 dans l'est, la contamination de l'air à l'ouest de 4° a été supposée constante pendant les 5 jours du passage du nuage de Tchernobyl sur la France, du 1<sup>er</sup> au 5 mai 1986. Dans l'ouest, les écarts entre la contamination de l'air mesurée sur les filtres aérosols et la valeur calculée par le modèle sont encore plus importants que dans l'est comme le montrent les graphiques donnés en Annexe 1. L'hypothèse selon laquelle la contamination dans l'air ne dépendait que de la longitude est très éloignée de la réalité mesurée. Au §1, nous avons montré les dessins de la progression du nuage sur la France. Les figures ci-dessus permettent de comparer la contamination moyenne de l'air mesurée sur les filtres aérosols jour après jour, et la contamination utilisée par l'IRSN pour établir les cartes de 2002 et 2003 utilisant la relation pluie-dépôts ;

<sup>36</sup> Cette juxtaposition explique la forme très étonnante de la contamination de l'air utilisée pour ces calculs : constante à l'est du méridien de Reims, décroissante à l'ouest.





- le coefficient de lessivage utilisé dans l'ouest a été calculé à partir des seules données de la zone atelier de la basse vallée du Rhône. Les données recueillies en 2005 montrent ([Renaud 05] et § 11 de ce rapport) que dans l'ouest la relation pluie-dépôts n'est pas établie<sup>37</sup>. La variabilité du coefficient de lessivage selon la zone du territoire français considéré est un fait établi qui rend illusoire de déterminer ce coefficient à partir de mesures limitées à une petite zone du territoire. Si la « zone atelier » avait été choisie par exemple en Alsace, d'après les 59 données alsaciennes « présélectionnées » en 2005 (avant une sélection sur laquelle nous reviendrons), le coefficient de lessivage aurait été calculé à environ 415 et la carte de 2003 aurait eu des valeurs environ 2 fois plus faibles. Un modèle qui suppose que ce coefficient ne varie pas ne peut pas donner des résultats fiables.

Compte tenu des nombreux et importants écarts avec les mesures et du caractère erroné des hypothèses sur lesquelles elle repose, la carte proposée par l'IRSN en 2003 ne peut pas être considérée comme une représentation quantitative des retombées de Tchernobyl, ni dans l'ouest, ni dans l'est.

## 11 - La carte 2005 de l'IRSN : un modèle jour par jour sur la France

Un modèle alternatif a été mis en œuvre en 2004-2005 par l'IRSN [Renaud 05].

Ce modèle présente les améliorations suivantes :

- l'estimation de la contamination de l'air repose sur les mesures des filtres aérosols, jour après jour. Cette estimation n'est pas parfaite car on dispose de seulement 39 sites de mesure mal répartis, laissant des zones très mal couvertes, en particulier dans le sud-ouest. En revanche, la contamination est suivie jour par jour, et les zones de l'est de plus forte contamination sont assez bien couvertes. En Corse, on dispose de mesures à Ajaccio, tous les jours du 30/4/06 au 6/5/86, ce qui permet de mieux estimer les valeurs réelles dans l'île que de prendre la contamination moyenne de la zone atelier de la basse vallée du Rhône les 3 et 4 mai 86, comme avec le modèle de 2002.
- les retombées des essais nucléaires sont réellement prises en compte, avec la relation de Mitchell (voir § 3).
- Le calcul des dépôts est fait jour après jour et non globalement sur 5 jours, amélioration significative compte tenu du caractère très variable de la contamination de l'air et de la pluviométrie quotidiennes pendant cette période (*a contrario*, la méthode « globale » de 2002 et 2003 conduit souvent à multiplier la pluie d'un jour par la contamination de l'air d'un autre jour) ;
- Ce nouveau modèle a été identifié sur un jeu de données qui ne sont plus limitées à la zone atelier de la basse vallée du Rhône.

Plusieurs graves faiblesses doivent cependant être soulignées :

- ce modèle a été identifié avec des données dont le choix semble arbitraire :
  - o la présélection des données écarte presque toutes celles de 1986 qui étaient considérées comme les plus fiables dans le rapport IPSN-1997. Sur les très nombreuses mesures effectuées par le SCPRI (qui permettent grâce au <sup>134</sup>Cs de faire la part des retombées des essais nucléaires) seules les données des 9 stations de référence ont été retenues. Leur qualité est à présent considérée comme douteuse par l'IRSN : « *La consigne donnée aux personnes extérieures au SCPRI était de prélever sur une profondeur de 10 cm, mais il n'est pas possible de garantir l'application stricte de cette consigne* ». Les données mesurées sur la pluie et les 80 mesures sol + végétation (pourtant citées en 1997 comme éléments de validation des résultats du modèle Astral) ne sont pas mentionnées ;

<sup>37</sup> Sa pente, calculée sur le faible nombre (22) de données disponibles est négative.

- la sélection des 72 données parmi les 137 de la zone atelier semble arbitraire. Les données isolées n'ont pas été retenues au motif qu'elles ne permettaient pas de quantifier la variabilité locale, mais cette variabilité n'est pas utilisée. Cela fait passer le nombre de données de 237 (après la présélection évoquée) à 129 réparties sur 58 sites. Ce choix que des raisons techniques n'imposaient pas conduit à une sous-estimation de la variabilité des retombées et à une sous-représentation de certaines zones du territoire (par exemple aucun point en Corse).
- Le jeu de données utilisé n'est pas représentatif du territoire, du fait d'une surreprésentation massive de la zone atelier où on compte 72 mesures sur 129 (56 %) dans un territoire de 7800 km<sup>2</sup> (1,5% du territoire) :

La comparaison des résultats de cette nouvelle approche avec la carte précédente, de 2003, montre des valeurs notablement différentes pour les estimations ponctuelles (plus élevées ou plus basses) et, pour les moyennes départementales, un rapport de 0,5 à 3,5. Les valeurs ne sont pas statistiquement différentes, car le modèle de 2003 parfois surestime, parfois sous-estime les dépôts en ne tenant pas compte de la variabilité quotidienne de la contamination de l'air et de la pluviosité. Cela ne veut évidemment pas dire que les deux approches reviennent au même.

Cette étude a montré deux faits importants qui n'étaient pas apparents avec le modèle 2003 dont les données étaient limitées à la zone atelier :

- tout d'abord que le coefficient de lessivage n'est pas une constante (hypothèse fondamentale de toutes ces modélisations) : il varie d'un jour à l'autre, par exemple de  $929 \pm 117$  le 3 mai, à  $2034 \pm 332$  le 4 mai ; il varie également d'une région à l'autre, par exemple de  $951 \pm 85$  dans le nord-est à  $1572 \pm 139$  dans le sud-est. Cette variabilité tient probablement à de nombreux paramètres imparfaitement connus, changeants d'un jour à l'autre et d'un endroit à l'autre et qui influencent la quantité de dépôts au sol : hauteur et composition de la colonne d'air contaminée, variations locales rapides de la pluie, nature des précipitations, qualité des données recueillies sur le sol<sup>38</sup> ;
- D'autre part, ces différentes valeurs du coefficient de lessivage calculées à partir des données retenues, sont nettement plus élevées que celles qui ont été trouvées par la plupart des auteurs.
  - dans l'est de la France par l'IPSN et le SCPRI : 520 à 720 dans le sud-est de la France ; 640 à 710 dans le nord-est ;
  - à Paris par Thomas [Thomas 86] : 750 ;
  - au Royaume-Uni, dans Nature, par Clark [Clark.88] qui indique : *These data yield a value of  $590 \times 10^3$  for  $w_r$  in the case of  $^{137}\text{Cs}$ , and similar analyses at other locations where measurements were available [3 références] give an average close to 650.*

Cela pose à nouveau la question soit d'un biais dans la sélection des points où ces mesures ont été effectuées soit de variations en réalité très importantes du coefficient de lessivage, dont la valeur n'a qu'une portée locale. Le tableau ci-dessous montre le coefficient de lessivage (calculé jour par jour, après soustraction des dépôts des essais nucléaires estimés avec la relation de Mitchell) obtenu sur les 237 données présélectionnées (avant la sélection finale) regroupées par zones. Ce calcul (communiqué par l'IRSN, sauf dans l'ouest où je l'ai calculé) permet d'apprécier les variations du coefficient de lessivage.

Zone	Nombre de mesures présélectionnées	Coefficient de lessivage	R <sup>2</sup>
Vallée du Rhône	99	1086	76%
Vosges-Alsace	59	415	53%
Ouest de 4°	22	- 1457	33%
Haut-Var + Sisteron	21	1100	44%
Jura	13	1767	82%

<sup>38</sup> Cette variabilité pourrait être prise en compte avec un modèle plus élaboré, avec par exemple un coefficient de lessivage variable.

La valeur  $R^2$  représente la part de variabilité expliquée par la relation pluie dépôts, avec le coefficient de lessivage calculé zone par zone (qui donne dans chaque zone une part expliquée plus grande qu'un coefficient de lessivage global). La fiabilité du coefficient de lessivage (son intervalle de confiance) dépend du nombre de mesures. Elle est beaucoup plus faible à l'ouest, dans le Haut-Var et le Jura, par manque de données, que dans la vallée du Rhône et en Alsace+Vosges. Dans l'ouest, on ne trouve pas de relation pluie-dépôts interprétable.

Ces éléments conduisent à s'interroger sur la possibilité réelle d'estimer de manière fiable les retombées de Tchernobyl avec un modèle « pluie-dépôts », quels qu'en soient les raffinements et devrait conduire, au minimum à un modèle qui prenne en compte les variations spatiales du coefficient de lessivage.

## 12 - Mesures et cartes de la CRIIRAD

Le livre « Contaminations radioactives : atlas France et Europe » publié par la CRIIRAD et André Paris en 2002, représente le fruit d'un travail très lourd de collecte de données spectrométriques en de nombreux points du territoire français.

Le protocole des mesures spectrométriques est clairement décrit, ainsi que les comptages effectués en laboratoire sur 7 carottages de référence, comptages confrontés aux estimations spectrométriques. L'intérêt et les limites de l'approche spectrométrique sont également discutés.

Ayant été effectuées en 1999-2000, ces mesures spectrométriques ne permettent pas de distinguer les retombées de Tchernobyl de celles des essais nucléaires. Dans les comptages en laboratoire, le césium 134 était détectable sur 6 des 7 carottages mais difficile à quantifier avec précision. Les cartes fournies sont donc celles de retombées totales.

Quand nous les avons évoquées dans le groupe de travail, ces cartes ont suscité, des questions que nous aurions souhaité poser aux responsables de la CRIIRAD qui ont décliné notre invitation.

Je limiterai mes commentaires aux deux points suivants :

- les mesures conduites en laboratoire ont porté sur 17 carottages, les résultats de 7 seulement sont donnés et sont utilisés pour corréler les mesures spectrométriques de terrain et le comptages en laboratoire. Il serait intéressant de connaître les résultats des 10 autres. De même, on peut s'interroger sur l'influence de la nature des sols (qui conditionne en partie la migration du césium en profondeur) sur les résultats de la spectrométrie dont le rendement de détection décroît rapidement avec la profondeur des radioéléments ;
- on ne peut pas être assuré que « *l'analyse visuelle du site pour choisir un terrain approprié, puis vérification en préalable, au moyen du spectromètre portable, de la variabilité de la contamination en césium 137 sur le secteur, afin de sélectionner une parcelle présentant un bon niveau de conservation* » (p 58) n'introduit pas un biais. Cette question ne remet pas en cause la bonne foi de l'opérateur ; elle se pose pour toutes les techniques de mesure comportant une présélection des données. Dans de nombreux cas, seules des méthodes aléatoires, ou fondées sur un maillage régulier préétabli des sites de mesure peuvent assurer une estimation sans biais.

Je ferai enfin une remarque sur la discussion des pages 32 et 33, pour rappeler qu'on ne peut pas comparer les résultats fournis par Astral à des cartes des dépôts mesurés dans le sol et que les cartes de ces dépôts ne permettent pas de calculer l'impact dosimétrique des retombées.

---

## CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

---

L'ensemble des éléments détaillés dans ce rapport appelle plusieurs remarques.

La recherche scientifique nous a habitués à admettre que les méthodes et les résultats puissent évoluer, même si c'est souvent avec l'impression que la réalité se dérobe au fur et à mesure qu'on la traque. Le travail scientifique ne progresse qu'à condition d'être perpétuellement remis en question. Mais, la grandeur de la science, c'est surtout d'éviter trois écueils, à savoir : surinterpréter des résultats provisoires et incertains, les sacraliser sans accepter de les remettre en cause, continuer indéfiniment à explorer des voies stériles.

Dans ce cadre général, il me paraît parfaitement normal qu'en 2002, ignorant les résultats des mesures de la contamination de l'air faites par d'autres équipes sur les filtres aérosols, les auteurs du modèle que nous avons examiné aient fait « avec ce qu'ils avaient » et utilisé des hypothèses fortement simplificatrices. Ce qui est discutable, c'est la surinterprétation du résultat obtenu, présenté par la presse comme « enfin la vraie carte des retombées de Tchernobyl » et une certaine réticence à remettre en cause ce travail une fois ces données de contamination de l'air connues. C'est la même situation qui se reproduit aujourd'hui avec la mise en évidence des fluctuations du coefficient de lessivage dont on admettait le caractère invariable.

Ma seconde remarque sera une comparaison avec la recherche en médecine où il est bien connu que les études rétrospectives, fondées sur une sélection de dossiers sans critères clairs, ont une valeur informative incomparablement plus faible que des études prospectives planifiées à l'avance : nombre de patients nécessaires, critères d'inclusion et d'exclusion, protocole thérapeutique (si possible en double aveugle randomisé) et critères d'évaluation des résultats. Or, force est de constater que pas une seule carte des retombées de Tchernobyl n'a été fondée sur des mesures planifiées pour répondre à un objectif clair, en formulant des hypothèses explicites soumises à une validation expérimentale rigoureuse, selon la méthode de Claude Bernard. J'en citerai deux exemples :

- il est clair qu'un objectif préétabli de cartographie nationale des retombées moyennes de l'accident devrait reposer sur une analyse préalable de la variabilité des mesures (de leur spectre au sens du traitement du signal), sur un objectif de précision de cette estimation (par exemple moyenne départementale) d'où découlerait un plan de mesure de la contamination des sols adapté au but poursuivi. Une telle démarche a été mise en œuvre avec succès en Belgique. Il est évident qu'en France elle n'aurait pas abouti à la répartition des données utilisées pour identifier le modèle 2005, où 72 mesures sur 129 concernent 1,5% du territoire ;
- le caractère invariable du coefficient de lessivage est une hypothèse très forte de ces modèles et il n'était nullement déraisonnable de la faire. Mais elle est manifestement démentie par les mesures, et on ne peut pas ne pas en tenir compte.

*A contrario*, on peut dire que la démarche qui a conduit à la carte des dépôts équivalents donnée par Astral obéissait à un objectif clair d'estimation des contaminations alimentaires et des doses. La question du protocole de recueil des données ne se posait pas, seules des données rétrospectives pouvant être utilisées dans ce cas. Le choix d'écarter les échantillons où aucune activité significative n'avait été détectée était clair, assumé, systématique (même si il introduit un biais qu'il serait utile de quantifier et, le cas échéant, de corriger).

Ma troisième remarque concerne les mesures dans les sols. Le choix des sites de mesure a retenu des sols plans, « sélectionnés pour la bonne conservation apparente de la contamination [CRIIRAD 02, p 66] » mais (et cette remarque est également vraie pour la zone atelier) selon des critères subjectifs ou en tout cas non explicités. Il en est de même du nombre de mesures sur chaque site, du point précis où elles ont été faites et de la présélection avec un compteur. Cette présélection comporte un risque de biais aussi important que le choix délibéré que ferait un médecin de donner soit le médicament testé soit le placebo en fonction de l'examen du patient, au cours d'un essai thérapeutique. Cette remarque n'est pas une mise en cause de la bonne foi des opérateurs ; elle relève des précautions méthodologiques habituelles.

Nous ne disposons donc actuellement d'aucune carte qui donne des évaluations quantitatives fiables des retombées de l'accident de Tchernobyl sur les sols. Les cartes proposées pour ces dépôts donnent des

ordres de grandeur des contaminations ; elles retrouvent toutes un gradient est-ouest conforme à l'origine de l'accident et confirment le rôle de la pluie. Mais leur valeur quantitative n'est qu'une approximation plus ou moins fiable dont la précision n'est pas connue.

Il ne faut cependant pas surestimer l'intérêt de ces cartes des retombées sur le sol et on doit rappeler qu'elles ne permettent pas d'estimer les doses d'irradiation, en particulier à la thyroïde, car la contamination des aliments n'augmente pas comme celle des sols. Au delà de 15 mm de pluie, certes la radioactivité dans le sol augmente, mais pas celle de l'herbe, des épinards et des autres légumes-feuilles, ni celle du lait produit par les herbivores, qui représentent les principales source d'exposition, en particulier des enfants. Les retombées sur le sol conditionnent la contamination de certains végétaux (par absorption racinaire), et augmentent secondairement les dépôts sur les feuilles et l'herbe (par remise en suspension de ces dépôts) mais ces deux mécanismes ont des conséquences dosimétriques très faibles que les cartes ne permettraient d'ailleurs pas d'estimer avec la moindre précision ;

La question de ce qu'il faudrait faire n'est pas simple et ne relève pas du seul débat scientifique. Deux options sont en effet possibles.

La première serait d'essayer d'améliorer les cartes existantes. Plusieurs voies, non exclusives, sont envisageables :

- une amélioration des modèles existants n'est pas impossible *a priori*. Certes, on ne pourra pas augmenter le nombre des mesures de 1986, mais les modèles pluie-dépôts ne les utilisent pratiquement pas. Le choix arbitraire des données utilisées pour le modèle de 2005, souligné par le Conseil Scientifique de l'IRSN, n'est pas une fatalité irréversible et j'ai peine à croire que, en dehors de la zone atelier, on ne dispose sur le sol français que de 57 mesures utilisables, précoces ou tardives. De même, la variabilité du coefficient de lessivage pourrait être prise en compte par des techniques un peu plus élaborées. J'ignore si le résultat serait probant (on peut calculer l'adaptation d'un modèle aux données) mais je ne vois pas de bonne raison de ne pas essayer ;
- le recueil de nouvelles données selon un protocole très rigoureux conforme à des objectifs clairs, que l'on s'en tienne à ces données pour établir une carte, ou qu'on les utilise pour une modélisation plus fidèle (dont la faisabilité n'est pas assurée) peut également être envisagé. Cela pose deux questions:
  - o la représentativité de données recueillies vingt ans après l'accident (mais celles de la zone atelier ont été obtenues après treize ans ou plus) ;
  - o le coût qui serait très important et à mettre en balance avec l'intérêt objectif d'une cartographie précise et avec sa faisabilité. En particulier, les phénomènes physiques qui ont conduit aux dépôts et à leurs remaniements sont d'une telle complexité que l'espoir d'en faire une modélisation ayant une valeur quantitative (à quelque échelle que ce soit) semble très mince.

La seconde serait d'en rester là, en considérant que les retombées dans le sol ont un impact dosimétrique très faible, et que les résultats d'Astral répondent aux questions vraiment importantes du point de vue de la santé publique, à savoir les doses à la grande majorité de la population. Les cas d'autarcie pour la consommation alimentaire sont très particuliers et locaux et une cartographie générale n'est probablement pas la meilleure manière de les aborder.

Dans son avis d'avril 2006, le Conseil Scientifique de l'IRSN a recommandé la seconde option, arguant que «Compte tenu de la faiblesse des données de 1986 et des incertitudes des modèles utilisés avec les données ultérieures, la reconstitution de la contamination due à l'accident de Tchernobyl, 20 ans après, a atteint ses limites ». Cette option est peut-être la plus simple, mais c'est un constat d'échec bien peu satisfaisant, et ces « données ultérieures » pourraient être complétées en nombre, en qualité et en représentativité. Cela permettrait peut-être de « réduire l'incertitude des modèles ». Cela permettrait plus probablement, mais à un coût élevé, d'établir une carte plus fiable des retombées de Tchernobyl puisqu'on dispose d'une estimation raisonnablement robuste des retombées des essais nucléaires.

Le Conseil Scientifique propose de « réaliser un état des lieux périodique de la contamination des sols en césium ». Pour être utile, cet état des lieux devrait reposer sur un protocole rigoureux et sur des mesures assez denses. Pourquoi ne pourrait-il pas constituer la première étape d'une cartographie plus fiable des

retombées de Tchernobyl ?

---

## Annexe 1 : le modèle pluie-dépôts utilisé par l'IRSN

---

### Formulation du modèle

Cette formulation n'est pas celle des auteurs ; je l'ai explicitée pour mieux préciser les hypothèses sur lesquelles sont fondés leurs calculs.

Le modèle IRSN-03 a été établi pour estimer les retombées de l'accident de Tchernobyl sur la France, en tenant mieux compte de la variabilité locale de ces retombées. Il repose sur une modélisation des dépôts de césium 137 ( $^{137}\text{Cs}$ ), déjà utilisée au Royaume Uni en 1988 [Clark.88] et qui, pour une période de temps donnée  $\Delta t$ , décompose le dépôt total au point  $j$ , noté  $D_{Total}(j, \Delta t)$  en :

- un dépôt « humide »  $D_{Humide}(j, \Delta t)$  proportionnel à la pluviométrie totale  $P(j, \Delta t)$  au point  $j$  pendant la période considérée et à la concentration du  $^{137}\text{Cs}$  dans l'air  $C(j, \Delta t)$ . Le facteur de proportionnalité, appelé « coefficient de lessivage », dépend *a priori* de la période considérée  $\Delta t$  et du point  $j$  ; il est noté  $l(j, \Delta t)$  ;
- un dépôt « sec »  $D_{Sec}(j, \Delta t)$  indépendant de la pluviométrie, proportionnel à la concentration du  $^{137}\text{Cs}$  dans l'air et dépendant de la nature des sols. Le facteur de proportionnalité, appelé « coefficient de dépôt sec », dépend *a priori* du point  $j$  (nature locale du sol) ; il est noté  $s(j)$ .

Le modèle s'écrit donc, en un point  $j$  :

$$\begin{aligned} D_{Humide}(j, \Delta t) &= l(j, \Delta t) \times P(j, \Delta t) \times C(j, \Delta t) \\ D_{Sec}(j, \Delta t) &= s(j) \times C(j, \Delta t) \\ D_{Total}(j, \Delta t) &= D_{Humide}(j, \Delta t) + D_{Sec}(j, \Delta t) = (l(j, \Delta t) \times P(j, \Delta t) + s(j)) \times C(j, \Delta t) \end{aligned} \quad [1]$$

La mesure de la concentration du  $^{137}\text{Cs}$  effectuée dans le sol du point  $j$  après l'accident, notée  $M(j)$  prend en compte les retombées totales de l'accident pendant toute la période de contamination de l'air (soit du 1<sup>er</sup> au 5 mai 1986 inclus) et les retombées locales des essais nucléaires  $E(j)$  ; donc :

$$M(j) = E(j) + \sum_{\Delta t=1-5\text{mai}} D_{Total}(\Delta t, j) = E(j) + \sum_{\Delta t=1-5\text{mai}} (l(j, \Delta t) \times P(j, \Delta t) + s(j)) \times C(j, \Delta t) \quad [2]$$

### Hypothèses simplificatrices

À partir de cette formulation générale, les auteurs du modèle l'ont simplifié en faisant les hypothèses suivantes dont nous discuterons la validité :

- Le coefficient de lessivage  $l(j, \Delta t)$  est invariable sur tout le territoire métropolitain et en Corse du 1<sup>er</sup> au 5 mai (donc indépendant de  $j$  et de  $\Delta t$ ) ; il est noté  $l$ .
- Le coefficient de dépôt sec  $s(j)$  est également invariable ; il est noté  $s$ .
- Les retombées des essais nucléaires  $E(j)$  sont également invariables :  $E(j) = E$ .
- La concentration moyenne du  $^{137}\text{Cs}$  dans l'air en un lieu donné  $C(j, \Delta t)$  est supposée constante pendant la période du 1<sup>er</sup> au 5 mai (indépendante de  $\Delta t$ ) ; on la note :  $C^{1-5}(j)$ .
- à l'est du méridien 4°, la concentration moyenne du  $^{137}\text{Cs}$  dans l'air du 1<sup>er</sup> au 5 mai  $C^{1-5}(j)$  est supposée égale à celle de la zone atelier les 3 et 4 mai 1986, notée  $C^{3-4}(ZA)$ .
- à l'ouest du méridien 4°, la concentration  $C^{1-5}(j)$  est supposée ne dépendre que de la longitude  $\text{lng}(j)$  et a été modélisée par une exponentielle décroissante d'est en ouest, avec la valeur :  $C^{1-5}(j) = C^{3-4}(ZA) \times e^{0,44(\text{lng}(j)-4,5)}$



- la pluviométrie n'est pas prise en compte jour après jour, mais globalement sur la période du 1<sup>er</sup> au 5 mai. Nous noterons  $\sum_{\Delta t=1-5\text{mai}} P(j, \Delta t) = P^{1-5}(j)$

Ces hypothèses simplificatrices conduisent à l'écriture suivante du modèle [2] :

$$M(j) = E + (l \times P^{1-5}(j) + s) \times C^{1-5}(j) \quad [3]$$

Le modèle utilisé est donc de la forme :

$$\begin{aligned} \text{longitude}(j) \geq 4^\circ &\Rightarrow M(j) = E + (l \times P^{1-5}(j) + s) \times C^{3-4}(ZA) \\ \text{longitude}(j) < 4^\circ &\Rightarrow M(j) = E + (l \times P^{1-5}(j) + s) \times C^{3-4}(ZA) \times e^{0,44(\text{lng}(j)-4,5)} \end{aligned} \quad [4]$$

Et les retombées totales liées à l'accident de Tchernobyl sont donc modélisées sous la forme :

$$\begin{aligned} \text{longitude}(j) \geq 4^\circ &\Rightarrow D_{\text{Total}}(j) = (l \times P^{1-5}(j) + s) \times C^{3-4}(ZA) \\ \text{longitude}(j) < 4^\circ &\Rightarrow D_{\text{Total}}(j) = (l \times P^{1-5}(j) + s) \times C^{3-4}(ZA) \times e^{0,44(\text{lng}(j)-4,5)} \end{aligned} \quad [5]$$

Les coefficients  $l$  et  $s$  ont été estimés à partir de données mesurées dans le sol en 1999-2000, dans la basse vallée du Rhône, dans une zone appelée « zone atelier » (ZA). Les dépôts secs ont été estimés à partir de données de la littérature. Les retombées des essais nucléaires ont été estimés par différence.

Le modèle n'est pas présenté par leurs auteurs sous cette forme explicite mais avec les produits  $L = l \times C^{3-4}(ZA)$  et  $S = s \times C^{3-4}(ZA)$ , sous la forme :

$$\begin{aligned} \text{longitude}(j) \geq 4^\circ &\Rightarrow D_{\text{Total}}(j) = L \times P^{1-5}(j) + S \\ \text{longitude}(j) < 4^\circ &\Rightarrow D_{\text{Total}}(j) = (L \times P^{1-5}(j) + S) \times e^{0,44(\text{lng}(j)-4,5)} \end{aligned} \quad [6]$$

## Identification du modèle avec les données de la « zone atelier »

Les données recueillies en 1999-2000 dans la basse vallée du Rhône (zone atelier) ont été utilisées pour établir une relation « pluie-dépôts » entre la pluviométrie pendant le passage du nuage de Tchernobyl et les dépôts de  $^{137}\text{Cs}$  mesurés dans le sol.

Les données qui m'ont été communiquées le 21 octobre 2005 ne sont pas complètes. Elles ne comprennent que 120 prélèvements, alors que les publications sont fondées sur 137 prélèvements [Renaud.03, Renaud.04.D]. J'ai supposé que les 17 données manquantes n'étaient pas de nature à modifier sensiblement mes conclusions.

L'analyse des prélèvements a porté sur le  $^{137}\text{Cs}$ , dont l'activité a été recalculée à la date de l'accident, en corrigeant la décroissance radioactive.

Ces données ont fait l'objet d'une régression linéaire qui donne le résultat suivant [Renaud.03, Renaud.04.B, Renaud.04.D] :

$$\text{Dépôt total } ^{137}\text{Cs (Bq/m}^2) = 560 [\text{précipitations du 1}^{\text{er}} \text{ au 5 mai (mm)}] + 1984$$

Ce que nous mettons sous la forme :  $M(j) = L \times P^{1-5}(j) + q$  avec  $L = 560$  et  $q = 1984$  où  $M(j)$  représente le dépôt total (essais nucléaires + Tchernobyl) au point  $j$  ;  $L$  le produit du coefficient de lessivage par la concentration moyenne du  $^{137}\text{Cs}$  dans l'air ;  $P^{1-5}(j)$  la pluie du 1<sup>er</sup> au 5 mai 1986 et  $q$  la somme des dépôts secs et des retombées des essais nucléaires ( $q = S + E$ ).

Les auteurs ne donnent pas l'intervalle de confiance des résultats de la régression linéaire qu'ils utilisent. Avec les données qui m'ont été transmises, on obtient :

- pente  $L = 559$  [IC 95 % : 488 à 629],
- ordonnée à l'origine  $q = 1702$  [IC 95 % : -741 à 4147].

Les auteurs [Renaud.03] estiment ensuite le coefficient de lessivage à partir de la contamination moyenne dans la zone atelier  $C^{3-4}(ZA)$  les 3 et 4 mai, prise égale à 0,65 - 0,75 Bq.m<sup>-3</sup>. Les auteurs justifient que leur calcul ne porte que sur ces deux jours par le fait que la pluviométrie était négligeable les 1, 2 et 5 mai dans la zone atelier. Ils en déduisent une valeur du coefficient de lessivage entre 750 x

$10^3$  et  $860 \times 10^3 \text{ Bq.m}^{-3}$  (de pluie) par  $\text{Bq.m}^{-3}$  (d'air).

Les auteurs insistent sur la validation de cette valeur par sa proximité avec des mesures analogues conduites par l'IPSN et le SCPRI :  $520 \times 10^3$  à  $720 \times 10^3$  dans le sud-est de la France et  $640 \times 10^3$  à  $710 \times 10^3$  dans le nord-est ; ou à Paris par Thomas [Thomas 86] :  $750 \times 10^3$ .

Enfin, les dépôts secs de Tchernobyl sont estimés à environ  $1000 \text{ Bq/m}^2$  en se fondant sur une donnée publiée dans [UNSCEAR 88]. Les auteurs attribuent la différence  $1984 - 1000 = 984$  aux retombées des essais nucléaires.

Le modèle des dépôts  $M(j)$  et des retombées totales de Tchernobyl  $D_{Total}(j)$  prend donc la forme :

$$M(j) = L \times P^{1-5}(j) + E + S = 560 \times P^{1-5}(j) + 984 + 1000$$

$$D_{Total}(j) = 560 \times P^{1-5}(j) + 1000$$

Soit, en retenant la valeur moyenne  $C^{3-4}(ZA) \approx 0,7 \text{ Bq.m}^{-3}$  :

$$D_{Total}(j) = (800 \times P^{1-5}(j) + 1430) \times 0,7$$

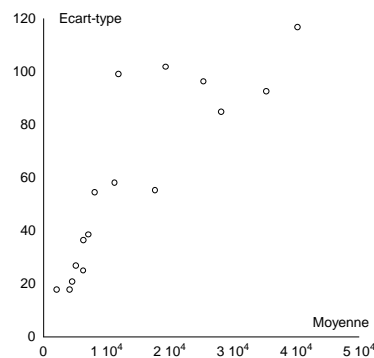
$$l \approx 800$$

$$s \approx 1430$$

Note : la valeur de  $l$  est 800 et non pas  $800 \times 10^3$  car la pluviométrie est exprimée en mm en non en m. Nous discutons ci-dessous la validité de ces premières étapes.

### Méthode de régression utilisée

Une régression linéaire simple, comme celle qui a été utilisée, n'est valide que si la variance des données est indépendante de leur moyenne, ce qui n'est pas le cas ici comme le montre le diagramme ci-dessous.



Les mesures de contamination des sols montrent une hétéroscédasticité importante, avec un écart type croissant avec la moyenne. On peut prendre en compte cette variation, par exemple en minimisant l'écart quadratique moyen entre le logarithme des mesures et celui du modèle :

$$\text{Min}_{p,q} \sum_j \left( \ln(M(j)) - \ln(p \times P^{1-5}(j) + q) \right)^2$$

On obtient :

- pente = 451 [IC 95 % : 394 à 507]
- ordonnée à l'origine 2842 [IC 95 % : 2161 à 3523].

La manière dont la relation pluie-dépôts a été identifiée par les auteurs surestime donc la pente d'environ 24% et sous-estime l'ordonnée à l'origine d'environ 40%.

### Validité des mesures

La dispersion des valeurs des dépôts pour certains points de mesure, principalement pour les fortes valeurs de la pluviométrie, est étonnante.

À Vaison-la-Romaine par exemple, où la pluie totale du 1<sup>er</sup> au 5 mai a atteint 50 mm, les dépôts mesurés en 1999-2000 vont de 9 820 à 40 454  $\text{Bq/m}^2$ , soit un rapport de 1 à 4. À Vinsobres, la pluviométrie était de 55 mm et les dépôts de 27 292 à 60 707  $\text{Bq/m}^2$ .

Dans [Renaud.03], les auteurs expliquent que les dépôts ont été mesurés dans un rayon de 5 km pour les

pluies inférieures à 25 mm et 1 km au delà. Pour ces valeurs de la pluviométrie supérieures à 25 mm « *soils sampled within only a 1 km radius gave variation coefficients of 41-136%. In order to analyse the origin of this variability, additional soil samples were collected from nearly flat land within a 500 m radius of the meteorological station [...] activities ranged from 17 200 to 20 500 Bq/m<sup>2</sup> and the variation coefficient was 17%.* ».

Cette augmentation rapide de la variabilité des mesures en fonction de la distance peut s'expliquer, comme le suggèrent les auteurs, par des phénomènes de migration du césium dans le sol (qui posent le problème de la fiabilité de mesures faites 13 ans après l'accident) et/ou par de fortes hétérogénéités locales de la pluviométrie.

### Estimation de la contamination de l'air

Toutes les estimations des dépôts étant proportionnelles à la concentration du <sup>137</sup>Cs dans l'air, cette estimation est particulièrement importante. Dans [Renaud.03] les auteurs ont considéré qu'elle était d'environ 0,7 Bq.m<sup>-3</sup> en tout point du territoire français à l'est du méridien 4°, tous les jours de 1<sup>er</sup> au 5 mai 1986. L'origine de cette valeur n'est pas précisée.

Cette valeur est en contradiction avec les données recueillies en 1986 ainsi qu'avec celles de filtres aérosols présents sur 39 stations réparties sur le territoire français, archivés à l'OPRI depuis 1986, et mesurés en février 2002. Il semble que ces données n'aient été connues des concepteurs du modèle qu'en juin 2003, après la publication du modèle, sans conduire pour autant à une correction de celui-ci.

Trois stations étaient très proches (Phénix, Tricastin) ou au sein (Montfaucon) de la zone atelier. Les valeurs de la contamination de l'air relevées sur ces filtres sont les suivantes, en Bq.m<sup>-3</sup> :

Ville	Montfaucon	Phénix	Tricastin
Latitude	44,08	44,15	44,31
Longitude	4,75	4,71	4,74
30/04 - 01/05	0,0234	0,0460	0,0500
01/05 - 02/05	0,2094	0,2336	0,1966
02/05 - 03/05	0,2145	0,3809	0,6439
03/05 - 04/05	0,4884	0,4086	0,5042
04/05 - 05/05	0,1746	0,1732	0,1766
05/05 - 06/05	0,1418	0,1524	0,1360

On constate, même pour des points aussi proches, des variations assez notables. La contamination de l'air les 3 et 4 mai est significativement plus faible que 0,7 Bq.m<sup>-3</sup>.

Dans [Renaud.04.A] les auteurs, qui entre-temps ont eu connaissance des données des filtres aérosols, écrivent : « *Grossièrement, dans l'est du pays, on peut estimer entre 0,3 et 0,9 Bq.m<sup>-3</sup> l'activité moyenne des masses d'air au niveau du sol lors des épisodes pluvieux du 2 au 4 mai 1986.* ».

Des valeurs interpolées par krigeage ainsi que par interpolation barycentrique (selon l'inverse du carré de la distance) ont été calculées par l'IRSN pour toutes les stations de la zone atelier ; elles sont données dans [Renaud 05].

Il est important de noter :

- qu'une surestimation de la contamination de l'air conduit à une sous-estimation du coefficient de lessivage réellement utilisé, quotient de la pente de la droite de régression dans la zone atelier par cette concentration moyenne ;
- que toutes les valeurs calculées par le modèle sont proportionnelles à cette contamination au point considéré. Se contenter d'une « estimation grossière » de 0,3 à 0,9 Bq.m<sup>-3</sup> tout en continuant à utiliser 0,7 conduit à accepter un facteur d'incertitude de 0,8 à 2,3.

Le facteur d'incertitude réel est supérieur car d'une part les pluies n'ont pas été négligeables partout dans l'est de la France en dehors des 2, 3 et 4 mai et d'autre part (Annexe 2), la contamination de l'air dans l'est entre le 1<sup>er</sup> et le 5 mai était très souvent inférieure à 0,3 Bq.m<sup>-3</sup>.

### Estimation des retombées des essais nucléaires

Les retombées des essais nucléaires  $E$  sont estimées indirectement à partir de l'ordonnée à l'origine de la droite de régression  $q = S + E = 1986 \text{ Bq/m}^2$  et de l'estimation moyenne des dépôts secs  $S \approx 1000 \text{ Bq/m}^2$  [UNSCEAR 88]. Les auteurs déduisent que les retombées des essais nucléaires sont environ  $E \approx 986 \text{ Bq/m}^2$ . Ils comparent cette valeur aux retombées moyennes en France qui vont de 1500 à 2000  $\text{Bq/m}^2$ .

Cette estimation des retombées est nettement plus faible que celle que les auteurs ont eux-mêmes établie à partir de la relation de Mitchell [Renaud.04.C, Renaud 05], relation fondée sur un modèle pluie dépôt utilisant la pluviométrie annuelle moyenne. Pour les stations de la zone atelier, cette relation conduit à des dépôts de  $2600 \pm 200 \text{ Bq/m}^2$ . La valeur retenue par les auteurs ( $984 \text{ Bq/m}^2$ ) sous-estime ces retombées d'un facteur qui va de 2 à 3. Comme le signale [Renaud.05], les dépôts des essais nucléaires sur les zones très pluvieuses de France dépassent  $5000 \text{ Bq/m}^2$ , soit cinq fois la valeur retenue par le modèle IRSN-2003.

### Estimation du coefficient de lessivage

Le coefficient de lessivage  $l$  a été estimé dans [Renaud.03] à partir de la pente de la régression  $L = l \times C^{3-4}(ZA)$  et de la concentration moyenne du  $^{137}\text{Cs}$  dans l'air les 3 et 4 mai 1986 :  $C^{3-4}(ZA) \approx [0,65 - 0,75] \text{ Bq.m}^{-3}$ . La valeur obtenue est  $l \approx [750 \times 10^3 - 860 \times 10^3]$

Limiter le calcul aux 3 et 4 mai est une approximation raisonnable (mais qui aurait pu être facilement évitée), la pluviométrie des 1, 2 et 5 mai ayant été effectivement très faible dans la zone atelier où elle ne représente qu'environ 9% de la pluie totale pendant les 5 jours de passage du nuage (mais atteint 17% à Nyons ou 29% à Mollans-sur-Ouvèze).

Cependant, pour les stations de mesure de la zone atelier, la contamination moyenne de l'air, calculée jour après jour par l'IRSN à partir de filtres [IRSN.05] est notablement différente le 3 mai ( $0,6 \text{ Bq.m}^{-3}$ ) et le 4 mai ( $0,27 \text{ Bq.m}^{-3}$ ), et sa moyenne n'est pas de  $0,7 \text{ Bq.m}^{-3}$  comme l'écrivent les auteurs mais d'environ  $0,44 \text{ Bq.m}^{-3}$ .

Le calcul du coefficient de lessivage est donc erroné et compte tenu de la contamination réelle de l'air, il n'est pas de l'ordre de 800, mais d'environ 1250. Cette valeur est conforme à la contamination de l'air, mais est nettement plus élevée que les valeurs trouvées par la plupart des auteurs (520 à 750) comme nous l'avons vu au § 11.

### Conclusion sur les données de la zone atelier

En conclusion, l'identification de la relation pluie-dépôt dans la zone atelier présente les faiblesses suivantes :

- la méthode de régression linéaire utilisée n'est pas valide pour des mesures de variance très différente ;
- les retombées des essais nucléaires sont sous-estimées ;
- la valeur moyenne de la concentration du  $^{137}\text{Cs}$  dans l'air retenue pour le calcul du coefficient de lessivage est erronée, ce qui conduit les auteurs à ne pas s'apercevoir que le coefficient de lessivage qu'ils ont obtenu est nettement plus élevé que celui donné par les autres auteurs.

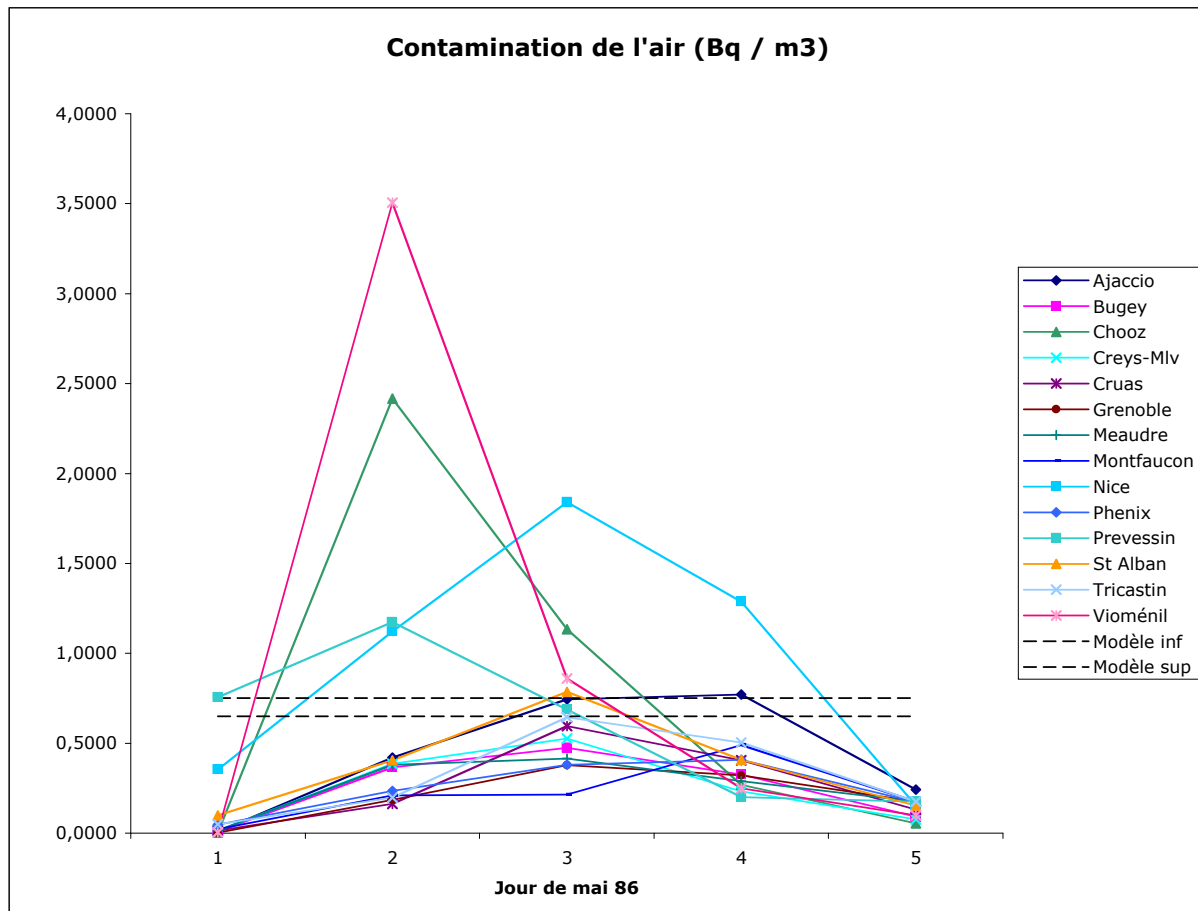
### Modélisation de la contamination de l'air à l'est du méridien 4°

Les auteurs ont considéré que la concentration radioactive de l'air, à l'est du méridien 4° était constante du 1<sup>er</sup> au 5 mai et uniforme à l'est de 4°, zone la plus « critique » en ce qui concerne la contamination secondaire à Tchernobyl. La valeur commune retenue est celle de la contamination de l'air supposée dans la zone atelier  $C^{1-4}(ZA) \approx [0,65 - 0,75] \text{ Bq.m}^{-3}$  que pour simplifier nous prendrons dans la suite égale à  $0,7 \text{ Bq.m}^{-3}$ .

En suivant ce que les auteurs donnent pour contamination de l'air dans cette zone, nous avons donc mis le modèle utilisé dans cette zone sous la forme :

$$D_{Total}(j) = 560 \times P^{1-5}(j) + 1000 \approx (800 \times P^{1-5}(j) + 1430) \times 0,7 \text{ Bq.m}^{-2}$$

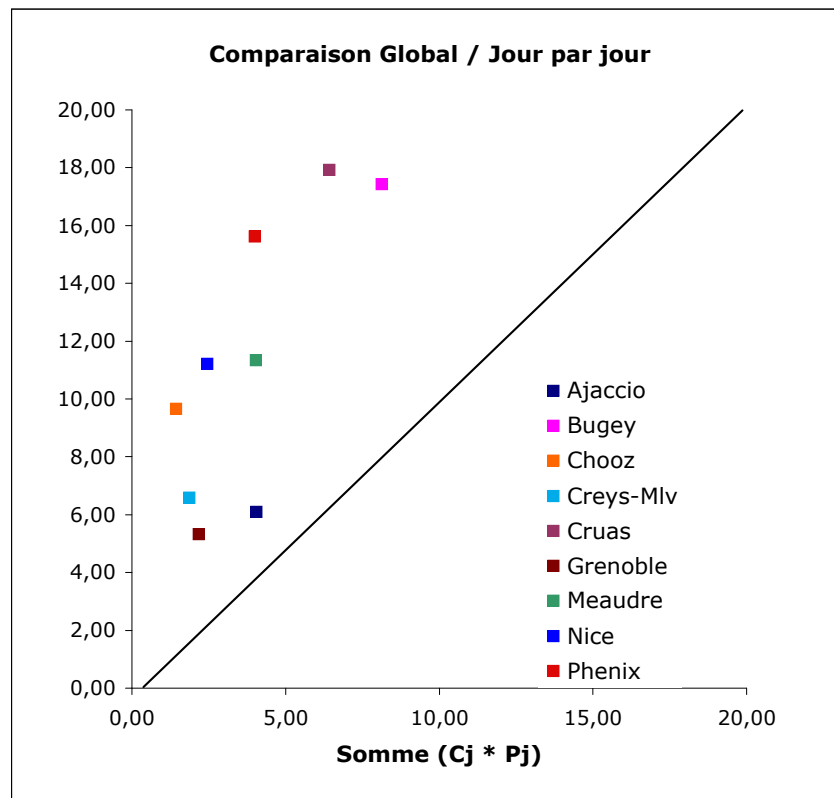
Multiplier les pluies des 1, 2 et 5 mai par la contamination de l'air les 3 et 4 ne conduit pas, dans la zone atelier elle-même, à une erreur importante par rapport à celle faite sur la valeur de la contamination de l'air (dont la moyenne est en réalité 0,44 Bq/m<sup>2</sup>), puisque les pluies des 1,2 et 3 mai y étaient effectivement faibles, à quelques exceptions près. Il n'en va pas de même en revanche sur le reste du territoire où les pluies des 1, 2 et 5 ne sont pas toujours négligeables, avec une contamination de l'air souvent beaucoup plus faible que les 3 et 4 mai.



Le graphique ci-dessus reproduit les valeurs de la contamination de l'air mesurées du 1<sup>er</sup> au 5 mai sur les filtres aérosols dépouillés par l'IPSN, en 13 points du territoire à l'est du méridien 4°. Les lignes noires en traits discontinus représentent les valeurs minimale (0,65) et maximale (0,75) de cette contamination retenues par le modèle. Les valeurs sont données en Annexe 2.

On constate que la valeur utilisée par le modèle comme contamination de l'air sous-estime cette contamination à Vioménil en Lorraine, Chooz dans les Ardennes, Prévessin près de Genève et Nice ; elle la surestime aux 9 autres points de mesure. On constate surtout que l'estimation constante et uniforme retenue par le modèle est très imprécise.

Le graphique suivant montre pour 9 des stations ci-dessus pour lesquelles la pluviométrie est disponible, la comparaison entre cette estimation « globale » ( $P^{1-5}(j) \times 0,7$  portée en ordonnées) et une estimation utilisant les données mesurées de contamination de l'air et de pluviométrie, jour après jour ( $\sum_{i=1-5} P(j,i) \times C(j,i)$  portée en abscisses). La diagonale d'égalité des deux valeurs est tracée pour la clarté du schéma.



Les valeurs sont données en Annexe 3. On constate, dans tous les cas, une surestimation du fait de la technique de calcul globale utilisée par le modèle, dans un rapport qui va de 1,5 à 6,6.

Dans le cas de Nice par exemple, la contamination de l'air était effectivement supérieure à  $0,7 \text{ Bq.m}^{-3}$  les 2, 3 et 4 mai, mais il n'a plu que du 4 au 6 mai, à une période où la contamination de l'air était seulement de 0,15 et 0,19  $\text{Bq.m}^{-3}$ .

En conclusion, une modélisation de la contamination de l'air à l'est de  $4^\circ$ , par une valeur supposée uniforme et constante du 1<sup>er</sup> au 5 mai est trop fruste pour rendre compte de ce que l'on sait du passage du nuage de Tchernobyl, en deux vagues est  $\Rightarrow$  ouest puis sud-est  $\Rightarrow$  nord-ouest. Les valeurs mesurées sur les filtres aérosols confirment qu'il s'agit là d'une imprécision majeure.

### Modélisation de la contamination de l'air à l'ouest du méridien $4^\circ$

À l'ouest du méridien  $4^\circ$ , la contamination de l'air a également été supposée constante en chaque point du 1<sup>er</sup> au 5 mai et ne dépendre que de la longitude. Elle est donnée, pour la longitude  $j$ , par une formule de décroissance exponentielle :  $C(j) = C^{3-4}(ZA) \times e^{0,44(\ln(j)-4,5)} = 0,7 \times e^{0,44(\ln(j)-4,5)}$

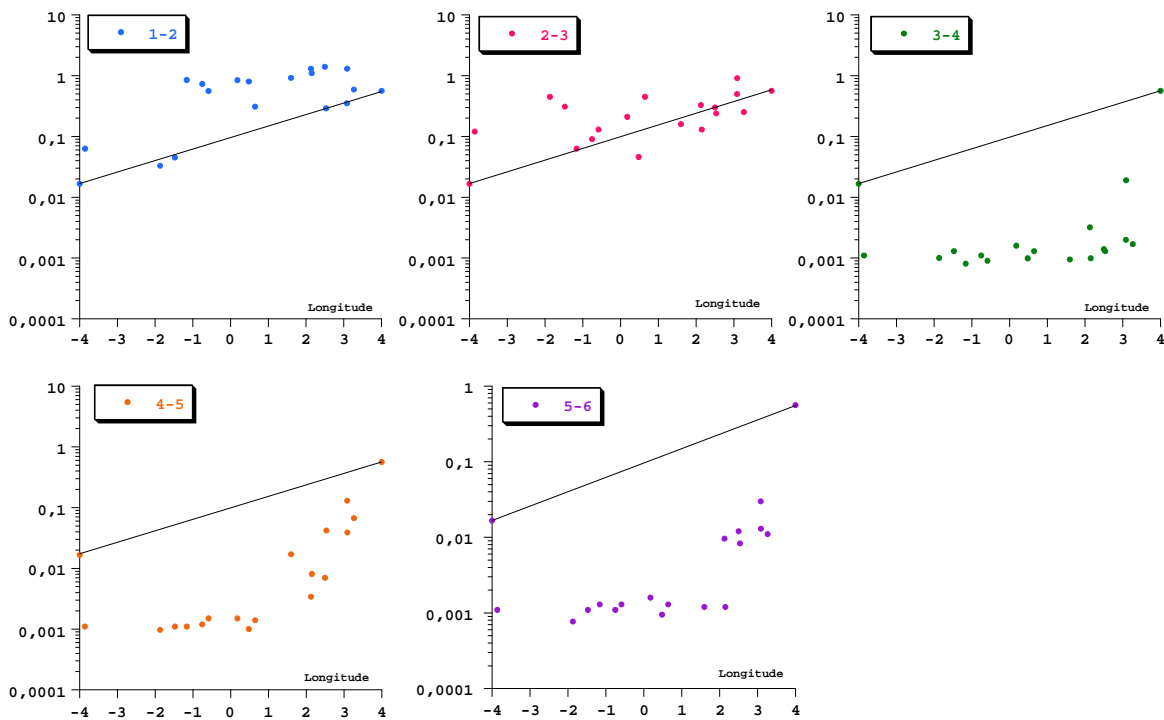
où  $C^{3-4}(ZA)$  est la contamination retenue par les auteurs les 3 et 4 mai dans la zone atelier, avec  $C^{3-4}(ZA) \approx [0,65 - 0,75] \text{ Bq.m}^{-3}$ , et pour laquelle nous avons pris la valeur moyenne  $0,7 \text{ Bq.m}^{-3}$ .

Cette formulation introduit une discontinuité dans la contamination de l'air qui chute de 20% au passage vers l'ouest du méridien  $4^\circ$ .

Le coefficient 0,44 de l'exponentielle a été obtenu à partir de données de contamination en  $^{137}\text{Cs}$  et en  $^{131}\text{I}$ , aérienne (10 mesures du 1<sup>er</sup> au 3 mai 86) et de l'eau de pluie (20 mesures du 1<sup>er</sup> au 7 mai) et fait la moyenne des quatre constantes radioactives obtenues [Renaud.04.B]. Cette moyenne est insolite pour estimer la contamination en césium, car les deux radioéléments ne se comportent pas de manière identique : la décroissance de l'iode avec la distance est plus rapide que celle du césium [Muck 02].

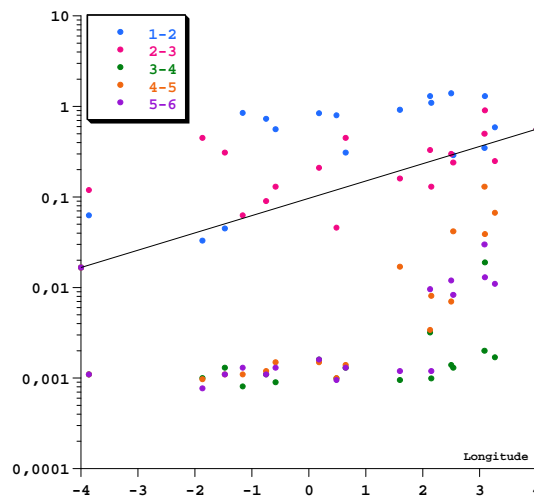
La comparaison entre les valeurs de contamination de l'air mesurée jour après jour sur les filtres aérosols dépouillés par l'OPRI, en 18 points du territoire de longitude  $< 4^\circ$  est donnée dans les graphiques ci-dessous en coordonnées semi-logarithmiques. Le modèle IRSN 2003 correspond à la ligne ; les données aux points colorés (les points situés aux extrémités de la ligne ne correspondent pas à une donnée, ils ont

été tracés pour réaliser le graphique) ; et les jours aux valeurs encadrées.

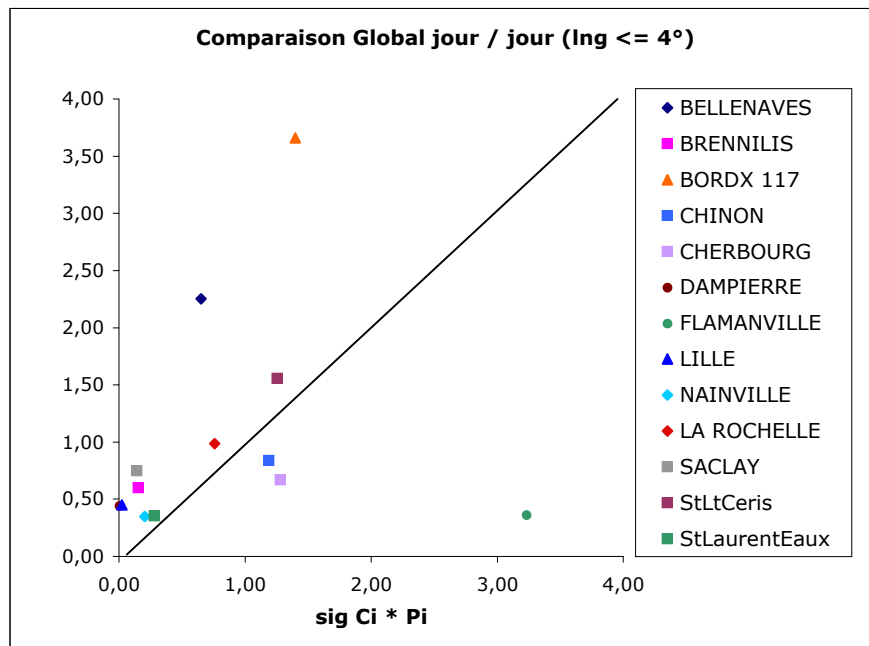


Le modèle exponentiel donne une assez bonne approximation les 2-3 mai ; il sous-estime un peu les données réelles les 1-2 mai et surestime fortement les données les trois autres jours.

Quand on reporte l'ensemble des données sur le même graphique, on constate que le modèle exponentiel est une approximation grossière de la réalité qui n'obéit à aucune loi simple.



Le graphique suivant montre pour 13 des stations ci-dessus dont la pluviométrie est disponible, la comparaison entre l'estimation « globale » ( $P^{1-5}(j) \times 0,7$  portée en ordonnées) et une estimation utilisant les données mesurées de contamination de l'air et de pluviométrie, jour après jour ( $\sum_{i=1-5} P(j,i) \times C(j,i)$  portée en abscisses). Comme pour les lieux à l'est du méridien  $4^\circ$ , on constate une importante dispersion des résultats (dans un sens ou l'autre) pour certains points de forte pluviosité.



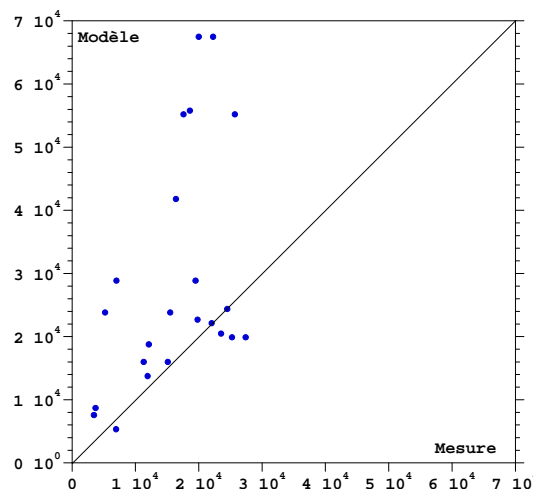
### Validation du modèle

Il n'a pas été fait de validation du modèle au sens où on l'entend habituellement (sélection de données, identification du modèle sur une partie d'entre elles et test sur les autres ; ou encore part de variance des données expliquée par le modèle...).

#### Pour les retombées à l'est du méridien 4°

La justification du modèle dans [Renaud.03] est triple :

- La valeur du coefficient de lessivage trouvée par les auteurs [750 -] est comparée à celles trouvées à partir de mesures dans l'eau de pluie (valeur non précisée), et à celles estimées par d'autres auteurs. Nous avons vu (§ 3.5) qu'en réalité les données de la zone atelier conduisent à une estimation du coefficient de lessivage d'environ 1250.
- Les valeurs données par le modèle sont comparées (p. 263) à celles mesurées dans les vallées du Var, de la Moselle et de Tavignano (Corse) en 1986, en Corse en 2001 ainsi qu'à La Roche-de-Glun et Sisteron. Les valeurs sont données en Annexe 4. Cette comparaison est illustrée par le graphique ci-dessous (moyenne des mesures en abscisse ; modèle en ordonnée). Le modèle surestime la plupart des valeurs, dans un rapport qui va jusqu'à 3,3 en Corse.





Les auteurs concluent eux mêmes « ... *the regression model may be inaccurate for rainfall amounts exceeding 40 mm* ».

- Les valeurs sont comparées à celles de l'atlas publié par la Commission Européenne en 1998 avec la conclusion « *The current model indicates greater estimated depositions, namely in the eastern part of France. However, in terms of activity levels and sizes of homogeneous activity surfaces, the resulting map is comparable to those obtained for countries neighbouring France* ». Cette conclusion est étonnante quand on compare les valeurs obtenues par le modèle en France et chez nos voisins :
  - o Au niveau de la Belgique, au sud de Charleroi, les dépôts vont de 2 000 Bq/m<sup>2</sup> à 4 000 côté belge et de 4 000 à 20 000 côté français (modèle IRSN). Les auteurs attribuent ces différences à la « *faible représentativité des mesures effectuées en Belgique* » et « *au lissage résultant de l'interpolation spatiale côté français.* ». Cette remarque est en contradiction avec les données belges (presque 6 fois plus denses qu'en France) qui font état d'une contamination de 900 à 3 000 Bq/m<sup>2</sup>.
  - o Avec l'Allemagne, sur le Rhin, les dépôts sont estimés à 1 000-4 000 Bq/m<sup>2</sup> côté allemand, et à 4 000-10 000 côté français.
  - o Avec la Suisse, les auteurs considèrent que les estimations sont concordantes tout au long de la frontière, ce qui est exact au nord du Lac Léman, mais inexact du Léman à la frontière italienne où le modèle donne des valeurs nettement plus faibles qu'en Suisse.
  - o Avec l'Italie, de la Suisse au tunnel du Fréjus les estimations italiennes sont supérieures aux françaises (4 000 – 10 000 Bq/m<sup>2</sup> contre < 4 000) au sud du tunnel, la situation s'inverse (< 4 000 Bq/m<sup>2</sup> contre 4 000-10 000).

#### **Pour les retombées à l'ouest du méridien 4°**

La justification du modèle dans [Renaud.04.B] reprend l'argumentaire précédent pour le coefficient de lessivage et considère que « *les discontinuités transfrontalières sont dues à un montage cartographique* ».

## Annexe 2 : contamination de l'air mesurée à l'est du méridien 4°

Valeurs, en  $\text{Bq.m}^{-3}$ , de la contamination de l'air mesurée du 1<sup>er</sup> au 5 mai sur les filtres aérosols dépouillés par l'IRSN, en 13 points du territoire à l'est du méridien 4°. L'extension à l'est de la France du modèle estimé dans la zone atelier fait l'hypothèse que toutes ces valeurs sont comprises dans l'intervalle  $[0,65-0,75] \text{Bq.m}^{-3}$ .

Ville	30/04 - 01/05	01/05 - 02/05	02/05 - 03/05	03/05 - 04/05	04/05 - 05/05
Ajaccio	0,01	0,42	0,74	0,77	0,24
Bugey	0,01	0,36	0,47	0,33	0,09
Chooz	0,00	2,42	1,13	0,27	0,06
Creys-Mlv	0,01	0,39	0,53	0,23	0,08
Cruas	0,02	0,16	0,60	0,41	0,13
Grenoble	0,00	0,18	0,38	0,32	0,18
Meaudre	0,01	0,38	0,41	0,29	0,18
Montfaucon	0,02	0,21	0,21	0,49	0,17
Nice	0,35	1,12	1,84	1,29	0,15
Phenix	0,05	0,23	0,38	0,41	0,17
Prevessin	0,76	1,17	0,69	0,20	0,17
St Alban	0,10	0,41	0,79	0,41	0,15
Tricastin	0,05	0,20	0,64	0,50	0,18
Vioménil	0,01	3,51	0,86	0,25	0,10

## Annexe 3 : comparaison calcul global / calcul jour par jour

Comparaison, pour 9 stations pour lesquelles les précipitations sont disponibles, entre une estimation « globale »  $P^{1-5}(j) \times 0,7$  et une estimation utilisant les données de contamination de l'air et de pluviométrie, jour après jour  $\sum_{i=1-5} P(j,i) \times C(j,i)$ . Le rapport est celui de la première valeur à la seconde.

	$P^{1-5}(j) \times 0,7$	$\sum_{i=1-5} P(j,i) \times C(j,i)$	Rapport
Ajaccio	6,09	4,07	1,50
Bugey	17,43	8,14	2,14
Chooz	9,66	1,45	6,66
Creys-Mlv	6,58	1,87	3,51
Cruas	17,92	6,42	2,79
Grenoble	5,32	2,18	2,44
Meaudre	11,34	4,04	2,81
Nice	11,20	2,46	4,56
Phenix	15,61	4,01	3,89

## Annexe 4 : Comparaison modèle / mesure à l'est du méridien 4°

Comparaison des contaminations du sol estimées par le modèle pluie-dépôt et mesurées à l'est du méridien 4°

Station	Année de la mesure	Pluie mm 1-5/5/86	Modèle Bq/m <sup>2</sup>	Mesure (moyenne) Bq/m <sup>2</sup>	Modèle/mesure
Entraunes	1986	6	5344	6939	0.770
Puget	1986	10	7584	3438	2.21
Mallaussène	1986	12	8705	3685	2.36
Madonne Utel	1986	21	13744	11910	1.15
Valdebore	1986	25	15984	11295	1.42
St Auban	1986	25	15984	15100	1.06
Isola 2000	1986	30	18764	12109	1.55
Boreon	1986	32	19904	25250	0.79
Esteng	1986	36	22144	22047	1.00
Sj Jean d'O	1986	33	20464	23500	0.87
Gerardmer	1986	323	19904	27400	0.73
Corte	1986	39	23824	15500	1.54
Aleria	1986	48	28864	19500	1.48
Corte	2001	39	23824	5200	4.58
Aleria	2001	48	28864	7000	4.12
Ghisonnacia	2001	71	41800	16400	2.55
Mignataja	2001	117	67500	20000	3.37
Pediquarcio	2001	117	67500	22250	3.03
Travo	2001	95	55200	17600	3.14
Solaro	2001	95	55200	25700	2.15
Solenzara	2001	96	55800	18600	3.00
La Roche de G.	2000-2001	37	22704	19800	1.15
Sisteron	2000-2001	40	24384	24500	0.99

---

## Références

---

- [Ajaccio.02] Actes de la « Journée d'information scientifique sur les conséquences sanitaires de l'accident de Tchernobyl en Corse » organisée à Ajaccio 31 janvier 2002 par l'ORS de Corse. Compte rendus téléchargeables sur [http://corse.sante.gouv.fr/news\\_tch.htm](http://corse.sante.gouv.fr/news_tch.htm) ; pages 28 à 40.
- [Calmon.05] Calmon P, Murlon C. Equations et paramètres du logiciel Astral. Rapport IRSN/DEI/SECRE/2005-19
- [Clark.88] Clark MJ, Smith FB. Wet and dry deposition of Chernobyl releases. *Nature* 332, 245-249, 1988
- [CRIIRAD 02] CRIIRAD, ParisA. Contaminations radioactives : atlas France et Europe. Yves Michel ed. 2002.
- [De Cort.98] De Cort M, Dubois G, Fridman SD et al. Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. 1998
- [Dubois.01] Dubois G, De Coort M. Mapping  $^{137}\text{Cs}$  deposition : data validation methods and data interpretation. *J Envir Radioactivity* 53, 271-289, 2001
- [IRSN 03] Rapport IRSN « Tchernobyl 17 ans après » publié fin avril 2003
- [Mitchell 90] Mitchell PI, Sanchez-Cabeza JA, Ryan TP, McGarry AT, Vidal-Quatras A. Preliminary estimates of cumulative caesium and plutonium deposition in the Irish terrestrial environment. *J Radioanalytical Nucl Chem.* 138 :241-256 ; 1990
- [Muck 02] Muck K, Prohl G, Likhtarev I, Kovgan L, Meckbach R, Golikov V. A consistent radionuclide vector after the Chernobyl accident. *Health Physics.* 82(2):141-156, 2002
- [Raes 91] Raes F, De Cort M, Graziani G. Multi-fractal nature of radioactivity deposition on soil after the Chernobyl accident. *Health Physics.* 61, 2 : 271-274, 1991
- [Renaud.97] Renaud P, Beaugelin K, Maubert H, Ledenvic P. Les retombées en France de l'accident de Tchernobyl. Conséquences radioécologiques et dosimétriques. IPSN. EDP Sciences 1997
- [Renaud.03] Renaud P, Pourcelot L, Métivier JM, Morello M. Mapping of  $^{137}\text{Cs}$  deposition over eastern France 16 years after 137 the Chernobyl accident. *The Science of Total Environment* 309 : 257-264 ; 2003
- [Renaud.04.A] Renaud P, Louvat D. Les retombées de l'accident de Tchernobyl en France : analyse critique des mesures effectuées à l'époque sur le territoire national et enseignements pour le gestion de crise. *Radioprotection*, 38, 529-542 ; 2004
- [Renaud.04.B] Renaud P, Metivier JM, Castelier E, Pourcelot L, Louvat D. Cartographie des dépôts de  $^{137}\text{Cs}$  en mai 1986 sur l'ensemble du territoire français métropolitain. *Radioprotection*, 39, 257-264, 2004
- [Renaud.04.C] Renaud P, Louvat D. Magnitude of fission product deposition from atmospheric nuclear weapon test fallout in France. *Health Phys.* 86(4) : 353-358 ; 2004
- [Renaud.04.D] Renaud R, Leprieur F, Métivier JM, Pourcelot L, Duffa C, Lemaitre N, Linden G, Champion D. Rapport IRSN « Eléments de réponse sur les représentations cartographiques des retombées de l'accident de Tchernobyl en France » DEI n° 04-02. Mars 2004
- [Renaud 05] Renaud P, Garcia-Sanchez L, Métivier JM, Pourcelot L, Champion D. Interprétation phénoménologique et analytique de la relation pluie-dépôts utilisée pour la reconstitution des dépôts de  $^{137}\text{Cs}$  en France consécutifs à l'accident de Tchernobyl. Rapport IRSN DEI 2005-03. Novembre 2005
- [Smith 05] Smith J, Beresford N.A. Chernobyl. Catastrophe and consequences. Springer. 2005
- [Thomas 86] Thomas AJ, Martin JM. First assessment of Chernobyl radioactive plume over Paris. *Nature* 321 : 817-819 ; 1986
- [Verger 00] Verger P, Chérié-Challine L. Evaluation des conséquences sanitaires de l'accident de Tchernobyl en France. Rapport conjoint IPSN-InVS. Décembre 2000.

---

## Note biographique

---

André AURENGO

Né le 4 avril 1949, marié, deux enfants.

Titres et fonctions

- Ancien élève de l'École Polytechnique (1967).
- Ancien Interne des Hôpitaux de Paris (1976).
- Docteur en Médecine (1982)
- Docteur d'État de Physique (1989)
- Professeur des Universités - Praticien Hospitalier, chef du service central de médecine nucléaire du groupe hospitalier Pitié-Salpêtrière à Paris.
- Membre de l'Académie nationale de médecine.

Activités administratives et de conseil

- Président de la section de radioprotection du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France,
- Administrateur d'EDF, président du comité d'éthique d'EDF et du conseil médical d'EDF-GdF,
- Président de la Société Française de Radioprotection,
- Membre du Conseil Scientifique de l'IRSN,
- Membre du CSSIN (Conseil Supérieur de la Sûreté et de l'Information Nucléaire).

Le service de médecine nucléaire que je dirige puis 1989 est spécialisé en pathologie thyroïdienne. Nous y suivons en particulier une des plus grandes cohortes européennes de cancers thyroïdiens. J'ai effectué avec mon équipe plusieurs missions en Ukraine, et nous avons traité à l'hôpital de La Pitié 33 enfants ukrainiens atteints de cancer thyroïdien à la suite de l'accident de Tchernobyl.

Mes principaux thèmes de recherche se situent dans les domaines de l'imagerie médicale, de la pathologie cancéreuse thyroïdienne et des effets des faibles doses de rayonnements ionisants.

Responsable du PCEM1 au CHU Pitié-Salpêtrière, je participe à de nombreux enseignements en biophysique, endocrinologie et traitement d'images.