

EUR 457.f

REPRINT

COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE - EURATOM

**IRRADIATION CONSÉCUTIVE AUX
RETOMBÉES RADIOACTIVES**

par

P. RECHT

1964



Exposé oral présenté lors de la
QUINZAINE DES SCIENCES NUCLEAIRES

Montpellier - 24 Mars - 8 Avril 1962

TERTIARY COPY

AVERTISSEMENT

Le présent document a été élaboré sous les auspices de la Commission de la Communauté Européenne de l'Energie Atomique (EURATOM).

Il est précisé que la Commission d'EURATOM, ses cocontractants ou toute personne agissant en leur nom :

- 1° — Ne garantissent pas l'exactitude ou le caractère complet des informations contenues dans ce document, ni que l'utilisation d'une information, d'un équipement, d'une méthode ou d'un procédé décrit dans le présent document ne portent pas atteinte à des droits privatifs;
- 2° — N'assument aucune responsabilité pour les dommages qui pourraient résulter de l'utilisation d'informations, d'équipement, de méthodes ou procédés divulgués dans le présent document.

This reprint is intended for restricted distribution only. It reproduces, by kind permission of the publisher, an extract from the Proceedings of the Symposium "QUINZAINE DES SCIENCES NUCLEAIRES", Montpellier - 24 Mars - 8 Avril 1962, 517-562. For further copies apply to Prof. R. Marignan - Quinzaine des Sciences Nucléaires — 30, rue de l'Aiguillerie, Montpellier (France).

Dieser Sonderdruck ist für eine beschränkte Verteilung bestimmt. Die Wiedergabe des vorliegenden in dem Tagungsbericht des Symposiums „QUINZAINE DES SCIENCES NUCLEAIRES“, Montpellier - 24 Mars - 8 Avril 1962, 517-562 enthaltenen Aufsatzes erfolgt mit freundlicher Genehmigung des Herausgebers. Bestellungen weiterer Exemplare sind an Prof. R. Marignan - Quinzaine des Sciences Nucléaires — 30, rue de l'Aiguillerie, Montpellier (France), zu richten.

Ce tiré-à-part est exclusivement destiné à une diffusion restreinte. Il reprend, avec l'aimable autorisation de l'éditeur, un exposé publié dans les compte-rendus du Symposium «QUINZAINE DES SCIENCES NUCLEAIRES», Montpellier - 24 Mars - 8 Avril 1962, 517-562. Tout autre exemplaire de cet article doit être demandé à Prof. R. Marignan - Quinzaine des Sciences Nucléaires — 30, rue de l'Aiguillerie, Montpellier (France).

Questo estratto è destinato esclusivamente ad una diffusione limitata. Esso è stato riprodotto, per gentile concessione dell'Editore, dagli Atti del Simposio «QUINZAINE DES SCIENCES NUCLEAIRES», Montpellier - 24 Mars - 8 Avril 1962, 517-562. Ulteriori copie dell'articolo debbon essere richieste a Prof. R. Marignan - Quinzaine des Sciences Nucléaires — 30, rue de l'Aiguillerie, Montpellier (France).

Deze overdruk is slechts voor beperkte verspreiding bestemd. De voordracht is met welwillende toestemming van de uitgever overgenomen uit de verslagen van het Symposium „QUINZAINE DES SCIENCES NUCLEAIRES“, Montpellier - 24 Mars - 8 Avril 1962, 517-562. Meer exemplaren kunnen besteld worden bij Prof. R. Marignan - Quinzaine des Sciences Nucléaires — 30, rue de l'Aiguillerie, Montpellier (France).

IRRADIATION CONSÉCUTIVE AUX RETOMBÉES RADIOACTIVES

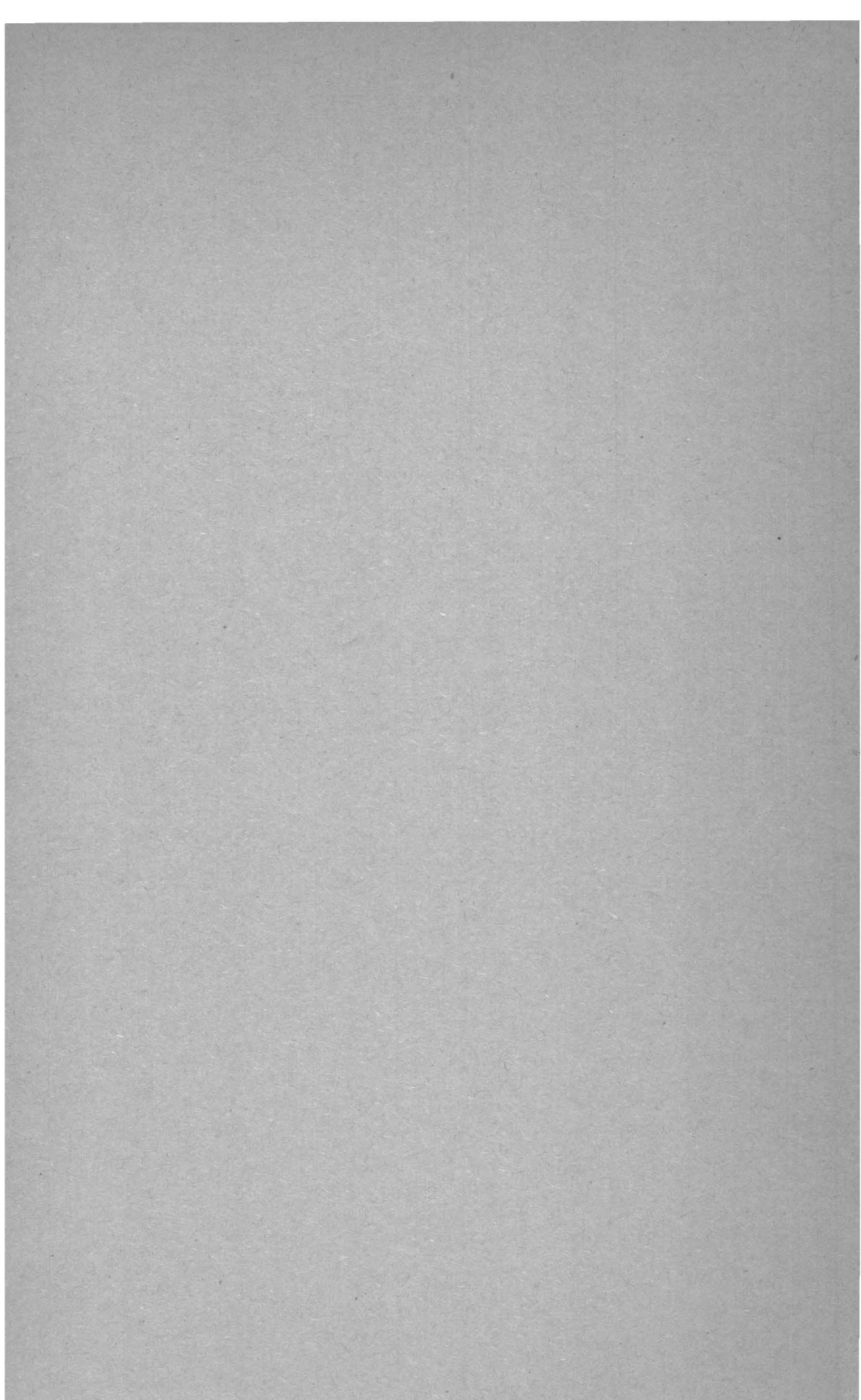
par

P. RECHT

DIRECTEUR DE LA PROTECTION SANITAIRE

EURATOM (Bruxelles)

Quinzaine des Sciences Nucléaires
MONTPELLIER, 6 Avril 1962



IRRADIATION CONSÉCUTIVE AUX RETOMBÉES RADIOACTIVES

par

P. RECHT

(Euratom - Bruxelles)

Les problèmes liés aux retombées radioactives et à leurs effets dommageables sur l'homme sont apparus à partir du moment où des explosions mettant en jeu le processus de la fission ou de la fusion nucléaires, ont contaminé l'atmosphère par les substances radioactives artificielles. Cette radioactivité artificielle s'est ajoutée à la radioactivité naturelle due au bombardement des couches d'air supérieures par les rayons cosmiques qui aboutit notamment à la formation du tritium, du beryllium, du carbone, du phosphore et du soufre radioactifs, et aux émanations radioactives provenant des éléments naturels présents dans le sol.

On peut également rencontrer dans les retombées, des substances radioactives provenant des installations nucléaires, en général au voisinage de celles-ci, et dans des proportions telles qu'elles ne jouent un rôle que sur le plan local ou régional.

La radioactivité artificielle apportée par les expériences nucléaires est considérée comme plus sérieuse du point de vue somatique et génétique ; de nombreuses études ont tenté d'en déterminer les effets possibles et d'évaluer l'importance des risques que court de ce fait l'espèce humaine. Il s'agit d'un problème particulièrement complexe : l'irradiation provient de nombreux radioisotopes ayant des caractéristiques physiques et biologiques différentes et dont les modalités de pénétration dans l'organisme sont variables ; ces radioisotopes se distribuent inégalement à la surface du globe et leurs effets biologiques sont encore relativement mal connus. La synthèse d'un aussi grand nombre de variables n'est pas aisée, surtout que certaines d'entre elles sont très approximatives et que leurs bases scientifiques sont encore insuffisantes.

Des hypothèses permettant d'aboutir à une évaluation ont été faites, faisant intervenir les modalités d'irradiation et les variations dans l'apparition des effets nocifs.

En ce qui concerne les effets somatiques, vu le niveau relativement bas des radiations en cause, seuls les effets chroniques sont envisagés, le plus important étant l'induction des leucémies et des cancers osseux.

Les effets génétiques sont liés à la sensibilité que présentent aux radiations, les gènes et les chromosomes, supports des caractères héréditaires et contenus dans les gonades.

L'exposition aux radiations des gonades provoque des « mutations », dont la fréquence et la gravité sont proportionnelles à la dose délivrée ; il n'y aurait pas de seuil.

Des travaux récents de RUSSEL sur la souris, ont montré que l'intensité du rayonnement peut également intervenir : plus l'intensité est faible, moins l'action serait marquée. La même dose délivrée à une intensité élevée serait quatre fois plus susceptible de produire des mutations que la même dose distribuée en petites doses fractionnées. Ces recherches sembleraient indiquer que l'on a pu, dans une certaine mesure, surestimer l'importance des effets génétiques des petites doses de radiation. Mais il n'en reste pas moins que ces effets existent et que d'autres radioisotopes, présents dans les retombées, ont récemment été envisagés plus spécialement en fonction de leur action sur les gonades : leur rôle et leur importance ont été soulignés (exemple le carbone 14).

Le Comité Scientifique des Nations Unies, qui vient de se réunir à New-York, a inscrit à son ordre du jour la contamination du milieu et, singulièrement, celle due aux retombées radioactives. Son rapport sera comme celui de 1958 la contribution statistique et scientifique la plus valable parce que la plus complète sur le plan mondial, à une meilleure connaissance de ce problème.

Le rapport que nous avons l'honneur de présenter ne peut avoir pour ambition que de montrer succinctement comment se présente le problème de l'irradiation due aux retombées et quels sont les points essentiels intervenant dans les mécanismes de l'irradiations. Nous apportons aussi les résultats de mesure que nous ont transmis, les États membres de la Communauté européenne de l'Energie atomique aux termes de leurs obligations du Traité créant l'Euratom, ainsi que certaines mesures effectuées à l'établissement d'ISPRA du Centre Commun de Recherches d'Euratom.

DÉFINITIONS

Il n'est pas sans intérêt de rappeler la signification de quelques termes qui seront utilisés au cours de cet exposé.

La demi-vie radioactive d'un radioélément est le laps de temps nécessaire pour que la moitié de la quantité initiale soit transformée par le jeu de la désintégration spontanée.

La demi-vie biologique de tout élément ou nuclide radioactif est l'intervalle de temps nécessaire pour réduire le nombre d'atomes présents dans le corps à la moitié de leur valeur initiale. La demi-vie biologique ne comprend pas la demi-vie radioactive de l'élément radioactif.

La demi-vie effective est le temps nécessaire que met un élément radioactif dans le corps pour diminuer à la moitié de sa valeur par l'action combinée de sa décroissance radioactive et de son élimination biologique.

$$\text{Formule : } \frac{I}{T_e} = \frac{I}{T_r} + \frac{I}{T_b}$$

La période de séjour stratosphérique est l'intervalle de temps nécessaire pour que la moitié des matières radioactives qui y sont déposées soit entraînées dans la troposphère.

La période de séjour troposphérique est le laps de temps nécessaire pour que la moitié des produits radioactifs retombe sur le sol.

La troposphère est la couche de l'atmosphère où la température décroît avec l'altitude. Elle contient les trois quarts de l'air atmosphérique, presque toute la vapeur d'eau et est le siège de toutes les formations météorologiques telles que nuages, pluies, gel, givre, etc... et de la turbulence entraînant le mélange des produits de fission. La partie de la troposphère qui est au contact immédiat de la surface du globe s'appelle la biosphère.

La stratosphère, située immédiatement au-dessus de la troposphère (au-delà de 10 km), est une couche de l'atmosphère où la température cesse de décroître suivant la verticale et dans laquelle il n'y a pratiquement pas de nuage par suite de la faiblesse de l'humidité ; on y rencontre des perturbations parfois très sévères et des vents très violents. La stratosphère monte jusqu'à 45 km ; la mésosphère lui succède et va jusqu'à 75 km ; au-delà, on rencontre l'ionosphère.

La tropopause est un plan imaginaire de séparation entre la troposphère et la stratosphère. La tropopause est située à des altitudes de 10 000 à 16 000 mètres et varie selon les saisons et les régions. Elle est située à 10 km dans les régions tempérées et polaires ; elle est située à 16 km au niveau de l'équateur.

Les unités les plus fréquemment utilisées dans cet exposé sont :

Le curie : quantité de nuclides radioactifs dans laquelle le nombre de désintégrations par seconde est de $3,7 \times 10^{10}$; il sert d'unité de radioactivité. On utilise aussi le *mégacurie* (*MCi*) qui vaut 10^6 curie ; le *millicurie* (*mCi*) qui vaut 10^{-3} curie, soit un millième de curie ; le *microcurie* qui vaut 10^{-6} curie, soit un millionième de curie ; le *micromicrocurie* qui vaut 10^{-12} curie, soit un millionième d'un millionième de curie et que l'on appelle aussi le *picocurie*.

Le S.U. (Strontium unit ou unité Strontium) est égal à 1 *micromicrocurie* de Strontium 90 par gramme de calcium.

Le rad est l'unité de dose absorbée : un *rad* égale 100 *ergs* par gramme de substance irradiée au lieu considéré. On utilise aussi le *millirad* (*mrad*) qui vaut un millième de rad.

Le roentgen est l'unité de dose d'exposition aux rayons X et aux rayons gamma. C'est la quantité de rayons X ou gamma telle que l'émission corpusculaire qui lui est associée pour 0,001293 *gramme* d'air produise dans l'air des ions porteurs d'une quantité d'électricité positive ou négative égale à l'unité électrostatique.

La dose absorbée est la quantité d'énergie délivrée par des particules ionisantes à l'unité de masse de la substance irradiée au point considéré, quelle que soit la nature du rayonnement ionisant utilisé.

Le rem correspond à la quantité de radiations ionisantes qui, absorbées par le corps humain, produisent un effet biologique identique à celui produit dans le même tissu par l'absorption d'un rad de rayons X. On utilise aussi le *millirem* (*mrem*) qui vaut un millième de rem.

MÉCANISME DES RETOMBÉES

Les retombées radioactives comprennent les particules radioactives du nuage atomique formé au moment de l'explosion, qui sont projetées dans l'atmosphère et se déposent à la surface du sol dans des temps et selon des mécanismes variables.

Lors de l'explosion d'une bombe atomique, de grandes quantités de produits de fission ainsi que des fragments de matières fissiles sont projetés dans l'atmosphère sous forme d'une fine poussière et cela jusqu'à 80 *km* d'altitude. Il y a vaporisation et oxydation, puis condensation en aérosols. On estime en général que les bombes très puissantes, dépassant la mégatonne, envoient des produits radioactifs dans la stratosphère, soit au-dessus de 10 000 à 12 000 *mètres* ; il se constitue ainsi un réservoir stratosphérique d'où ils retombent sur terre pendant de longues périodes de temps (retombées stratosphériques ou world - wide fall-out).

Les produits qui restent dans la troposphère (en-dessous de 10 000 à 12 000 *mètres*) sont transportés par les courants aériens et se déposent par sédimentation ou entraînement par les pluies (retombées troposphériques).

La hauteur à laquelle l'explosion nucléaire a lieu joue un rôle car si l'explosion a lieu à basse altitude, la boule de feu touche la terre et une grande quantité de débris est entraînée dans l'atmosphère. Ces particules étant relativement lourdes se déposent assez rapidement sur le sol en 1 à 2 jours et provoquent une retombée et une contamination plus ou moins considérable.

Ce problème ne sera pas étudié ici, car il est lié directement aux effets immédiats des explosions nucléaires qui ne sont pas pris en considération dans ce rapport.

Les explosions souterraines n'entraînent pas de fall-out et ne sont pas non plus envisagées dans ce rapport. Quant aux explosions en haute atmosphère (au-delà de 100 *km*), il manque actuellement un certain nombre d'informations précises sur leurs effets et nous n'en parlerons pas.

L'étude des retombées a commencé dès l'explosion de la première bombe atomique ; les météorologistes notamment se sont intéressés à ce problème parce que les produits de fission envoyés dans l'atmosphère sont susceptibles de jouer le rôle de traceurs en permettant de suivre les déplacements de masses d'air contaminées et d'étudier les courants aériens importants pour la prévision du temps. On a cons-

taté que les nuages radioactifs provenant des explosions dans le désert du Nevada atteignent l'Europe après une période de quelques jours et qu'ils font le tour de la terre en trois ou quatre semaines.

Les premières observations ont permis également de remarquer que la décroissance de la radioactivité au sein des nuages se faisait plus vite que la décroissance théorique de la radioactivité ; au cours de sa circulation autour de la terre, le nuage radioactif perd une partie de son contenu sous forme de retombées à la surface du sol ou des océans.

Déjà, en 1949, le Dr Nicolas SMITH, du Laboratoire national de Oak-Ridge, avait pensé que le strontium 90 était le constituant le plus dangereux dans les retombées et qu'il fallait, autant que possible, en connaître la distribution à la surface de la terre. En 1952, était lancé le projet « Sunshine » qui a été mis en œuvre aux USA par le Dr Willard F. LIBBY. Limité à l'origine à quelques laboratoires, ce plan intéressa, dès 1955, non seulement les laboratoires des USA, mais aussi ceux de nombreux pays qui effectuèrent les travaux nécessaires pour une compréhension plus exacte du comportement physique et biologique du strontium 90 en partant des retombées et en aboutissant à l'homme par la chaîne alimentaire. En 1956 se situe, dans les États membres de la Communauté, le début des mesures de l'activité des retombées radioactives.

La suspension des expériences nucléaires, de novembre 1958 à septembre 1961, a été mise à profit dans tous les pays du monde pour préciser les hypothèses formulées en 1957 et 1958 concernant notamment le passage des particules radioactives de la stratosphère dans la troposphère et l'importance relative du strontium 90, du césium 137, du carbone 14 et d'autres radionuclides dans la contamination et l'irradiation humaines.

Dès le mois de septembre 1961, la reprise des expériences nucléaires a modifié d'une façon importante les composantes des retombées atmosphériques ; l'évolution a pu en être suivie d'une façon complète et précise grâce à l'important réseau de stations de mesure qui s'est développé ces dernières années non seulement dans les pays de la Communauté mais aussi dans la plupart des pays du monde.

Importance des essais nucléaires.

A l'heure actuelle, les essais nucléaires correspondent à l'énergie libérée par 294 mégatonnes de TNT (*), ayant produit 117 000 tonnes de produits de fission dont 12 mégacurie de strontium 90 et 20 méga-

(*) L'énergie totale libérée par une explosion nucléaire est comparée à l'énergie libérée par l'explosion du trinitrotoluène ou tolite (TNT). Une mégatonne correspond à 10^6 tonnes de TNT, soit 10^{15} calories.

curie de césium 137 ; de ce total, 50 000 tonnes de produits de fission, dont 5 mégacurie de strontium 90, ont été injectés dans la stratosphère polaire. La dernière série des expériences comportait 31 essais qui se sont situés entre le 1^{er} septembre et le 4 novembre 1961 ; ils ont produit 120 mégatonnes d'énergie totale dont 25 mégatonnes résultent du processus de la fission ; l'essai de 50 mégatonnes s'est produit à 3 600 mètres d'altitude.

Dans les prévisions des niveaux d'irradiation que les retombées atmosphériques apporteront à l'homme, on prend fréquemment comme moyenne que les produits de fission résultant de l'explosion d'une bombe de 10 mégatonnes apportent dans le réservoir stratosphérique, 1 mégacurie de strontium 90 et 1,7 mégacurie de césium 137.

Retombées troposphériques

Les retombées troposphériques comprennent les déchets de bombes atomiques d'une puissance inférieure à 100 kilotonnes qui restent dans la troposphère, et se déposent à la surface du globe sous l'influence des phénomènes météorologiques. Le mécanisme en est complexe ; le régime des vents et des pluies, les caractéristiques orographiques sont parmi les facteurs les plus importants à considérer. Ces retombées durent, en général, de 1 à 2 mois ; les plus importantes sont les retombées humides, c'est-à-dire celles liées aux chutes de pluie, mais il y a aussi des retombées sèches dues à la sédimentation des particules.

On admet, en général, que les débris radioactifs en suspension dans l'air au niveau de la troposphère sont transportés par des vents dominants dans la direction de l'est qui leur font accomplir le tour de la terre en 3 à 7 semaines. Ces zones de vents horizontaux se trouvent situés à une altitude de 7 à 11 km.

Comme la diffusion des nuages radioactifs est relativement lente du nord au sud, la contamination se dépose sur des bandes entourant le globe à la même latitude que l'endroit où s'est produite l'explosion. On peut considérer que la moitié des débris radioactifs se dépose en un mois.

Le dépôt au sol des différents nuclides a été suivi avec beaucoup d'attention dans les stations de mesure de la Communauté depuis 1958 et surtout après la série des expériences nucléaires ayant commencé en septembre 1961. On a retrouvé, à la fin de 1961, dans ces retombées troposphériques, des radionuclides à vie courte ou à vie moyenne comme l'iode 131, le zirconium 95, le niobium 95, le ruthénium 103 et 106, le cerium 144, le strontium 89, et des produits à vie longue comme le strontium 90 et le césium 137. Le plutonium a été rarement mis en évidence à cause des difficultés techniques d'analyse.

Le tableau ci-dessous donne les résultats obtenus à l'établissement du C.C.R. d'Ispra pour les mois de janvier et février 1962 ; il indique en *millicurie/km²* le dépôt au sol de certains produits de fission retrouvés par analyse dans les précipitations :

Demi-vie

	<i>Janvier</i>			<i>Février 1962</i>	
	Période radioactive	<i>mCi/km²</i>	%	<i>mCi/km²</i>	%
Bêta total ...		126		78	
⁹⁰ Sr	28 ans	0,46	0,37	0,2	0,25
⁸⁹ Sr	51 jours	9,0	7,1	4,5	5,7
¹³⁷ Cs	27 ans	0,63	0,5	0,4	0,5
⁹⁵ Zr + Nb	63 jours	48	38	26,6	35
¹⁰⁶⁺¹⁰⁸ Ru	1 an	20	16	9,6	12
¹⁴⁴ Ce	290 jours	19	15	9	11,8
			76,9		50,3

Retombées stratosphériques

Les retombées stratosphériques sont composées de particules dont les dimensions sont en général inférieures à 10 *microns*.

On aurait pu croire, et on le croyait il y a quelques années, qu'à partir du moment où des particules radioactives se trouvaient dans la stratosphère, elles s'y répandaient d'une façon plus ou moins uniforme. Ce problème prend toute son importance à partir du moment où la puissance des engins nucléaires dépasse la mégatonne et aboutit à l'injection dans la stratosphère de débris radioactifs qui y séjournent un temps plus ou moins long.

L'interprétation des retombées stratosphériques s'est heurtée à l'insuffisance de connaissances sur la circulation à haute altitude et sur les échanges entre troposphère et stratosphère. Différentes interprétations, notamment sur les retombées du strontium 90 stratosphérique, ont été apportées par LIBBY, STEWART, MACHTA et MARTELL [1], BREWER [2], DOBSON [3], ANDERSON [4] [5], mais il est impossible de décrire toutes les hypothèses formulées, dans le cadre de cet exposé.

D'après les dernières observations recueillies et explications envisagées, le temps de séjour dans la stratosphère pourrait être voisin de 2 à 3 ans et même inférieur à un an, alors qu'en 1957 des valeurs de 5 à 10 ans étaient considérées comme probables. Le temps de séjour dépend de l'endroit où l'injection de produits radioactifs dans la stratosphère a été faite ; il est d'autant plus court que les injections stratosphériques sont faites près du pôle.

Il a été constaté que dans les zones tempérées de l'hémisphère nord, il y a une variation saisonnière de la concentration en produits radioactifs présents dans les retombées. L'étude des retombées sèches et humides a montré une augmentation des activités au printemps.

MARTELL [6] a suggéré, à cet égard, que les maxima constatés au printemps peuvent être attribués à une descente des produits radioactifs injectés dans la stratosphère par des expériences faites 7 à 8 mois auparavant.

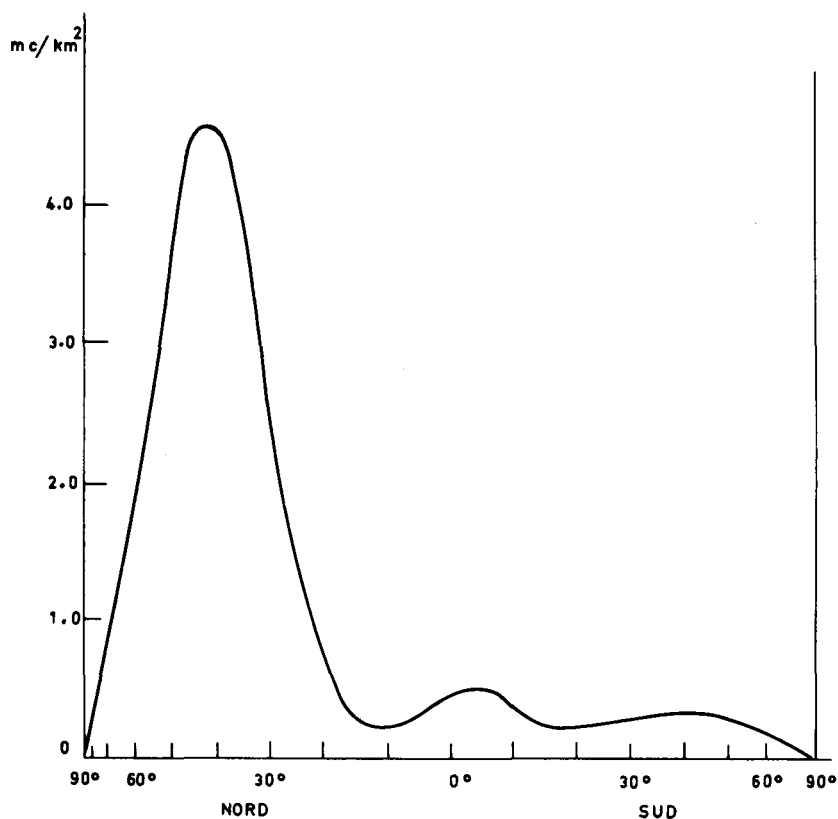
L'air est réchauffé dans les régions tropicales et monte dans la stratosphère où par diffusion il rejoint les régions polaires ; il descend et rentre dans la troposphère à la fin de l'hiver ou au printemps suivant.

FEELY et SPAR [7] ont, en outre, insisté sur l'importance du facteur de turbulence de l'air dans les régions où la tropopause est discontinue tant du point de vue de l'altitude que des gradients de température, soit au niveau de nos latitudes. Cette explication permet de comprendre les variations saisonnières, les retombées maximums dans les zones tempérées et la déposition plus rapide des débris injectés dans les régions polaires ; des mesures de certains radionuclides, comme le béryllium 7, dans la stratosphère, ont confirmé ces vues [8].

La meilleure illustration de ce phénomène se trouve dans la courbe de mesure du strontium 90 dans les poussières selon la latitude qui attribue aux latitudes, entre lesquelles sont situés les pays de la Communauté, le maximum des valeurs constatées (voir tableau I).

Ces différentes considérations indiquent qu'il y a des périodes de l'année plus défavorables que d'autres et que certaines régions du globe sont plus exposées à recevoir la contamination atmosphérique ; d'autre part, dans le jeu des échanges stratosphériques, des essais nucléaires entrepris dans l'hémisphère sud peuvent donner des produits de fission qui atteignent l'hémisphère nord. La présence notamment du rhodium 102 et du tungstène 185 a confirmé cette dernière hypothèse ; utilisés comme traceurs dans certains des essais nucléaires américains (Hard tack) d'avril à août 1958, ils ont été retrouvés par des observateurs anglais, PARKER et CROOKALL [9] dans des échantillons de retombées radioactives en 1960.

TABLEAU I



Répartition globale du ^{90}Sr en fonction de la latitude

Des mesures faites par des auteurs français [10] montrent que la pollution des régions antarctiques est beaucoup plus faible que celle des régions de même latitude de l'hémisphère nord (50° à 60°) ; mais il reste encore beaucoup de points mal précisés concernant la connaissance des variations de la radioactivité en fonction de la latitude.

En résumé, des produits de fission envoyés dans la stratosphère, dans l'hémisphère nord, se disperseraient presque entièrement dans cet hémisphère et auraient un temps de résidence stratosphérique entre 1 et 3 ans et peut-être moins.

Les produits de fission envoyés dans la stratosphère, au niveau de l'équateur, seraient distribués dans les deux hémisphères, mais des études plus détaillées doivent permettre de préciser dans quelle proportion cette distribution se fait.

NATURE DES PRODUITS DE FISSION

Une explosion nucléaire aboutit à la formation de près de 200 produits de fission, isotopes de 35 éléments et dont la demi-vie varie de une seconde et moins à plusieurs milliers d'années. Seuls, certains d'entre eux nous intéressent au point de vue biologique puisque nous avons écarté le problème de l'irradiation provoquée par les retombées locales pour nous limiter à l'étude des retombées troposphériques et stratosphériques.

Le tableau II donne une idée des principaux radionuclides à prendre en considération avec, pour chacun d'eux, certaines caractéristiques physiques et biologiques.

La suspension des essais depuis 1958 a été suffisamment longue pour que jusqu'en septembre 1961, parmi les principaux radionuclides, seuls le strontium 90, le césium 137, et, dans une mesure beaucoup moindre, le ^{106}Ru , le ^{144}Ce , le ^{147}Pm subsistent des essais précédents.

A la fin de l'année 1961, les débris radioactifs de la troposphère, et parmi eux des radionuclides à vie moyenne tels que le zirconium 95 et le strontium 89, sont apparus dans les échantillons. Il est prévu que les produits à vie longue apparaîtront en importantes quantités au printemps de 1962.

L'irradiation de l'homme provoquée par les retombées, qu'elles se composent de radionuclides à vie courte ou à vie longue, comprend une irradiation externe et une irradiation interne ; pour chacun des types d'irradiation, on peut envisager les principaux radionuclides susceptibles d'intervenir de manière significative au point de vue sanitaire.

TABLEAU II

Caractéristiques de quelques radionuclides.

Radio-élément	Rendement de fission %	Nature du rayonnement	Période radioactive	Période biologique (jours)	Période effective (jours)	CMA air (*) population mCi/ml
⁷ Be	—	gamma	53,6 j	180	41	sol. 2.10 ⁻⁷ insol. 4.10 ⁻⁸
¹⁴ C	—	bêta	2.10 ⁶ j	10	10	sol. 1.10 ⁻⁷
⁸⁵ Kr	0,3	bêta	10,3 a	—	—	3.10 ⁻⁷
⁸⁹ Sr	4,8	bêta	50 j	1,8.10 ⁴	50,4	sol. 1.10 ⁻⁹ insol. 1.10 ⁻⁹
⁹⁰ Sr	5,9	bêta	28 a	1,8.10 ⁴	6400	sol. 1.10 ⁻¹¹ insol. 2.10 ⁻¹⁰
⁹¹ Y	5,9	bêta	58 j	1,4.10 ⁴	58	sol. 1.10 ⁻⁹ insol. 1.10 ⁻⁹
⁹⁵ Nb	6,4	bêta-gamma	35 j	760	33,5	sol. 2.10 ⁻⁸ insol. 3.10 ⁻⁹
⁹⁵ Zr	6,4	bêta-gamma	63 j	450	55	sol. 4.10 ⁻⁹ insol. 1.10 ⁻⁹
¹⁰³ Ru	3,0	bêta-gamma	40 j	7,3	6,2	sol. 2.10 ⁻⁸ insol. 3.10 ⁻⁹
¹⁰⁶ Ru	0,4	bêta-gamma	1 a	7,3	7,2	sol. 3.10 ⁻⁹ insol. 2.10 ⁻¹⁰
¹³¹ I	2,9	bêta-gamma	8 j	138	7,6	sol. 2.10 ⁻¹⁰ insol. 1.10 ⁻⁸
¹³² Te	4,7	bêta-gamma	3,2 j	30	2,9	sol. 7.10 ⁻⁹ insol. 4.10 ⁻⁹
¹³³ I	6,9	bêta-gamma	0,87 j	138	0,87	sol. 5.10 ⁻¹⁰ insol. 7.10 ⁻⁹
¹³⁷ Cs	5,9	bêta-gamma	27 a	140	138	sol. 2.10 ⁻⁹ insol. 5.10 ⁻¹⁰
¹⁴⁰ Ba	6,3	bêta-gamma	12,8 j	65	10,7	sol. 4.10 ⁻⁹ insol. 1.10 ⁻⁹
¹⁴¹ Ce	6,0	bêta-gamma	32 j	563	30	sol. 2.10 ⁻⁸ insol. 5.10 ⁻⁹
¹⁴⁴ Ce	6,0	bêta-gamma	290 j	563	191	sol. 3.10 ⁻¹⁰ insol. 2.10 ⁻¹⁰
¹⁴⁷ Pm	2,6	bêta	2,6 a	656	383	sol. 2.10 ⁻⁹ insol. 3.10 ⁻⁹

(*) Correspondant au dixième de la C.M.A. pour une irradiation continue de personnes professionnellement exposées. (Annexe 3 des normes de base. *Journal officiel* du 6 Février 1962.)

IRRADIATION EXTERNE

Elle résulte, en ordre principal, du dépôt au sol de nuclides émetteurs gamma, tels que le césium 137, le zirconium 95, le niobium 95, le cerium 141 et 144, et le ruthenium 103 et 106.

Le problème de l'irradiation externe de l'individu est particulièrement compliqué et seules, seront retenues dans le présent rapport, certaines informations relativement simples concernant le césium 137 et autres émetteurs gamma, ainsi que le krypton 85 ; mais je signale, pour mémoire, que des estimations de doses gamma et bêta ont été faites, notamment par BROIDO et TERESI [11].

Cesium 137 et autres émetteurs gamma

Le césium 137 se retrouve dans les retombées dans la proportion, par rapport au strontium 90, de $Cs/Sr = 1,7$ mais si le strontium 90 ne produit que des effets somatiques, le césium 137 peut produire des effets génétiques et somatiques.

En 1957, on chiffrait son dépôt au sol, dans l'hémisphère nord à 20 mCi/km^2 . Ce chiffre a été doublé depuis.

Si l'action du césium 137 dépend principalement de l'ingestion d'aliments contaminés, son dépôt au sol provoque également une irradiation externe, qui peut être calculée ou mesurée ; en général, la comparaison entre les deux valeurs obtenues concorde.

D'après les calculs de LANGHAM et ANDERSON [12], un dépôt au sol de 20 mCi/km^2 , produit dans un milieu infini une irradiation de $1,2 \text{ mr/an}$, mais en principe il faut réduire ce chiffre d'un facteur 10 dû à la protection produite par les habitations. On arriverait ainsi en moyenne à une dose gonade de 3 mr en 30 ans. Si on calcule cette dose, pour un rythme d'essais nucléaires de 10 MT/an , la dose générique en 30 ans est de 30 mr , soit environ 1 % de la dose produite par le background naturel.

PEIRSON et SALMON [13] ont étudié, de 1956 à 1959, les concentrations des émetteurs gamma à la surface du sol en différents endroits du Royaume-Uni ; ils en ont déduit des doses gamma et les ont comparées aux doses du fond naturel de radiations.

Endroits et dates	Cérium 141, 144		Ruthenium 103 Rhodium 106		Cesium 137		Zirconium 95 Niobium 95		Total $\mu r/hr$
	$mC\gamma/km^2$	$\mu r/hr$	$mC\gamma/km^2$	$\mu r/hr$	$mC\gamma/km^2$	$\mu r/hr$	$mC\gamma/km^2$	$\mu r/hr$	
Chilton (Berks.)			34		22		158		
3-6-1959				0,30		0,25		2,05	2,6
Milford haven (Pembroke)	17		18		43		182		
14-7-1959		0,04		0,16		0,50		2,37	3,1

A Chilton, la dose due à la radioactivité naturelle est de $5 \mu r/h$, valeur qui doit être comparée à l'irradiation du césium 137, soit $0,25 \mu r/h$.

La dose annuelle approximative au-dessus d'un terrain non cultivé serait de 2 millirem/an pour le césium 137, à comparer avec 40 millirem/an pour l'activité du fond naturel de radiations (rayons cosmiques exclus).

Il convient de souligner que d'autres nuclides, tels que le zirconium 95, le niobium 95, le ruthenium 103, le rhodium 106, le cérium 141 et 144 interviennent dans l'irradiation gamma. Le zirconium 95, le niobium 95, à l'activité de $182 \text{ mc}/km^2$, délivrent une dose de $2,37 \mu r/h$.

Au total, la dose approximative annuelle au-dessus d'un terrain non cultivé serait de (PEIRSON et SALMON) : pour le césium 137 : 2 mr/an ; pour le zirconium 95 et le niobium 95 : 20 mr/an .

GUSTAFSON [14] donne les valeurs suivantes pour un débit de doses gamma calculé et mesuré à 1 mètre au-dessus du sol au Laboratoire National d'Argonne, en avril 1959 :

	Calculé	Mesuré
Thorium	$2,53/\mu rad/hour$	
Uranium	2,65	
^{40}K	2,77	
Rayons cosmiques	3,17	
Fall-out	8,07	
Total.....	$19,19/\mu rad/hour$	$18,48/\mu rad/hour$

CHVEDOV et coll. [15], en 1959, ont estimé qu'alors que l'intensité annuelle du rayonnement émis par le césium 137 est égale à 1 millirem/an, l'intensité totale du rayonnement provenant du zirconium 95, du ruthenium 103, du cerium 141, est de 7,5 millirem.

Le tableau suivant, figurant dans le rapport du Medical Research Council [16], s'inspire des chiffres retrouvés par PEIRSON et SALMON et présente un grand intérêt.

Dose-rates in air and in gonade on various dates resulting from external radiation from fall-out.

Nucleides	Calculated values (mrad/s/yr)				Measured values (mrad/s/yr)
	1 Jan. 1956	1 Jan. 1958	1 July 1959	1 Jan. 1960	July 1959
¹³⁷ Cs	0,8	1,6	3,1	3,4	4,4
⁹⁵ Zr, ⁹⁵ Nb	1,4	10,2	24,4	4,8	21
¹⁰³ Ru et ¹⁰⁶ Rh	0,9	2,4	5,3	3,1	1,4
¹⁴¹ Ce et ¹⁴⁴ Ce	0,2	0,4	0,9	0,6	0,3
Total dose-rate in the open	3,3	14,6	33,7	11,9	27,1
Estimated mean gonad dose-rate (*)	0,4	1,8	4,2	1,5	—

(*) The effective shielding factor for gonads appropriate to U.K. conditions was assumed to be 8.

On peut déduire que si les explosions continuent, les isotopes à vie courte et à vie moyenne sont susceptibles de jouer un rôle non négligeable dans l'augmentation de la dose due aux radiations externes.

Krypton 85

Le krypton 85 est un produit de fission de l'uranium 235 et du plutonium 239. C'est le seul produit de fission gazeux ayant une période longue. Il est produit par les explosions nucléaires et le traitement des combustibles irradiés. C'est un gaz rare, impossible à piéger chimiquement, et donc, complètement rejeté dans l'atmosphère par les usines de traitement de combustibles irradiés. Sa solubilité dans l'eau est assez faible, ce qui supprime la possibilité de lavage de l'atmosphère par l'eau de pluie. On peut donc admettre que la plus grande partie du krypton 85 produit à ce jour se trouve dans l'atmosphère.

Une estimation des quantités de krypton 85 rejetées par les usines de traitement et par les explosions nucléaires, jusqu'à ce jour, donne une valeur moyenne de $1,8 \text{ } \mu\text{C}/\text{m}^3$. Ce chiffre est faible par rapport à l'activité gazeuse naturelle qui est de $100 \text{ } \mu\text{C}/\text{m}^3$ pour le radon et de $10^{-3} \text{ } \mu\text{C}/\text{m}^3$ pour le thoron [17].

L'irradiation humaine provenant de ^{85}Kr doit être estimée en fonction d'une valeur de 1 *picocurie* par *mètre cube* d'air, représentant la moitié de la moyenne trouvée en 1961 pour les émetteurs β sous forme d'aérosols radioactifs retenus par les filtres.

CONTAMINATION INTERNE

PAR INHALATION

L'air ambiant contient des particules radioactives dont il est difficile de fixer exactement le risque qu'elles présentent par inhalation ; leur rétention et leur élimination sont encore mal connues ; il faut faire intervenir une série de facteurs parmi lesquels la taille des particules, leurs caractéristiques chimiques et leur caractère de solubilité ou d'insolubilité dans les milieux biologiques.

S'il est possible de déterminer la quantité de chaque isotope présent dans des échantillons de poussières retenus par les filtres, il n'est pas facile d'en déduire les doses correspondantes reçues par les individus qui les inhalent.

D'autre part, ce problème déjà complexe, est encore aggravé par la présence de ce que l'on a appelé les « grosses poussières » fortement radioactives.

Au cours d'une explosion nucléaire, tous les produits radioactifs — matières fissiles, produits de fission, matériaux activés — sont volatilisés et finement dispersés dans l'atmosphère. Les matières solides, par la suite, adhèrent à des poussières de l'air, qui les entraînent au sol. Dans ce mécanisme, il est statistiquement démontré qu'un grand nombre de particules radioactives se retrouve sur la même poussière qui, dès lors, aura une activité spécifique très supérieure aux autres poussières, surtout si les produits adsorbés ont une période brève.

Sur les filtres de prélèvement de poussières ou dans l'eau de pluie recueillie, ces particules donnent à l'analyse des valeurs très supérieures aux moyennes habituellement rencontrées.

Dans la Communauté européenne, l'existence de poussières fortement radioactives a été signalée à plusieurs reprises notamment par une firme photographique qui les décèle par autoradiographie.

De même, le Centre de Mol a recueilli, dans un prélèvement de poussières atmosphériques, le 12 septembre 1961, une « grosse poussière » que l'on a pu évaluer à 6000 *pC*.

L'étude de la décroissance des « grosses poussières » semble, à première vue les faire apparaître comme un agglomérat assez représentatif du milieu général. A l'établissement du C.C.R. d'Ispira, des mesures particulières ont été faites au cours de deux périodes de 15 jours, en octobre et novembre 1961. Sur une quantité d'air étudiée de 18 000 m³, la répartition qualitative des poussières s'établit comme suit :

Activité en <i>picocuries</i>	Octobre 1961	Novembre 1961
	Nombre de particules	Nombre de particules
3 000	0	1
de 1 000 à 1 500	5	0
de 500 à 1 000	36	13
< 500	> 50	> 33
	91	47

Il convient de remarquer qu'une « grosse poussière », exceptionnellement active, de 3 000 *picocuries* a été trouvée le 10 novembre 1961.

Des auteurs allemands [18] ont signalé des particules dont l'activité était supérieure à 1 000 *picocuries* et qui ont été retrouvées après la série d'essais nucléaires d'octobre 1958 ; mais il existe en fait peu de renseignements à ce sujet ; on ignore la proportion de ces « grosses poussières », leur valeur maximale, leur intensité et la granulométrie des supports inertes.

Certains auteurs anglais, notamment MAYNEORD [19], ont étudié l'activité bêta dans les nodules lymphatiques des poumons humains. Ils n'ont pas retrouvé une activité bêta supérieure à celle due au potassium 40, soit environ 1 *microcurie* par nodule lymphatique.

S'intéressant au même problème, LIEBSCHER et SCHONFELD [20], à la fin de l'année 1961, ont publié une étude sur la concentration du cerium 144 isolé dans les nodules lymphatiques des poumons humains. Ce produit de fission est présent dans les retombées sous la forme insoluble, sa demi-vie est de 285 jours et son rendement de fission est tel qu'il est présent dans une plus large activité que les autres produits de fission pendant une période de 1 à 4 ans après sa formation résultant de la fission.

Les nodules lymphatiques semblent indiquer qu'ils concentrent plus énergiquement les radioéléments que le restant du poumon.

Les activités absorbées dans les échantillons varient entre 5,6 et 16,6 *micromicrocurie*, soit des valeurs supérieures à celles signalées par MAYNEORD.

Des études doivent être poursuivies concernant ce problème qui présente incontestablement de l'intérêt.

Mesure du bêta total

Il existe, au sein de la Communauté européenne de l'Énergie atomique, un réseau d'environ 90 *stations* qui effectuent les mesures des échantillons de poussières en suspension dans l'air.

Ces stations se distribuent entre les 48^e et 58^e degrés de latitude nord. Leur altitude varie de —2 à 526 mètres au-dessus du niveau de la mer. Quant aux points de prélèvement, le plus élevé est à 3488 mètres dans les Alpes italiennes. Les mesures portent sur l'activité bêta de l'ensemble des produits de fission présents dans l'échantillon (mesures « bêta total ») sans faire de distinction entre les nucléides. Quelques stations mesurent en outre des rayonnements particuliers ou effectuent des recherches sur certains nucléides.

Les résultats de mesures sont en général obtenus après des délais de décroissance variant de 2 à 5 jours ; ceci explique partielle-

ment les différences qui existent dans les résultats que la Commission a rassemblés. Les autres causes de différence proviennent des types d'installations utilisées, des filtres et des étalons de référence.

Il convient de signaler également que le contrôle de la radioactivité des retombées et précipitations est effectué par 54 stations de mesure qui disposent de plus de 100 points de prélèvement.

Les résultats des mesures « bêta total », depuis 1958, ont été publiés pour l'ensemble de la Communauté dans un document paru en 1961 [21].

En utilisant les informations provisoires reçues à la fin de 1961 et au début de 1962, il a été possible d'établir des tableaux plus complets et plus actuels qui montrent quelle est l'évolution générale de la radioactivité bêta dans les pays de la Communauté jusqu'en février 1962 (voir tableau III à IX).

Après une décroissance constante, au cours des années 1959, 1960 et 1961, une hausse légère et temporaire a eu lieu à la fin du mois de février et au début de mars 1960 ; mais la radioactivité atmosphérique est remontée surtout d'une façon significative après la série des essais nucléaires qui a débuté le 1^{er} septembre 1961 ; rappelons que la région où ces essais se sont déroulés est située entre le 52° N 78° E et le 75° N 55° E.

Il convient de souligner que les mesures de bêta total, faites actuellement dans un grand nombre de stations des États membres de la Communauté, apportent à la Commission une quantité d'informations précises et dans une mesure très suffisante ; mais les chiffres trouvés ne peuvent être utilisés pour déterminer le risque sanitaire que constituent les poussières atmosphériques.

Il est important de connaître la composition des mélanges de produits de fission recueillis dans les échantillons, de même que l'âge, l'activité et le spectre d'énergie de chacun des nuclides intéressés. Un effort particulier doit être fait dans ce sens car ces mesures sont limitées à quelques stations.

ALLEMAGNE

TABLEAU III

**VALEURS MENSUELLES MOYENNES
DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE DE L'AIR**

Stations	1957	1958	1959	1960	1961	1962 Janvier
Münich	1,99	2,45	3,50	0,8	2,65	7,8
Fribourg	0,95	1,40	1,49	—	—	—
Heidelberg	1,51	2,04	2,39	—	—	—
Königstein	—	2,20	3,3	0,4	1,65	7,0
Berlin	—	1,50	2,57	0,4	2,50	5,7
Stuttgart	—	—	2,74	0,45	2,49	6,3
Schleswig	—	1,70	2,65	0,42	1,58	1,9

Valeurs trimestrielles moyennes basées sur des valeurs mensuelles moyennes.

Moyenne trimestrielle basée sur	9	30	30	30	32	11
		moyennes mensuelles				
1 ^{er} trimestre	0,81	1,11	5,0	0,35	0,31	5,9
2 ^e trimestre	1,75	3,12	5,9	0,60	0,35	—
3 ^e trimestre	1,61	1,65	1,3	0,42	1,2	—
4 ^e trimestre	1,65	3,34	0,72	0,45	6,2	—

Valeurs annuelles moyennes basées sur des valeurs mensuelles moyennes.

Moyenne annuelle basée sur	36	120	120	120	132	11
		moyennes mensuelles				
	1,4	2,3	3,2	0,43	2,0	5,9

Les valeurs exprimées en $\mu\text{C}/\text{m}^3$ indiquent l'activité bêta globale artificielle mesurée après 2 jours.

BELGIQUE et LUXEMBOURG

TABLEAU IV

**VALEURS MENSUELLES MOYENNES
DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE DE L'AIR**

Stations	1958	1959	1960	1961	1962	
					Janvier	Février
Uccle	1,1	1,4	<0,1	1,2	3,3	2,0
Dourbes	1,1	1,1	<0,1	0,88	3,3	2,3
Mol	1,5	1,8	<0,1	1,6	4,8	3,7
Ixelles	2,3	2,3	<0,1	1,8	5,2	4,1
Anvers	—	—	0,18	3,1	6,6	4,8
				Nov.-Déc.		
Luxembourg ...	—	—	—	5,7 - 6,2	5,6	2,5

Valeurs trimestrielles moyennes basées sur des valeurs mensuelles moyennes.

Moyenne trimestrielle basée sur	12 moyennes mensuelles	12 moyennes mensuelles	15 moyennes mensuelles	15 moyennes mensuelles	10 moyennes mensuelles
1 ^{er} trimestre ...	0,76	2,5	<0,1	<0,1	4,0
2 ^e trimestre ...	2,4	3,6	<0,1	<0,1	—
3 ^e trimestre ...	0,9	0,4	<0,1	0,7	—
4 ^e trimestre ...	2,0	<0,1	<0,1	5,6	—

Valeurs annuelles moyennes basées sur des valeurs mensuelles moyennes.

Moyenne annuelle basée sur	48 moyennes mensuelles	48 moyennes mensuelles	60 moyennes mensuelles	60 moyennes mensuelles	10 moyennes mensuelles
	1,5	1,6	<1,0	1,7	4,0

Les valeurs exprimées en pC/m^3 indiquent l'activité bêta globale artificielle mesurée après 5 jours.

FRANCE

TABLEAU V

**VALEURS MENSUELLES MOYENNES
DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE DE L'AIR**

Stations	1958	1959	1960	1961	1962	
					Janvier	Février
Aubusson	3,2	1,9	<0,1	1,1	4,3	2,5
Saclay	2,0	3,4	<0,1	2,2	4,5	3,2
Verdun	1,8	1,5	<0,1	0,4	2,1	1,4
Clermont-Ferrand..	—	2,3	<0,1	0,7	—	—
Flers	—	1,9	<0,1	1,7	3,6	2,6
Montpellier	3,9	2,3	<0,1	1,6	4,9	3,7

Valeurs trimestrielles moyennes basées sur des valeurs mensuelles moyennes.

Moyenne trimestrielle basée sur	27 moyennes mensuelles	27 moyennes mensuelles	60 moyennes mensuelles	113 moyennes mensuelles	120 moyennes mensuelles
1 ^{er} trimestre	1,3	3,4	0,2	<0,1	3,3
2 ^e trimestre	2,1	3,3	<0,1	<0,1	
3 ^e trimestre	1,4	0,9	<0,1	0,9	
4 ^e trimestre	3,9	0,4	<0,1	4,5	

Valeurs annuelles moyennes basées sur des valeurs mensuelles moyennes.

Moyenne annuelle basée sur	84 moyennes mensuelles	108 moyennes mensuelles	240 moyennes mensuelles	452 moyennes mensuelles	120 moyennes mensuelles
	2,2	2,0	<0,1	1,4	3,3

Les valeurs exprimées en pC/m^3 indiquent l'activité bêta globale artificielle mesurée après 5 jours.

ITALIE

TABLEAU VI

**VALEURS MENSUELLES MOYENNES
DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE DE L'AIR**

Stations	1958	1959	1960	1961	1962	
					Janvier	Février
Livourne	1,9	2,2	0,60	0,9	—	—
Vigna di Valle ...	2,2	2,3	—	1,3	6,0	—
Ispra	—	2,5	<0,1	2,2	6,6	6,6
Messine	—	2,5	<0,1	2,8	7,1	—
Bologne	—	3,0	<0,1	1,7	—	5,7
Gênes	—	2,6	<0,1	1,5	—	5,5
Trieste	—	2,3	<0,1	1,8	—	4,9
Naples	—	2,9	<0,1	1,31	—	4,9

Valeurs trimestrielles moyennes basées sur des valeurs mensuelles moyennes.

Moyenne trimestrielle basée sur	6 moyennes mensuelles	6 moyennes mensuelles	42 moyennes mensuelles	96 moyennes mensuelles	96 moyennes mensuelles
1 ^{er} trimestre ...	1,3	5,2	<0,1	0,1	5,9
2 ^e trimestre ...	2,9	3,5	<0,1	0,1	—
3 ^e trimestre ...	1,5	0,7	<0,1	0,5	—
4 ^e trimestre ...	2,6	0,1	<0,1	7,2	—

Valeurs annuelles moyennes basées sur des valeurs mensuelles moyennes.

Moyenne annuelle basée sur	24 moyennes mensuelles	24 moyennes mensuelles	168 moyennes mensuelles	380 moyennes mensuelles	96 moyennes mensuelles
	2,1	2,4	<0,1	2,0	5,9

Les valeurs exprimées en $\mu\text{C}/\text{m}^3$ indiquent l'activité bêta globale artificielle mesurée après 5 jours.

PAYS-BAS

TABLEAU VII

**VALEURS MENSUELLES MOYENNES
DE LA RADIOACTIVITÉ ARTIFICIELLE DE L'AIR**

Stations	1957	1958	1959	1960	1961	1962	
						Janvier	Février
De Bilt ...	1,2	1,4	2,1	<0,1	1,9	4,5	3,6
Rijswijk ...	1,4	1,9	2,0	<0,1	1,8	4,1	3,3
Den Helder.	1,2	1,7	2,1	<0,1	1,7	4,1	3,2

Valeurs trimestrielles moyennes basées sur des valeurs mensuelles moyennes.

Moyenne trimestrielle basée sur	12 moyennes mensuelles						6 moyennes mensuelles
	1 ^{er} trimestre ...	0,8	0,8	3,5	<0,1	<0,1	
2 ^e trimestre ...	1,5	2,1	4,3	<0,1	<0,1	—	
3 ^e trimestre ...	1,1	0,8	0,5	<0,1	0,6	—	
4 ^e trimestre ...	1,7	2,7	<0,1	<0,1	6,4	—	

Valeurs annuelles moyennes basées sur des valeurs mensuelles moyennes.

Moyenne annuelle basée sur	48 moyennes mensuelles					6 moyennes mensuelles
		1,2	1,6	2,1	<0,1	

Les valeurs exprimées en $\mu\text{C}/\text{m}^3$ indiquent l'activité bêta globale artificielle mesurée après 5 jours.

TABLEAU VIII

Valeurs trimestrielles moyennes, basées sur des valeurs mensuelles moyennes
en $\mu\text{C}/\text{m}^3$

Pays	1957				1958				1959				1960				1961				Début 1962
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	
Italie ...					1,3	2,9	1,5	2,6	5,2	3,5	0,7	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,5	7,2	5,9
Pays-Bas	0,8	1,5	1,1	1,7	0,8	2,1	0,8	2,7	3,5	4,3	0,5	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,7	6,4	3,8
Belgique					0,7	2,4	1,0	2,0	2,5	3,6	0,5	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,7	5,6	4,0
France...					1,3	2,1	1,4	3,9	3,4	3,3	0,9	0,4	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,9	4,5	3,3
Allemagne	0,8	1,7	1,6	1,6	1,1	3,1	1,6	3,3	5,0	5,9	1,3	0,7	0,3	0,6	0,4	0,4	0,3	0,3	1,2	6,2	5,9
Valeurs trimestrielles moyennes des 5 pays basées sur				87 valeurs mensuelles moyennes				87 valeurs mensuelles moyennes				159 valeurs mensuelles moyennes				268 valeurs mensuelles moyennes				243 valeurs mensuelles moyennes	
				1,0	2,5	1,5	3,0	3,9	4,4	0,7	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,7	5,9	4,5	

TABLEAU IX

VALEURS ANNUELLES MOYENNES
BASÉES SUR DES VALEURS MENSUELLES MOYENNES

en $\mu\text{C}/\text{m}^3$

Pays	1957	1958	1959	1960	1961	Début 1962
Allemagne	1,4	2,3	3,2	0,4	2,0	5,9
Italie		2,1	2,4	<0,1	2,0	5,9
France ...		2,2	2,0	<0,1	1,4	3,3
Belgique...		1,5	1,6	<0,1	1,7	4,0
Pays-Bas	1,2	1,6	2,1	<0,1	1,8	3,8
Valeurs annuelles moyennes des 5 pays basées sur		348 valeurs mensuelles moyennes	348 valeurs mensuelles moyennes	636 valeurs mensuelles moyennes	1072 valeurs mensuelles moyennes	243 valeurs mensuelles moyennes
		2,0	2,2	0,1	1,7	4,5

En utilisant les formules adoptées pour les mélanges dans l'annexe 3 des normes de base de l'Euratom, on peut arriver à évaluer, avec une certaine précision, quel est le risque que présentent les produits de fission présents dans l'air. Des estimations faites par certains laboratoires de la Communauté ont montré que les valeurs actuelles ne représentent qu'une fraction peu importante des concentrations maximums admissibles.

Nous avons essayé néanmoins de procéder à un calcul de la dose délivrée aux poumons par une exposition permanente à $5 \mu\text{C}/\text{m}^3$ de bêta total par jour. Ce calcul aboutit à une dose de 30 *millirem/an*.

DUNNING [22] analysant la radioactivité de l'air, note que l'exposition aux radiations du corps entier, provenant des retombées radioactives a été estimée à $1/30$ du total reçu chaque jour des sources naturelles de radiations.

En conclusion, les mesures du bêta total restent de précieux indicateurs de l'évaluation générale de la radioactivité ambiante, surtout au moment où les essais nucléaires sont repris. Mais un effort particulier doit être fait dans certaines stations de la Communauté pour que l'analyse qualitative des mélanges soit mise en œuvre et que des informations plus précises puissent être obtenues par la Commission.

Carbone 14

Le carbone 14 provient de deux origines. Les neutrons produits par une explosion nucléaire, réagissent avec l'azote atmosphérique pour donner du carbone 14 suivant la réaction ^{14}N (n-p) ^{14}C .

Lorsque l'explosion a lieu au niveau du sol, la moitié des neutrons sont capturés de cette façon et, en altitude, la totalité des neutrons réagissent ainsi.

Le bombardement de l'atmosphère par les rayons cosmiques donne du carbone 14. Sa teneur dans la troposphère est constante et est évaluée à 30.10^{27} atomes. Sa période est de 5 600 ans et il émet un rayon bêta d'énergie 0,158 *Mev*.

La quantité produite par les explosions a été évaluée à 2.10^{26} atomes ou 4,7 kilos de ^{14}C par MT d'énergie dissipée par les bombes. A ce jour, la quantité ainsi formée est de 44.10^{27} atomes, soit un chiffre légèrement supérieur à la masse de carbone 14 d'origine naturelle. Le carbone 14 suit le même mécanisme de distribution que le naturel, dont il ne peut être distingué.

La dose d'irradiation apportée aux tissus humains par le carbone 14 peut être calculée à partir de son taux de désintégration qui est de 14 *dpm/g C*, à partir d'une quantité de carbone inactif égal à 15 % du poids de l'individu ; la dose annuelle reçue par le corps entier a été calculée à 1 *mrad*.

L'irradiation produite par la masse de carbone 14 artificiel, accumulée et mélangée uniformément dans la troposphère, serait par le même calcul de 1,5 *mrad/an*, soit pour la somme des deux 2,5 *mrad/an*.

Comme vient de le signaler M. LABEYRIE, le carbone 14 a augmenté de 40 % dans l'hémisphère nord et de 25 % dans l'hémisphère sud.

Le rôle et l'importance du carbone 14 ont été particulièrement soulignés ces derniers temps, notamment sur le plan des effets génétiques. Mais il convient, pour leur appréciation, de tenir compte des incertitudes quant aux effets de radiations à intensité faible surtout qu'en l'occurrence la dose génétique qui serait « engagée » doit être appréciée en fonction d'une période de 5 600 ans.

CONTAMINATION PAR LA CHAÎNE ALIMENTAIRE

Pour représenter un risque sanitaire dans la contamination par la chaîne alimentaire, les éléments radioactifs doivent répondre à certaines conditions : être en quantités suffisantes, passer effecti-

vement du sol à l'alimentation, être retenus biologiquement pendant un temps plus ou moins long, avoir une demi-vie plus ou moins longue.

Beaucoup de produits de fission retrouvés dans les retombées ne sont pas métabolisés et beaucoup d'autres ont une demi-vie trop courte pour avoir des chances d'atteindre, à un certain moment, l'alimentation et, à travers elle, les individus.

C'est pourquoi, un certain nombre de nuclides « critiques » ont été retenus, car ils interviennent effectivement dans la contamination de la chaîne alimentaire. Il s'agit, en ordre principal, de l'iode 131, du strontium 89, du strontium 90 et du césium 137.

D'autres nuclides, comme le baryum 140 [23], le zirconium 95, le ruthenium 103, le ruthenium 106, le cerium 144 [24], ont aussi été identifiés mais sont moins bien connus quant à leurs conséquences d'irradiation.

La contamination de la chaîne alimentaire est influencée par de nombreux facteurs qu'il est impossible d'envisager dans le cadre du présent exposé. On estime que 90 % des retombées se déposent à la surface du sol et contaminent le milieu ambiant.

Le régime des pluies est un facteur important.

La concentration en produits radioactifs dans les aliments et chez les individus a augmenté rapidement depuis 1957 et augmentera encore dans l'avenir.

Le dépôt sur les feuilles des végétaux et la rétention foliaire représentent pratiquement la plus grande partie de l'origine de la contamination de la chaîne alimentaire. L'absorption par les racines des végétaux intervient également ; elle est influencée par la composition minérale du sol, sa teneur en eau et la profondeur de la pénétration.

Le cycle biologique des nuclides prenant naissance dans l'eau et franchissant les étapes des plantes aquatiques et des animaux représente également un risque qui a été étudié dans de nombreuses circonstances.

Ces études se rattachent au problème général de l'écologie des radioisotopes et des facteurs d'accumulation et de concentration que l'on a mis en évidence dans différentes espèces animales et végétales, en fonction de nuclides particuliers.

Mais, comme je viens de le signaler, il n'est pas possible de passer, même brièvement, en revue, tout ce qui a déjà été dit à ce sujet.

En fait, le lait et les aliments représentent les principaux indicateurs des niveaux d'irradiation humaine, tandis que les échantillons d'eau et d'air permettent de déterminer principalement quelle est la source de contamination et de déceler des changements significatifs dans la radioactivité.

a) Strontium 90

L'indicateur le plus fréquemment utilisé pour exprimer la contamination de la chaîne alimentaire est le strontium 90 dont l'activité est exprimée en *millicurie/km²*.

On détermine la moyenne arithmétique des dépôts de strontium 90 pour chaque 10° de latitude et on en fait une courbe (voir tableau I). On peut également essayer de compenser en fonction des différences climatiques en se servant des résultats de mesure pour les précipitations moyennes dans une bande de latitude déterminée (voir tableaux X à XIV).

Comme il a déjà été signalé, l'étude par le strontium 90 permet de constater non seulement des changements saisonniers avec les maximums du printemps, mais aussi des différences entre les deux hémisphères.

Par exemple, les valeurs moyennes de dépôt de strontium 90 en Australie sont environ 1/4 de celles constatées en Royaume-Uni et dans l'est des U.S.A. durant la période de juillet à décembre en 1958 et 1959 [25].

Le strontium 90 est le premier produit de fission qui ait retenu spécialement l'attention : son rendement est élevé lors de la fission de l'uranium 235 (5 %), ses propriétés chimiques sont comparables à celles du calcium, sa demi-vie est de 28 ans, sa demi-vie effective est de 10 ans et sa demi-vie biologique est de 18 000 jours.

A tous ces égards, le strontium 90 représente un risque sérieux du point de vue sanitaire car il est susceptible d'intervenir dans l'induction de leucémies et de cancers osseux.

D'après les recommandations de la Commission internationale de Protection radiologique [26], le « body burden maximum permisible » est, pour les travailleurs, de 2 *microcuries*.

Il y a dans le squelette humain, environ 1 000 grammes de calcium, ce qui donne, exprimé en micromicrocurie par gramme de calcium, le calcul suivant :

2 microcuries : 1 000 = 2 000 micromicrocuries par gramme de calcium, soit 2 000 S.U. pour les travailleurs et 200 S.U. pour les individus du public (1/10^e de la valeur permise pour les travailleurs).

TABLEAU X

Valeurs approximatives du ⁹⁰Sr dans l'hémisphère nord

Valeurs en MC

Altitude	Nov. 1957 Déc. 1958	Janv. 1959 Août 1959	Sept. 1959 Déc. 1959	Janv. 1960 Mai 1960	Mai 1960	Nov. 1960	Mai 1961
Au-dessus de 30 kms...	0,20	0,20	0,17	0,13	0,14	0,13	0,12
De 20 à 30 kms	0,15	0,27	0,30	0,25	0,23	0,20	0,14
Tropopause	0,61	0,38	0,33	0,37	0,25	0,24	0,19
Total	0,96	0,85	0,80	0,75	0,62	0,57	0,45

TABLEAU XI

Variation de la concentration du ⁹⁰Sr sur le sol et taux annuel du ⁹⁰Sr dans les retombées aux latitudes des Pays Européens

Latitude	Période 1956 - 1958		Quantité au milieu de l'année 1958		Quantité au milieu de l'année 1959		Quantité au milieu de l'année 1960	
	MC	mC/km ²	MC	mC/km ²	MC	mC/km ²	MC	mC/km ²
60° - 50°	0,160	6,37	0,259	10,3	0,38	15,72	0,43	16,8
50° - 40°	0,231	7,38	0,425	13,6	0,69	22,0	1,00	31,7

TABLEAU XII

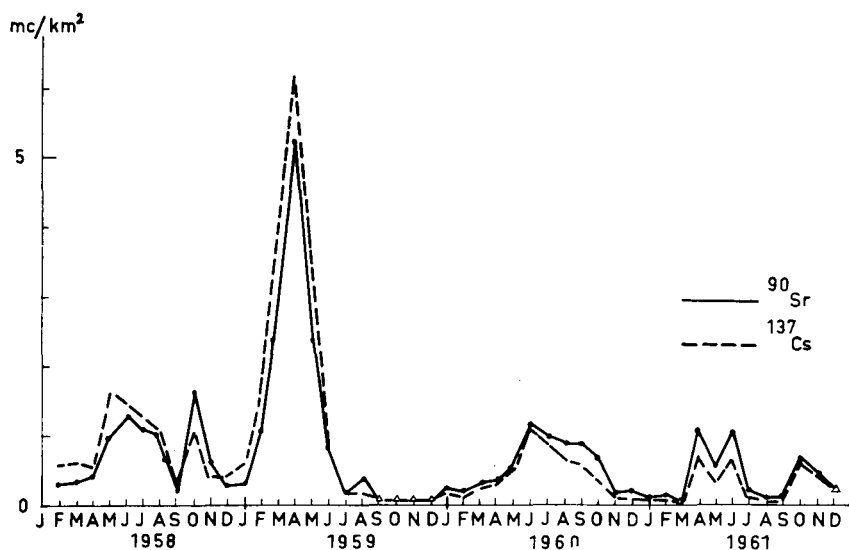


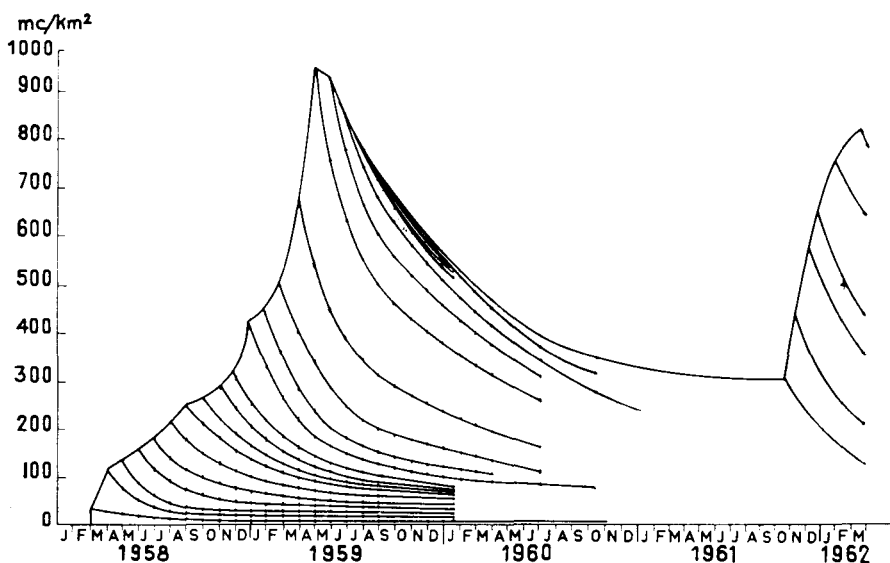
TABLEAU XIII

Dépôts mensuels de ^{90}Sr et de ^{137}Cs dans la zone d'Ispra (Italie)

Mois	H ² O	Nombre de jours de pluie	Bêta total		^{90}Sr		^{137}Cs	
			mC/km ²	pC/l	mC/km ²	pC/l	mC/km ²	pC/l
Janvier	84,2	8	0,55	6,5	0,06	0,7	0,10	1,19
Février	48,6	6	0,97	20,0	0,08	1,65	0,14	2,88
Mars	0,2	1	0,17	—	0,01	—	0,02	—
Avril	259,0	22	4,70	18,1	0,70	2,71	1,10	4,25
Mai	127,0	15	2,80	22,0	0,35	2,75	0,60	4,72
Juin	256,4	17	4,10	16,0	0,65	2,53	1,10	4,15
Juillet	49,6	16	2,10	42,3	0,16	3,23	0,26	5,23
Août	9,6	5	0,60	62,5	0,05	5,20	0,09	9,40
Septembre	16,6	6	36+	2250+	0,07	4,21	0,10	6,02
Octobre	196,6	17	510+	2590+	0,59	2,99	0,70	3,56
Novembre	274,0	17	555+	2020+	0,42	1,53	0,47	1,71
Décembre	34,8	10	110+	3160+	0,23	6,60	0,25	7,47
	1356,6		1226,99		3,37		4,93	

+ = Valeurs corrigées pour l'auto-absorption et la décroissance du 15 du mois du prélèvement au jour de la mesure.

TABLEAU XIV



Accumulation de la radioactivité bêta total des retombées dans la zone d'Ispra (Italie)

A l'heure actuelle, les données récentes fournissent un chiffre de dépôt au sol de 20 à 30 mC/km^2 , ce qui devrait relever le strontium 90 des os humains à 5 S.U. soit 1/40 de cette valeur.

Retombées totales ^{90}Sr sur la surface de la terre
 mC/km^2

jusqu'en	1954	1,97
	1955	2,42
	1956	2,47
	1957	2,60
	1958	5,04
	1959	5,73
	1960	1,77
Août	1961	1,00

23,00

Si les explosions nucléaires continuent au rythme de 10 MT/an , on aurait à l'équilibre une valeur de 80 mC/km^2 , ce qui nous donnerait 20 S.U. pour les os, soit 1/10 de la valeur.

Au point de vue irradiation, on estime que 100 S.U. délivrent au squelette en 70 ans, la dose de 8,5 rad . Si cette irradiation est main-

tenue en permanence à ce niveau, elle est susceptible de délivrer 21 *rad*.

Actuellement, l'activité de 5 S.U. délivre donc 0,4 *rad* pendant 70 ans, et si elle se maintient, 1,1 *rad* à l'équilibre (*).

Si l'on veut préciser davantage quels sont les risques dus au strontium 90 et à d'autres isotopes, il faut tenir compte d'un certain nombre de facteurs de variations dont les deux principaux sont les différences dues aux régimes alimentaires, selon les régions et les populations, et les facteurs de discrimination.

Différences dues aux régimes alimentaires.

Il y a entre les régimes alimentaires des différents pays de grandes variations. Ces régimes peuvent être groupés en trois classes principales :

Dans la classe I, se trouvent des pays comme l'Amérique du Nord, l'Europe, l'Océanie, où le régime alimentaire est tel que les produits laitiers constituent la source principale de calcium. L'absorption de calcium est de l'ordre de 800 à 1 000 milligrammes par jour.

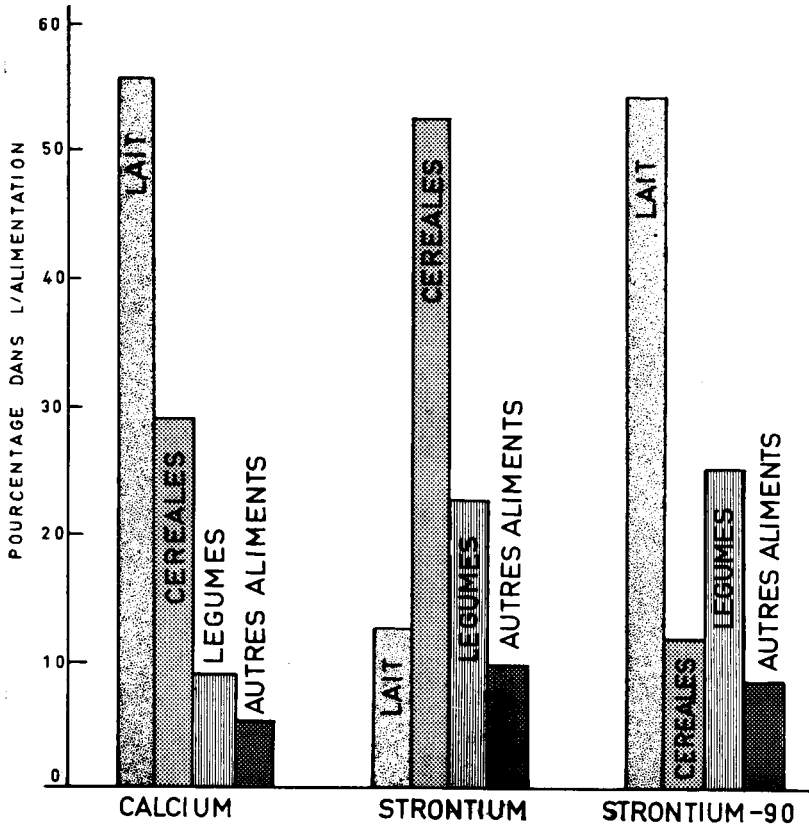
La deuxième classe comprend les pays où le lait apporte moins de la moitié du calcium total alimentaire (Inde, Turquie, Egypte). L'absorption de calcium est de 300 à 450 milligrammes par jour.

Dans la troisième classe, se trouvent les pays où l'alimentation représente une source mineure d'apport en calcium (Japon, Extrême-Orient). Le calcium est surtout apporté par les légumes, céréales et poissons. L'apport journalier est de l'ordre de 200 à 400 milligrammes.

(*) Si le strontium 90 est le radionuclide qui nous intéresse, en ordre principal, dans la contamination de l'alimentation humaine, d'autres radionuclides interviennent également. Par exemple : le potassium 40, qui est présent dans beaucoup de constituants de l'alimentation du bétail, se retrouve dans le lait à des niveaux voisins de 1 280 *micromicrocurie* par litre ; le radium 226 qui est un autre radionuclide naturel est présent dans le lait mais à des niveaux de 0,2 *micromicrocurie* par litre, soit 1/6000 de la concentration en potassium 40.

Le tableau XV indique quelle est la contribution des aliments dans l'alimentation moyenne de l'adulte aux USA et au Royaume-Uni où le lait représente entre 55 à 60 % de l'apport en calcium et

TABLEAU XV



Contribution des aliments dans l'alimentation moyenne de l'adulte

strontium 90. Nous sommes forcés de nous adresser à des références provenant des USA et du Royaume-Uni, parce qu'il n'est pas possible, à l'heure actuelle, d'obtenir des informations aussi complètes en ce qui concerne les pays de la communauté.

Le tableau XVI indique la contribution de différents aliments et boissons dans l'apport de strontium 90 aux régimes alimentaires des USA et du Royaume-Uni en 1959 [28] [29].

TABLEAU XVI

Contribution of various foods and beverages to the strontium 90 content of the diet in U.S.A. and United Kingdom (1959).

Food group	Daily intake of strontium 90			
	United Kingdom		USA	
	$\mu\mu c$	%	$\mu\mu c$	%
Milk	4,86	49,7	7,02	39,3
Cheese	0,71	7,3
Root vegetables ..	0,58	5,9	0,56	3,1
Leafy vegetables.	0,54	5,5	5,25	29,4
Fruit	0,34	3,5	1,34	7,7
Meat, fish, eggs ..	0,55	5,6	0,33	1,8
Flour, cereals ...	1,32	13,5	2,96	16,5
Tea	0,43	4,4
Water	0,45	4,6	0,41	2,2
	9,78	100,0	17,87	100,0
Calcium (g)	1,08		1,01	
$\mu\mu c$ Sr 90/gCa ..	9,0		17,70	

(U.N.F.A.O., 1960).

L'examen de ce tableau permet de constater des différences sensibles entre la composition des régimes alimentaires des deux pays et l'importance relative de certains aliments dans l'apport du strontium 90.

Au Royaume-Uni, le lait apporte la moitié du strontium 90 et les légumes verts 1/20, tandis qu'aux USA, le lait intervient pour 40 % et les légumes verts pour 30 %.

En ce qui concerne la Communauté, il y a un intérêt évident à déterminer avec précision, par des études sur l'alimentation totale, quels sont les risques de contamination par ingestion de strontium 90, et d'autres nuclides pour la population d'une région donnée, car, à l'intérieur d'un même pays, il peut encore y avoir des variations dans l'absorption journalière du strontium 90, selon le type d'alimentation et les habitudes alimentaires (*).

(*) Le lavage des légumes (laitues, par exemple) permet de débarrasser ceux-ci de 60 à 80 % de leur contamination radioactive.

L'eau de boisson ne contribue de façon significative à l'absorption de strontium 90 que si l'alimentation en eau provient des citernes. Quand il s'agit d'eau potable provenant de nappes souterraines, la contribution est beaucoup moins considérable et moins significative au point de vue sanitaire.

D'une façon générale, comme l'ont signalé MORGAN et STANBURY [30], moins de 1 % du strontium 90 déposé à la surface du sol parvient dans les rivières, mais la quantité peut augmenter dans des proportions importantes en période de pluies abondantes. (Les eaux de rivière donnent en général une concentration de 0,1 à 1 *microcurie* de strontium 90 par litre).

En résumé, le lait et les aliments constituent donc les principaux indicateurs des niveaux de contamination radioactive due au milieu ambiant, mais il est nécessaire de connaître, d'une façon précise, la composition de l'alimentation totale d'une population d'un territoire donné pour avoir une évaluation valable de l'irradiation interne résultant de l'ingestion de radioisotopes.

Cette détermination ne doit pas se borner au strontium 90 ; il est important de connaître l'absorption d'autres radionuclides et de calculer l'exposition due à chacun d'eux avant d'en faire la somme et d'aboutir à une mesure de l'irradiation totale.

Différences dues aux facteurs de discrimination.

Le métabolisme du strontium s'apparente à celui du calcium ; c'est pourquoi, pour suivre le strontium 90 depuis le milieu ambiant jusqu'à l'homme, on utilise habituellement le rapport strontium 90 - calcium. On exprime l'activité par l'unité S.U. = 1 *micromicrocurie* de strontium 90 par gramme de calcium. Mais il convient de signaler que le comportement chimique du strontium 90 et du calcium n'est pas identique et que des processus biologiques, comme l'absorption du calcium par le tractus gastro-intestinal, la sécrétion du lait, l'excrétion fécale et urinaire du strontium, apportent une différence dans l'utilisation de ces deux éléments. La vache, par exemple, utilise le calcium d'une façon plus efficace que le strontium pour produire le lait.

Les facteurs sélectifs de réduction au cours du passage de radioisotope à travers le cycle biologique sont appelés les facteurs de discrimination [31].

Les principaux facteurs de discrimination sont :

Sol à la plante	1
Alimentation du bétail au lait ...	0,15
Lait à l'os humain	0,54
Sol à l'os humain	0,08

Ces facteurs de discrimination varient selon la nature du sol et des plantes. Des auteurs japonais ont signalé des facteurs de discrimination de 0,5 au lieu de 1 pour le passage du sol aux végétaux. Ils varient aussi selon les régimes alimentaires du bétail et encore d'autres facteurs que l'on ne peut envisager en détail sans allonger démesurément ce rapport.

STRONTIUM 90 DANS LES OS HUMAINS

La quantité de strontium 90 dans les os suit les mêmes variations que les quantités de strontium 90 déposé sur le sol ; elle atteint un sommet en 1959 puis décroît. En 1953, les valeurs étaient de 1 S.U. ; en 1959, 21,4 S.U. ; en 1960, 17 S.U. [32]. Les valeurs du strontium 90 dans le sol à ces mêmes époques sont : en 1953 de 1,6 *millicurie* de strontium par m² ; en 1959, 62,5 ; en 1960, 58,4 [32], [33].

Il est raisonnable de penser que le rapport du strontium 90 au calcium dans les os de l'adulte est environ 1/4 de celui du régime total [34].

La variabilité entre les os d'un même animal ne dépasse pas 10 %. La variabilité du même type d'os chez des animaux de même lignée est quasi nulle.

De grandes différences existent entre les os provenant d'animaux d'espèces différentes.

Si l'arrêt des essais nucléaires s'était prolongé, le taux dans les os aurait pu décroître jusqu'à ce que le strontium 90 mesuré dans les os soit dû uniquement à la portion de strontium entrant dans les pré par la voie du sol.

Les plus fortes valeurs de strontium 90 trouvées dans les os concernent des os d'enfants de 1 à 2 ans, ce qui s'explique facilement par le métabolisme plus intense du tissu osseux et l'absorption plus grande de lait [35].

b) Cesium 137

Le césium 137 est non seulement un émetteur gamma produisant une irradiation externe mais intervient aussi dans la contamination de la chaîne alimentaire.

On estime en général que 10 *mégatonnes* d'énergie de fission produisent approximativement 1 *mégacurie* de strontium 90 et 1,7 *mégacurie* de césium 137.

Le dépôt actuel de césium 137 au sol pourrait être estimé à 40 *mc/km²* ; l'estimation de l'intégration écologique du césium 137 est de 5 600 *pc* pour un individu moyen. Selon les calculs de LANGHAM et ANDERSON [12], une activité de 20 *mc/km²* délivre une dose de 0,87 *mr/an*, soit une dose génétique en 30 ans de 29 *mr*.

En moyenne, on a trouvé pour la dose délivrée par les explosions nucléaires, la formule $0,8 \text{ mr}/MT$.

Si les essais continuent au rythme de $10 \text{ MT}/an$, le césium 137 produirait à l'équilibre une dose génétique de 240 mr .

En résumé, la dose génétique, à l'équilibre en cas de continuation d'essais nucléaires, due à l'irradiation interne et externe du césium 137, serait de 270 mr , soit environ 10% du background naturel.

A titre d'information, nous donnons quelques résultats obtenus au Centre Commun de Recherches d'Ispra, en ce qui concerne les concentrations du césium 137, mais aussi du strontium 89 et 90 dans l'herbe des prés (voir tableau XVII).

TABLEAU XVII

Concentration de ^{89}Sr , ^{90}Sr et ^{137}Cs dans l'herbe des prés (*)
(Centre Commun de Recherches d'Ispra, Italie)
Année 1961

Provenienza	Mese	^{90}Sr pc/kg	Ca g/kg	U.S.	^{137}Cs pc/kg	K g/kg	^{137}Cs pc/kg	^{89}Sr pc/kg
Barza	Maggio	1220	8.1	150	910	32.3	28	+
Brescia ...	»	609	4.3	140	570	22.6	25	+
Ispra	»	680	9.2	74	1180	21.2	56	+
Osmate ...	»	595	6.6	90	895	15.5	58	+
Barza	Luglio	1725	10.2	169	955	18.3	52	+
Brescia ...	»	1810	10.0	181	3140	8.1	388	+
Ispra	»	1070	10.3	104	1530	16.6	92	+
Osmate ...	»	1470	14.2	103	880	22.1	40	+
Barza	Agosto	1040	10.4	100	1040	21.0	49	+
Brescia ...	»	1030	12.7	81	550	21.8	25	+
Ispra	»	1490	16.0	93	825	23.5	35	+
Osmate ...	»	742	15.8	48	800	18.3	43	+
Ispra	Ottobre	1398	19.2	72	—	—	—	32500
Barza	Novembre	2370	8.6	276	—	—	—	161000
Ispra	»	1460	15.7	93	—	—	—	112000
Barza	Dicembre	4400	3.8	1160	—	—	—	67000
Ispra	»	3980	7.6	524	—	—	—	73000

(*) Sur produit sec — : mesure non effectuée + : absence de ^{89}Sr .

Récemment, MORGAN et COLL [36] ont signalé la présence d'un autre isotope du césium, le césium 136 (demi-vie 13 jours), qui serait absorbé avec le lait et pourrait apporter à l'équilibre une activité correspondant à 100 micromicrocuries après une période d'exposition de quelques semaines. Ce niveau est trop bas pour être détecté in vivo par les mesures de radioactivité corporelle et la dose de radiation n'aurait pas de signification au point de vue sanitaire.

c) **Iode 131 dans le lait.**

L'iode 131 accumulé au sol, peu de temps après une explosion nucléaire, se retrouve dans la chaîne alimentaire et notamment dans le lait de vache, si l'animal est resté en pâturage.

A la suite des essais de 1961, le taux de l'iode 131 dans le lait a souvent dépassé 100 *pc/l*. Le danger résultant de ce produit est surtout important pour les enfants, particulièrement à l'âge de 6 mois ; en effet, jusqu'à cet âge, la glande thyroïdienne demeure à volume constant, tandis que l'enfant consomme de plus en plus de lait.

On a calculé qu'un enfant de 6 mois, buvant du lait contenant 130 *pc/l* d'iode 131, pendant 3 mois, recevait une dose d'irradiation de 0,5 *rad*. Pour les adultes, cette dose est plus faible.

Les valeurs ci-dessous indiquent quelle a été la contamination moyenne du lait dans deux pays de la Communauté :

Italie —	moyenne de 27 résultats en octobre	111 <i>pc/l</i>
	moyenne de 39 résultats en novembre....	116 <i>pc/l</i>
	moyenne de 39 résultats en décembre	42 <i>pc/l</i>
France —	moyenne de 22 stations en novembre....	153 <i>pc/l</i>
	» » » en décembre	36 <i>pc/l</i>

Dès janvier 1962, les valeurs sont devenues beaucoup plus faibles. Le bilan de l'irradiation trimestrielle se situe en-dessous des niveaux maximums acceptés par les experts de l'Euratom, soit 150 *picocuries/litre* par jour en moyenne durant un trimestre.

d) Dans le cadre du présent rapport, il n'est pas possible de présenter autre chose qu'une étude forcément incomplète des éléments intervenant dans l'appréciation du risque dû à la contamination par la chaîne alimentaire. Beaucoup de points restent encore à préciser, aussi bien en ce qui concerne la composition des régimes alimentaires de nos pays que la distribution des éléments radioactifs dans le sol et dans le milieu aquatique, leur cheminement à travers les systèmes biologiques, les valeurs relatives aux quantités des substances radioactives excrétées par l'homme.

De telles informations doivent pouvoir être obtenues en considérant que le but final est la connaissance du dépôt total de substances radioactives dans l'homme, quelle qu'en soit la source, en vue d'une évaluation du risque que présente la contamination de la chaîne alimentaire.

CONCLUSION

En accord avec le rapporteur final, nous n'avons pas, dans cet exposé, abordé le problème des actions biologiques des irradiations consécutives aux retombées : action cancérogène sur l'os, action leucémigène, action mutagène.

Il lui appartient donc de les envisager au moment où il tentera d'établir le bilan des différents types d'irradiation étudiés au cours de ce colloque.

Les risques qu'entraînent les différentes formes d'irradiation auxquelles l'homme est soumis ne peuvent pas être évalués d'une façon absolue en fonction d'une irradiation déterminée.

Seule est possible une comparaison des différents types d'irradiation atteignant l'espèce humaine.

Les éléments figurant dans le présent rapport, dont nous reconnaissons le caractère incomplet et approximatif, apportent certaines valeurs caractéristiques et des ordres de grandeur pouvant être pris en considération dans une évaluation globale.

Un effort particulier d'études et de recherches doit être entrepris dans les pays de la Communauté pour arriver à une meilleure connaissance des risques d'irradiation apportés non seulement par les retombées mais aussi par les autres sources d'irradiation naturelles et artificielles.

La Commission de l'Euratom a conscience de l'importance de cet effort et des lacunes essentielles de nos connaissances dans ce domaine. Elle s'emploie, avec les moyens dont elle peut disposer, à trouver, en collaboration avec les États membres, les voies les plus opportunes et les plus efficaces de son intervention.

* * *

Je tiens à remercier, pour la collaboration qu'ils m'ont apportée dans la rédaction de ce rapport, MM. MUSSO et COLLET, M. PARFAIT ainsi que M. MALVICINI de l'Etablissement du Centre Commun de Recherches d'Ispra.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] LAURENCE KULP J. — Radionuclides in Man from Nuclear Tests. — *Agricultural and Food Chemistry*, 1961, vol. 9, n° 2, pp. 122-126.
— Hearings of the Joint Committee of Atomic Energy Congress of the United States. — *Fallout from Nuclear Weapons Tests. — 1959, May 5, 6, 7 and 8. — Volumes 1, 2, 3 and 4.*
- [2] BREWER A.W. — *Quart. J. Roy. Met. Soc.*, 1949, 75, 351.
- [3] DOBSON G.M.B. — *Proc. Roy. Soc.*, 1956. — A, 236, 187.
- [4] ANDERSON W. et al. — *Nature*, 1960, 186, 223.
- [5] ANDERSON W. et al. — *Nature*, 1960, 187, 550.
- [6] MARTELL E.A. — *Science*, 1959, 129, 1197.
- [7] FEELY H.W. and SPAR J. — *Nature*, 1960, 188, 1062.
- [8] BLEICHRDIT J.F. — Increased Concentration of Beryllium 7 in the Stratosphere after the Nuclear Test Explosions during September-October 1961. — *Nature*, 1962, vol. 193, p. 1065.
- [9] PARKER R.P. and CROOKALL J.-O. — Seasonal Variation and Age of Radioactive Fall-out. *Nature*, 1961, vol. 190.
- [10] ARDOUIN B. et al. — Mesure de la radioactivité d'origine artificielle dans l'hémisphère sud. *Bulletin d'Informations Scientifiques et Techniques*, 1961. — Novembre, n° 56.
- [11] BROIDO A. and TERESI J.-D. — Analysis of the Hazards associated with Radioactive Fallout Material-1 estimation of gamma and beta-doses. *Health Physics*, Pergamn Presse, 1961, vol. 5, p. 63.
- [12] LANGHAM W.H. and ANDERSON E.-C. — ¹³⁷Cs biospheric Contamination from nuclear Weapons Tests. *Health Physics*, Pergamon Presse, 1959, vol. 2, p. 30-48.
- [13] PEIRSON D.H. and SALMON L. — Gamma-Radiation from deposited Fall-out. *Nature*, 1959, vol. 164.
- [14] GUSTAFSON P.F. — Assessment of the Radiation Dose due to Fall-out. *Radiology*, 1960, vol. 75, 2, p. 282-288.
- [15] CHVEDOV et al. — Dose d'irradiation externe gamma provenant des retombées de certains produits de fission. *Atomnaya Energiya*, 1959, vol. 7, n° 6.
- [16] PEIRSON D.H. and SALMON L. — The Hazards to man of nuclear and allied radiations. — A second Report to the Medical Research Council. — 1960, December.
- [17] DELIBRIAS-JEHANNO. — Krypton 85 dans l'Atmosphère. *Bulletin d'Informations Scientifiques et Techniques*, 1959, Juin.

- [18] JACOBI W. — Beziehungen zwischen der Grösse radioaktiver Partikel und ihrer Ausscheidung aus der Atmosphäre und im Atemtrakt. Kolloquium über radioaktive Partikel, 5. und 6. März 1959, Schriftenreihe des Bundesministers für Atomkernenergie und Wasserwirtschaft.
- [19] MAYNEORD W.V. — The Hazards to man of nuclear and allied Radiations. — A second Report at the Medical Research Council. — 1960, December.
- [20] LIEBSCHER K. and SCHONFELD T. — Concentration of inhaled Cerium 144 in Pulmonary Lymph Nodes of Human Beings.—*Nature*, 1961, vol. 192.
- [21] Organisation Générale du Contrôle de la Radioactivité dans les pays de la Communauté et résultats de mesures pour l'année 1960. — Communauté Européenne de l'Energie atomique. — La Commission. — PS 3.
- [22] DUNNING G.M. — Fallout from USSR 1961 nuclear Tests. Atomic Energy Commission, TID-14377. — January 1962.
- [23] Mc NAUGHTON G.S. and VOODWARD R.-N. — Barium 140 in New-Zealand rainwater. *Nature*, 1961, vol. 191, p. 1344.
- [24] NEZU N., ASANO M. and OUCHI S. — Cerium-144 in Food. *Science*, 1962, vol. 135, p. 102.
- [25] BRYANT F.J. and al. — Strontium-90 in Fall-out and in man in Australia, January 1959. — June 1960, *Nature*, 1961, vol. 190, p. 754.
- [26] Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 2, Report of Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation. — 1959.
- [27] LANGHAM W.H. — Potential Hazard of Worl-Wide Fallout, Health Physics, Perganom Press. — 1958, vol. 1.
- [28] KRAYBILL, H. F. — Radiological Hazards in Processed Foods resulting from Nuclear Warfare. *Food Technology*, 1962, p. 13.
- [29] United Nations Food and Agriculture Organization, Report n° 1-6089, 1960 ; Dietary Levels of Strontium 90 and Cesium 137. A Summary of Information on a World-Wide Scale.
- [30] MORGAN A. and STANBURY D.-G. — The Contamination of Rivers with fission products from Fallout, Health Physics, Pergamon Press. — 1961, vol. 5, pp. 101-107.
- [31] Radionuclides in Foods. U.S. Department of Health, Education and Welfare, Public Health Service. — 1960, April.
- [32] Fallout Program quarterly summary Report, United States Atomic Energy Commission, HASL. — 1961, October 1.
- [33] Preliminary Data on Fallout from the fall 1961 USSR test series, Health and Safety Laboratory, HASL, - 1962, February 27.
- [34] BURTON J.D. and MERCER E.-R. — Discrimination between Strontium and Calcium in their passage from diet to the bone of adult man. *Nature*, 1962, vol. 193, p. 846.
- [35] SCHULERT A.R. and al. — Strontium 90 distribution in the Human Skeleton, Health Physics, Pergamon Press. — 1959, vol. 2, pp. 62-68.
- [36] MORGAN A. and al. — Cesium 136 in rain and in milk. *Nature*, 1962, 193, pp. 1150-1151.

AUTRES RÉFÉRENCES

- Rapport du Comité Scientifique des Nations-Unies pour l'Etude des Effets des Radiations ionisantes. — Nations-Unies. — XIII^e session, Suppl. n^o 17 (A/3838) - New-York, 1958.
 - Environmental Contamination from weapon Tests. — United States A.E.C. — HASL-42. — 1958, Oct.
 - Radiological Health Data. — Volume II, n^o 1 à 12. — Quarterly report. — 1961.
 - Radiological Health Data. — Volume III, n^o 1 et 2. — Quarterly Report. — 1962.
 - IRVING SAX N. and Jack J. GABAY. — Public Health Aspects of Environmental Radiation. — Radiological Sciences. — Radiological Sciences Group, Division of Laboratories and Research, New-York State Department of health.
 - Dietary levels of Strontium 90 and Cesium 137. — A summary of world information - food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 1961.
 - KIRCHMANN R. — Evolution du Strontium 90 dans les sols et les végétaux : analyse des résultats obtenus en 1959. — *Bulletin de l'Institut Agronomique et de Stations de Recherches de Gembloux*. Vol. II, 1960.
 - KIRCHMAN N. et al. — Programme « Evolution du Strontium 90 dans les sols et les végétaux ». Centre d'Etude de l'Energie Nucléaire, C.E.N., 22 mars 1960.
 - Strontium 90 in Human Diet in the United Kingdom 1958. — Agricultural Research Council, Radiobiological Laboratory, Report n^o 1, 1959.
 - BOCQUET. — Les Dangers des Radiations ionisantes. — Service National de la Protection civile. — Ministère de l'Intérieur, 1959.
 - JAMMET H.-P. — La Pollution radioactive de l'Atmosphère. *Ingenieria Sanitaria*, Avril 1958.
-

DISCUSSION

M. CHEVALLIER. — L'appréciation des incidences de la contamination des aliments basés sur la santé de la population est extrêmement difficile car soumise à un grand nombre de facteurs variables.

a) La contamination d'un même aliment, par exemple le fourrage, peut être très différente à une même époque, d'un lieu à l'autre en raison des différences de régime des pluies, de la vitesses de la croissance des végétaux et aussi de la nature du sol et de sa teneur en éléments radioactifs naturels.

b) L'évolution des agents contaminateurs dans le cycle biologique est très différente suivant l'élément contaminateur.

Elle dépend en fait : de la nature chimique de l'élément, de sa solubilité, de son équilibre avec d'autres éléments (Sr/Ca), de son état physique (colloïdal ou moléculaire) ; les radiocolloïdes, par exemple, ne franchissent pratiquement pas la barrière intestinale.

Enfin, il y a le cas particulier du lait : sa contamination dépend essentiellement de la nourriture des vaches, nourriture qui, suivant les saisons, est extrêmement différente et plus ou moins liée à la contamination actuelle du fourrage.

En résumé, s'il est nécessaire d'étudier la contamination pour tous les éléments dosables, le contrôle systématique et permanent doit se localiser aux radioéléments entrant en haute proportion dans les organismes animaux soit : le strontium, l'iode et césium.

C. BURG. — M. RECHT a fait état du problème des particules chaudes. Ceci est à rapprocher d'une observation curieuse que nous avons faite à Nancy. Nous étudions en effet de façon systématique, la radioactivité humaine et à ce titre nous avons étudié un très grand nombre de poumons humains. Or la radioactivité retrouvée dans ces différents poumons se situe dans des limites modérées, sauf pour deux poumons dont le taux de radioactivité atteignait 10 fois celui observé en moyenne.

L'étude spectrométrique de ces deux poumons a montré alors que l'on était en présence de césium 137. On est évidemment tenté d'attribuer ce phénomène à ces particules chaudes.

M. COUTROT. — Je voulais seulement poser à M. RECHT une question, qui jusqu'ici semble n'avoir pas été approfondie dans la bibliographie ; elle intéresse l'importance du plutonium 239 dans les retombées radioactives, plutonium 239 provenant de la partie non fissionnée du combustible utilisé dans les bombes. On possède actuellement de nombreux résultats de mesure en strontium 90 et césium 137 mais très peu de résultats relatifs au plutonium 239. Ces mesures semblent cependant essentielles, car si l'on se fie au calcul, pour une explosion vieille de quelques mois, il semble que la nuisance totale due au plutonium 239 l'emporte sur celle de l'ensemble des produits de fission émetteur β .

P. RECHT. — Les références sont effectivement très rares ; la recherche en est difficile ; les résultats récents se trouvent dans le document HASL 27-2-1962 : 0,014 mC/mi^2 de plutonium comme moyenne pour octobre 1961 à Pittsburg par rapport à 0,37 mC/mi^2 de ^{90}Sr . En septembre 1961, les valeurs trouvées étaient 0,010 Pu α et 0,07 ^{90}Sr .

En fait le problème de la recherche du plutonium et de connaissances plus précises sur son métabolisme doit être étudié.

H. JAMMET. — Peu de mesures ont été faites sur le plutonium 239. Cela tient d'une part à la discrimination considérable par le tube digestif, d'autre part à la difficulté des techniques à employer.

M. FACV. — 1^o) Le plutonium intéresse davantage les retombées proches que les retombées à l'échelle planétaire.

2^o) Le rapport $^{90}Sr/^{137}Cs$ dans les analyses est difficile à préciser parce que :

a) ^{90}Cs est soluble et peut rentrer dans le système racinaire des plantes,

b) ^{90}Sr est insoluble et surtout capté par les parties aériennes des plantes, selon un coefficient de captation variant avec la vitesse du vent et la géométrie des parties aériennes de la plante. Et, en plus, ces parties aériennes polluées peuvent être lessivées de leur ^{90}Sr par des pluies intervenant avant la prise de l'échantillon à analyser,

c) Pour certaines plantes et pour certains sols, même le ^{90}Sr arrive à être métabolisé par la plante, quelquefois même à un taux plus élevé que ^{137}Cs .

d) Si on se base sur des analyses d'échantillons de sols, la porosité de ce dernier peut favoriser la rétention du ^{90}Sr par rapport au ^{137}Cs .

Le problème est ainsi complexe et dépend de facteurs aussi variés que dans le cas de la radioactivité spécifique de l'air comparée à celle des précipitations.

H. JAMMET. — L'ONU a décidé de ne plus tenir compte des résultats en β totaux.

P. RECHT. — Comme je l'ai déclaré tout à l'heure les mesures en β totaux apparaissent comme des indicateurs précieux de la contamination radioactive générale de l'atmosphère, de l'eau ou du sol mais ne permettent pas d'en déduire une dose d'irradiation à l'homme.

M. DELPLA. — Ne conviendrait-il pas de tenir compte, non seulement de la valeur du rapport Sr/Ca, mais encore de la forme chimique ou physique (colloïdale par exemple) des combinaisons sous lesquelles se présentent ces éléments dans l'alimentation ?

P. RECHT. — Sans aucun doute. Le problème présente un grand intérêt surtout en fonction de la rétention foliaire qui joue le rôle essentiel dans l'adsorption du strontium 90.

M. MICHON. — Je voudrais répondre également à M. DELPLA. Il convient de distinguer deux sortes de contaminations : une contamination directe par dépôt où la forme physico-chimique du strontium pourrait jouer un rôle, et une contamination résultant de l'absorption physiologique des radioéléments parvenus au sol. Cette contamination moins importante en intensité me semble cependant la plus importante en conséquences car elle est permanente. A celle-ci correspond des radioéléments qui sont alors sous une forme que l'on peut qualifier d'alimentaire.

M. DELPLA. — Je pensais, en posant ma question, au pain anglais dans lequel on ajoute du carbonate de calcium, comme nous l'a indiqué M. le Dr RECHT.

