



RAPPORT
DU COMITE SCIENTIFIQUE
DES NATIONS UNIES
POUR L'ETUDE DES EFFETS
DES RADIATIONS IONISANTES

ASSEMBLEE GENERALE

DOCUMENTS OFFICIELS : DIX-NEUVIEME SESSION

✓ SUPPLEMENT N° 14 (A/5814)

NATIONS UNIES

RAPPORT
DU COMITE SCIENTIFIQUE
DES NATIONS UNIES
POUR L'ETUDE DES EFFETS
DES RADIATIONS IONISANTES

ASSEMBLEE GENERALE

DOCUMENTS OFFICIELS : DIX-NEUVIEME SESSION
SUPPLEMENT N° 14 (A/5814)



NATIONS UNIES
New York, 1964

NOTE

Les cotes des documents de l'Organisation des Nations Unies se composent de lettres majuscules et de chiffres. La simple mention d'une cote dans un texte signifie qu'il s'agit d'un document de l'Organisation.

Dans le présent rapport, les renvois aux annexes sont indiqués par une lettre suivie immédiatement d'un numéro : la lettre désigne l'annexe à consulter et le numéro est celui du paragraphe pertinent. Dans chaque annexe, les renvois à la bibliographie scientifique de l'annexe sont indiqués par des numéros.

TABLE DES MATIERES

| | <i>Pages</i> |
|--|--------------|
| Abréviations..... | iv |
| <i>Chapitres</i> | |
| I. — Introduction..... | 1 |
| II. — Contamination radioactive du milieu par les essais nucléaires..... | 4 |
| III. — Radiocancérogenèse chez l'homme..... | 7 |

ANNEXES

| | |
|--|-----|
| A. — Contamination radioactive du milieu par les essais nucléaires..... | 11 |
| B. — Radiocancérogenèse chez l'homme..... | 85 |
| C. — Liste des rapports reçus par le Comité..... | 118 |
| <i>Appendice I.</i> — Liste des experts scientifiques membres des délégations nationales..... | 125 |
| <i>Appendice II.</i> — Liste des experts scientifiques qui ont prêté leur concours au Comité pour la rédaction du rapport..... | 126 |

ABREVIATIONS

| | |
|--------------|--|
| ABCC | Atomic Bomb Casualty Commission (Commission des victimes des bombes atomiques). |
| AIEA | Agence internationale de l'énergie atomique. |
| CIPR | Commission internationale de protection contre les radiations. |
| CIUMR | Commission internationale des unités et mesures radiologiques. |
| FAO | Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture |
| OMM | Organisation météorologique mondiale. |
| OMS | Organisation mondiale de la santé. |

* * *

| | |
|-------------|---|
| ADN | Acide désoxyribonucléique. |
| ARN | Acide ribonucléique. |
| CMA | Concentration maximale admissible. |
| EBR | Efficacité biologique relative. |
| EMRP | Equivalent minimal de radium pur. |
| ERG | Electrorétinogramme. |
| GI | Gastro-intestinal. |
| ITC | Irradiation totale du corps. |
| RO | Rapport observé. |
| RSE | Résonance de spin électronique. |
| SNC | Système nerveux central. |
| SRE | Système réticulo-endothélial. |
| TLE | Transfert linéaire d'énergie. |
| TNT | Trinitrotoluène (tolite). |
| UV | Ultraviolet. |

CHAPITRE PREMIER

INTRODUCTION

Constitution et mandat du Comité

1. Le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des radiations ionisantes a été créé par l'Assemblée générale à sa dixième session, le 3 décembre 1955, par la résolution 913 (X), à la suite des délibérations de la Première Commission du 31 octobre au 10 novembre 1955. Le mandat du Comité était défini au paragraphe 2 de la résolution susmentionnée, par laquelle l'Assemblée générale chargeait le Comité :

"a) De recevoir et de réunir sous une forme judicieuse et utile la documentation suivante sur la radioactivité, fournie par des Etats Membres de l'Organisation des Nations Unies ou membres des institutions spécialisées :

"i) Rapports sur l'intensité observée des radiations ionisantes et de la radioactivité ambiante ;

"ii) Rapports sur les observations et les expériences scientifiques relatives aux effets des radiations ionisantes sur l'être humain et sur son milieu qui sont en cours ou seront entreprises ultérieurement par des organismes scientifiques nationaux ou par des autorités des gouvernements nationaux ;

"b) De recommander des normes uniformes en ce qui concerne les méthodes de prélèvement et l'instrumentation, ainsi que les méthodes de mesure des radiations à utiliser pour l'analyse des prélèvements ;

"c) De rassembler et de grouper sous une forme unifiée les divers rapports visés au point i de l'alinéa a ci-dessus, relatifs à l'intensité des radiations ;

"d) De faire une étude comparative des rapports des divers Etats visés au point ii de l'alinéa a en évaluant chaque rapport pour déterminer son utilité aux fins des travaux du Comité ;

"e) De présenter chaque année un rapport sur l'état des travaux et d'établir pour le 1er juillet 1958, ou plus tôt si les données recueillies le justifient, un résumé des rapports reçus au sujet de l'intensité des radiations et des effets des radiations sur l'être humain et sur son milieu, ainsi que les évaluations visées à l'alinéa d ci-dessus, en indiquant également les programmes de recherche qui pourraient demander une étude plus poussée ;

"f) De communiquer au Secrétaire général, chaque fois que le Comité le jugera utile, les documents et évaluations visés ci-dessus, pour publication et transmission aux Etats Membres de l'Organisation des Nations Unies ou membres des institutions spécialisées."

2. Le Comité est composé de l'Argentine, de l'Australie, de la Belgique, du Brésil, du Canada, des Etats-Unis d'Amérique, de la France, de l'Inde, du Japon, du Mexique, de la République arabe unie, du Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord, de la Suède, de la Tchécoslovaquie et de l'Union des Républiques socialistes soviétiques.

Activités du Comité

3. Depuis sa création, le Comité a tenu 14 sessions. Son activité au cours des 11 premières sessions a été décrite dans les introductions aux rapports d'ensemble que le Comité a présentés à la treizième et à la dix-septième sessions de l'Assemblée générale, en 1958¹ et en 1962². L'Assemblée générale a pris note du rapport d'ensemble de 1962 au cours de sa dix-septième session, par la résolution 1764 (XVII) du 21 novembre 1962. Dans cette résolution, l'Assemblée générale :

1) Félicitait le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des radiations ionisantes de ses travaux et de l'utile rapport qu'il avait présenté ;

2) Exprimait ses remerciements à l'Agence internationale de l'énergie atomique, aux institutions spécialisées, aux organisations scientifiques internationales non gouvernementales et aux organisations scientifiques nationales, ainsi qu'aux hommes de science qui avaient aidé le Comité scientifique dans ses travaux ;

3) Soulignait tout spécialement la conclusion du Comité scientifique selon laquelle l'irradiation de l'espèce humaine par un nombre croissant de sources artificielles, notamment du fait de la contamination mondiale du milieu ambiant par les radionucléides à courte et à longue période qui résultent des explosions nucléaires, requerrait l'attention la plus soutenue, en particulier parce que les effets de toute augmentation de l'irradiation pouvaient ne se manifester pleinement qu'après plusieurs dizaines d'années en ce qui concerne les effets somatiques et après de nombreuses générations en ce qui concerne les lésions génétiques ;

4) Priaient instamment tous les intéressés de prendre note des suggestions faites et des opinions exprimées dans le rapport du Comité scientifique ;

5) Priaient le Comité scientifique de poursuivre son évaluation des risques causés par les radiations, ainsi que son examen des études et des nouvelles enquêtes qu'il faudrait entreprendre pour permettre à l'homme d'accroître ses connaissances sur les effets des radiations, et de faire rapport à l'Assemblée générale, lors de la dix-huitième session, sur l'état de ses travaux et sur son futur programme de travail ;

6) Invitait l'Agence internationale de l'énergie atomique, les institutions spécialisées, les organisations scientifiques internationales non gouvernementales et les organisations scientifiques nationales, ainsi que les hommes de science et les gouvernements des Etats Membres, à continuer de collaborer pleinement avec le Comité scientifique afin de l'aider à s'acquitter des tâches importantes qu'il devait encore mener à bien ;

7) Recommandait aux gouvernements des Etats Membres d'établir et de mettre en œuvre, selon leurs

¹ Documents officiels de l'Assemblée générale, treizième session, Supplément No 17 (A/3838).

² Ibid., dix-septième session, Supplément No 16 (A/5216).

moyens, d'amples programmes d'information relatifs aux effets des radiations ionisantes;

8) Priait le Secrétaire général de continuer à fournir au Comité scientifique l'assistance dont il avait besoin pour s'acquitter de ses travaux.

4. Ainsi que l'Assemblée générale le lui avait demandé dans cette résolution, le Comité a étudié son programme de travail au cours de sa douzième session, qui s'est tenue à l'Office européen à Genève du 21 au 30 janvier 1963, et l'a exposé dans un rapport à l'Assemblée générale³.

5. Dans ce rapport le Comité faisait remarquer que l'Assemblée générale l'avait prié de poursuivre son évaluation des risques causés par l'irradiation, ce qui comportait l'examen, d'une part, des doses provenant des différentes sources de rayonnement et, d'autre part, des résultats des études biologiques et médicales permettant de mieux connaître les effets génétiques et somatiques des rayonnements et la mesure dans laquelle la fréquence de ces effets dépend des doses d'irradiation. Toute modification importante apportée aux estimations des doses reçues par les tissus humains ou à l'évaluation des relations quantitatives entre la dose et les effets pourrait amener le Comité à réviser les évaluations des risques causés par les rayonnements.

6. Le Comité a estimé aussi que l'Assemblée générale pourrait être utilement tenue au courant des résultats des travaux permanents du Comité si celui-ci lui présentait à des intervalles assez fréquents, mais pas nécessairement chaque année, des rapports brefs ou spécialisés sur toute conclusion pouvant entraîner une modification sensible des estimations des risques causés par les rayonnements. Le Comité n'excluait pas la possibilité de préparer une nouvelle étude générale de l'ensemble du domaine relevant de sa compétence lorsqu'à son avis les progrès scientifiques le justifieraient.

7. L'Assemblée générale a examiné le rapport lors de sa dix-huitième session. A la suite des délibérations de la Commission politique spéciale, l'Assemblée générale a adopté le 12 novembre 1963 la résolution 1896 (XVIII), par laquelle elle demandait au Comité scientifique de poursuivre son programme et son œuvre coordonnatrice pour accroître la connaissance du niveau et des effets des rayonnements ionisants provenant de toute source.

8. Faisant suite à cette demande, le Comité a examiné à sa treizième session les renseignements dont il disposait sur la contamination du milieu et sur l'induction de transformations malignes en vue d'établir le présent rapport, qu'il a achevé et adopté le 10 juillet 1964 au cours de sa quatorzième session.

9. A sa quatorzième session, le Comité a aussi examiné la manière dont il devrait poursuivre son travail d'évaluation des risques dus à toutes les sources d'irradiation et a demandé que des dispositions soient prises en vue de la réunion d'une seule session en 1965. Le Comité a exprimé l'espoir qu'il lui serait possible de présenter un autre rapport de fond à l'Assemblée générale en 1966.

Sources d'information

10. La liste des rapports reçus par le Comité du 10 mars 1962 au 3 juillet 1964 inclusivement des Etats Membres de l'ONU, de ses institutions spécialisées et de l'Agence internationale de l'énergie atomique, ainsi que de ces institutions elles-mêmes, figure à l'annexe C.

³ *Ibid.*, dix-huitième session, Annexes, point 31 de l'ordre du jour, document A/5406.

Les listes des rapports présentés avant le 10 mars 1962 figurent en annexe aux rapports du Comité de 1958 et de 1962. Le Comité a disposé en outre d'un certain nombre d'autres rapports publiés dans la littérature scientifique ainsi que de communications personnelles inédites de divers hommes de science.

Organisation des travaux du Comité

11. L'examen et l'évaluation des renseignements reçus par le Comité se sont faits comme par le passé, au cours de réunions sans caractère officiel de spécialistes nommés par le Comité. Leurs conclusions générales ont ensuite été examinées par le Comité dans son ensemble. Conformément à l'usage établi du Comité, les délibérations techniques n'ont pas fait l'objet de comptes rendus détaillés.

12. M. D. J. Beninson (Argentine) et M. M. E. A. El-Kharadly (République arabe unie) ont assumé respectivement les fonctions de président et de vice-président pour les douzième et treizième sessions du Comité. A la treizième session, M. D. J. Stevens (Australie) et M. A. R. Gopal-Ayengar (Inde) ont été élus respectivement président et vice-président pour les quatorzième et quinzième sessions. Les noms des personnalités scientifiques qui ont pris part aux travaux du Comité de la douzième à la quatorzième session inclusivement comme membres des délégations nationales figurent à l'appendice I.

Personnel scientifique

13. Comme par le passé le Comité a été aidé par du personnel scientifique et des consultants désignés par le Secrétaire général et chargés de l'examen et de l'évaluation préalable des renseignements scientifiques reçus par le Comité ou contenus dans des publications scientifiques.

14. Si la responsabilité du rapport appartient entièrement au Comité celui-ci tient cependant à remercier de leur aide et de leurs conseils les hommes de science dont les noms sont indiqués à l'appendice II. Il doit beaucoup à leur concours et à leur bonne volonté.

Relations avec les institutions des Nations Unies et avec d'autres organisations

15. Le Comité s'est félicité de l'aide que lui ont apportée pendant ses sessions l'Organisation internationale du Travail (OIT), l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), l'Organisation mondiale de la santé (OMS), l'Organisation météorologique mondiale (OMM), l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) et, parmi les organismes non gouvernementaux, la Commission internationale de protection contre les radiations (CIPR) et la Commission internationale des unités et mesures radiologiques (CIUMR).

16. A la demande du Comité, la FAO a réuni des données sur la contamination de la chaîne alimentaire qui ont été utilisées dans le présent rapport, et l'OMM a aidé à l'évaluation des problèmes relatifs au transport et à la distribution des débris radioactifs en réunissant un groupe de météorologistes éminents qui ont pris part aux délibérations sur la contamination atmosphérique lors de la treizième session du Comité.

17. Comme le relatait le rapport de 1962, à sa onzième session, le Comité avait étudié, à la demande du Secrétaire général de l'OMM, un avant-projet, proposé par

l'OMM, pour la mise en œuvre de la section II de la résolution 1629 (XVI) de l'Assemblée générale. Faisant suite à une demande ultérieure du Secrétaire général de l'OMM, le Comité a étudié à sa douzième session un plan révisé que l'OMM avait établi à la suite des recommandations du Comité. A l'issue de ses délibérations, le Comité a adopté une déclaration qui a été transmise au Secrétaire général de l'OMM et qui contenait un certain nombre de recommandations sur les aspects du plan qui étaient du ressort du Comité.

Portée et objet du rapport

18. Le présent rapport ne vise pas à embrasser tout le domaine des effets des rayonnements comme l'avaient fait les rapports du Comité de 1958 et de 1962. Au contraire, il ne traite que de deux sujets: la contamination du milieu ambiant par les explosions nucléaires et la possibilité d'évaluer quantitativement le risque d'induction par les rayonnements de transformations malignes chez l'homme.

19. Sur le premier sujet, le Comité a jugé qu'il y avait lieu de passer en revue de manière détaillée les renseignements disponibles en juin 1964, de manière à compléter l'analyse qu'il avait faite de la question dans son rapport de 1962. Après l'adoption de ce rapport, la contamination de l'atmosphère par les explosions nucléaires avait continué à un rythme intense jusqu'à la fin de 1962, ce qui avait rendu nécessaire une révision des estimations des doses et des risques causés par des débris radioactifs. D'autre part, les résultats d'un certain nombre de nouvelles études publiés depuis mars 1962 ont éclairé dans une certaine mesure plusieurs questions que le rapport

de 1962 avait laissées en suspens. Pour l'estimation des risques dus à la contamination ambiante, il est donc tenu compte dans le présent rapport non seulement de la quantité de matières radioactives qui se trouve actuellement dans le milieu, mais aussi des nouvelles connaissances sur les mécanismes de distribution dans le milieu et de transfert aux tissus du corps à travers les chaînes alimentaires. Puisque seuls les aspects du sujet qui ont été modifiés sensiblement par le progrès des connaissances depuis 1962 sont examinés dans le présent rapport, le lecteur est invité à se reporter au rapport de 1962 pour les notions de base nécessaires.

20. Pour ce qui est de l'induction de transformations malignes, bien que nos connaissances n'aient pas évolué de manière radicale depuis 1962, des renseignements récents permettent de donner une base plus solide à certaines estimations de risques que le Comité avait déjà obtenues dans le passé, d'en confirmer d'autres qui n'avaient été qu'ébauchées et d'en proposer de nouvelles. Dans le cas de l'induction de transformations malignes également, le lecteur aura recours au rapport de 1962 pour l'examen de bien des détails de la radiocarcinogénèse qui ne sont pas traités dans le présent rapport.

21. Comme dans les précédents rapports du Comité, le texte principal du présent rapport est accompagné d'annexes techniques dans lesquelles les renseignements scientifiques dont disposait le Comité sont analysés d'une manière plus détaillée. Le Comité tient à souligner, comme il l'a fait par le passé, que ses conclusions, fondées sur les données scientifiques actuellement disponibles, ne peuvent être considérées comme définitives et devront être révisées à mesure que progressera la connaissance scientifique.

CHAPITRE II

CONTAMINATION RADIOACTIVE DU MILIEU PAR LES ESSAIS NUCLEAIRES

1. Les explosions nucléaires qui ont eu lieu entre septembre 1961 et décembre 1962 ont notablement accru la contamination radioactive du milieu et, par conséquent, les doses de rayonnement que recevront les populations humaines. Toutefois, le Comité constate qu'après la cessation des explosions nucléaires expérimentales dans l'atmosphère, dans l'espace extra-atmosphérique et sous l'eau, et en raison des circonstances favorables, ces sources n'ont plus contribué à la contamination radioactive du milieu. Pour calculer les doses aux tissus humains, il faut des renseignements sur les quantités des divers radioéléments et sur le rythme auquel ils se déposent à la surface du globe et entrent dans la chaîne alimentaire. Depuis la cessation des essais dans l'atmosphère en décembre 1962, le Comité a pu réunir assez de renseignements pour être en mesure de mettre dument à jour les estimations des doses d'irradiation résultantes.

2. Presque tous les produits de fission provenant des explosions de 1961-1962 ont été injectés dans la stratosphère. Du fait du strontium 90 formé lors des essais en question, la réserve stratosphérique à la fin de 1962 dépassait de 5 mégacuries environ le niveau qu'elle avait au milieu de 1961 (A32-34)⁴.

3. Le rythme auquel la radioactivité descend de la stratosphère au niveau du sol dépend de l'altitude à laquelle les produits formés s'élèvent dans l'atmosphère et de la latitude à laquelle ont lieu les explosions. Par exemple, le temps de séjour moyen des matières radioactives dans la stratosphère au-dessus de 100 km dépasse cinq ans, alors que dans la basse stratosphère elle est inférieure à un an (A16-19). L'évaluation des données expérimentales a conduit le Comité à adopter une valeur globale de deux ans pour le temps de séjour moyen des divers produits de fission d'origine stratosphérique (A20). C'est là une durée inférieure à celle qui a été employée dans le rapport de 1962, mais les prévisions quant au dépôt de strontium 90 et de césium 137 ne se trouvent guère modifiées par ce changement de valeur.

4. Le taux de retombée des radioéléments à longue période en 1962 a été trois fois plus grand que pendant la période 1960-1961, et la retombée en 1963 a été plus élevée que durant l'une quelconque des années précédentes (A36-38). De l'avis du Comité le taux de la retombée pourrait en 1964 atteindre les deux tiers environ de la valeur de 1963 et continuera à diminuer progressivement au cours des années ultérieures.

5. Les produits de fission à courte période ont décliné jusqu'à des niveaux négligeables durant 1963, si bien qu'ils ne donneront plus lieu à une dose d'irradiation après 1964 (A56-59).

6. Les matières radioactives déposées à la surface terrestre constituent des sources d'irradiation tant externe qu'interne pour la population. Alors que leur contribution à la dose externe dépend du rayonnement

gamma qu'elles émettent, la valeur de la dose interne dépend essentiellement de la mesure dans laquelle les différents nucléides passent dans le corps humain par l'intermédiaire des chaînes alimentaires.

7. Le strontium 90 et le césium 137 sont les plus importants des produits de fission dus aux explosions nucléaires qui contaminent l'alimentation de l'homme. Les mécanismes dont dépend le passage du strontium 90 par la chaîne alimentaire dans la nourriture de l'homme ont été discutés de manière détaillée dans le rapport de 1962⁵. Les renseignements obtenus depuis lors n'exigent pas que l'on modifie la base d'évaluation. En 1962, la contamination des aliments dans l'hémisphère Nord a été un peu plus grande qu'en 1959, année pour laquelle on avait, jusque-là, observé les valeurs les plus fortes. En 1963, la teneur des aliments en matières radioactives dans l'hémisphère Nord a été au moins deux fois plus grande qu'en 1962 (A80). Dans l'hémisphère Sud, la contamination des aliments a augmenté en 1962 et 1963, mais à un degré moindre, et les concentrations sont restées nettement plus faibles que dans l'hémisphère Nord (A81).

8. Des données récentes concernant le transfert de césium 137 par les chaînes alimentaires ont conduit à améliorer la base d'évaluation des doses d'irradiation interne chez l'homme dues au césium 137 (A134, 135, 178-180). Il est maintenant évident que les doses imputables au césium 137 avaient été quelque peu surestimées dans le rapport de 1962. Entre 1961 et 1963, la concentration du césium 137 dans l'alimentation a évolué à peu près comme celle du strontium 90 (A117).

9. On a constaté que le passage du césium 137 dans l'organisme humain est intensifié dans certaines conditions écologiques locales et l'on observe alors les concentrations les plus fortes que l'on ait jusqu'ici mesurées dans l'organisme. Ainsi, dans les régions arctiques, la teneur en césium 137 de la chair de renne et de caribou est élevée en raison de l'accumulation de ce radioélément dans la végétation dont se nourrissent ces animaux (A118). La concentration du césium 137 dans l'organisme de petits groupes d'habitants de ces régions qui se nourrissent presque exclusivement de viande de renne et de caribou a, dans certains cas, dépassé le centuple de la moyenne mondiale (A128).

10. On a dosé les radionucléides à courte période dans le milieu, dans l'alimentation et dans le corps humain d'une manière plus suivie depuis la fin de 1961 qu'au cours des séries d'essais antérieures. De ce fait, les doses provenant de ces radioéléments sont connues avec une plus grande précision. L'iode 131 a été l'objet d'une attention particulière (A136-146), parce que son absorption par les enfants en bas âge à partir du lait conduit à une irradiation de la thyroïde. Les adultes, dont la consommation de lait est moindre et la thyroïde plus grande, reçoivent des doses beaucoup plus faibles.

⁴ Dans le présent rapport, les renvois aux annexes sont indiqués par une lettre suivie immédiatement d'un numéro. Ainsi, A32-34 renvoie aux paragraphes 32 à 34 de l'annexe A.

⁵ Documents officiels de l'Assemblée générale, dix-septième session, Supplément No 16 (A/5216), chap. V, par. 60 à 69.

11. Dans la plupart des régions de la zone tempérée de l'hémisphère Nord, la dose moyenne reçue par la thyroïde d'enfants nourris au lait frais a été de l'ordre de 0,1 rad en 1961 (A, tableau XXX); les doses ont été analogues en 1962, alors qu'en 1963 elles ont été négligeables (A182, 183). Dans l'hémisphère Sud, les doses ont été nettement plus faibles. En 1962, la teneur en iode 131 du lait produit dans certaines zones limitées situées dans un périmètre de quelques centaines de kilomètres des zones d'essai a été 10 fois supérieure à la valeur moyenne; les doses reçues par la thyroïde se sont trouvées accrues en conséquence (A138).

12. Le Comité a de nouveau examiné le problème des doses dues au carbone 14, radioélément dont la période est de 5 700 ans environ et qui se forme à partir de l'azote atmosphérique à la fois naturellement, grâce à l'action constante du rayonnement cosmique, et artificiellement, sous l'effet des neutrons libérés par les explosions nucléaires. La quantité de carbone 14 artificiel contenue dans l'atmosphère a environ triplé du fait des essais de 1961-1962. En juillet 1963, la concentration du carbone 14 artificiel dans l'air au niveau du sol était passée à 90 p.100 de la concentration du carbone 14 naturel dans l'hémisphère Nord (A, tableau XV). Avec le temps, le carbone 14 artificiel tendra à se répartir de manière uniforme dans l'ensemble de l'atmosphère et à être progressivement absorbé par les océans. Ainsi, en l'an 2 000, la teneur de l'atmosphère en carbone 14 artificiel sera tombée à quelque 3 p. 100 de sa teneur en carbone 14 naturel (A71).

13. Comme dans son rapport de 1962^a, le Comité a fondé son évaluation des risques comparatifs dus aux explosions nucléaires faites dans le passé sur les doses engagées qui découlent pour les gonades, pour les cellules tapissant les surfaces des os et pour la moelle osseuse—tissus dont l'irradiation peut provoquer des tares héréditaires, des tumeurs osseuses et des leucémies respectivement. La dose engagée est la dose totale, calculée en tant que valeur moyenne pour la population mondiale, que recevront les tissus correspondants jusqu'à la décroissance complète des matières radioactives introduites dans le milieu. Les doses formant la dose engagée peuvent être étalées sur une très longue période. Les doses engagées résultant de tous les essais qui ont eu lieu avant janvier 1963 sont indiquées au tableau I.

14. Dans le présent rapport, les doses engagées sont exprimées en rads⁷. Dans le cas des rayonnements résultant des explosions nucléaires, les rads, tels qu'ils sont employés ici, et les rems, tels qu'on les a définis dans le rapport de 1962⁸, sont numériquement équivalents. Dans le présent rapport, les doses dues au rayonnement naturel sont aussi exprimées en rads, ce qui leur donne par conséquent une valeur numérique légèrement inférieure à celle qui figurait dans le rapport de 1962, où elles étaient exprimées en rems. Ces doses sont de 99, 96 et 95

⁶ A/5216, chap. VI.

⁷ Le rad est l'unité de dose absorbée; A/5216, chap. II, par. 23.

⁸ A/5216, chap. II, par. 26; la Commission internationale des unités et mesures radiologiques a récemment donné une nouvelle définition du rem.

TABLEAU 1. — DOSES ENGAGÉES RÉSULTANT DES EXPLOSIONS NUCLÉAIRES*

| Tissu | Source d'irradiation | Doses engagées (mrads) | | Paragraphe de l'annexe A | |
|--|---|--|--|--------------------------|-----|
| | | Résultant de la période d'essais 1954-60 (Estimations tirées du rapport de 1962) | Résultant de la période d'essais 1954-62 (Nouvelles estimations) | | |
| Gonades | Externe: courte période ^b . | 11 | 21 | 163 | |
| | | césium ¹³⁷ | 16 | 29 | 165 |
| | Interne: césium ^{137b} | 8 | 13 | 179 | |
| | | carbone ¹⁴ | 5 ^o | 13 ^o | 187 |
| | TOTAL | 40 | 76 | | |
| Cellules tapissant les surfaces des os | Externe: courte période ^b .. | 11 | 21 | 163 | |
| | | césium ¹³⁷ | 16 | 29 | 165 |
| | Interne: strontium ⁹⁰ | 67 | 174 | 173 | |
| | | césium ^{137b} | 14 | 13 | 179 |
| | | carbone ¹⁴ | 8 ^o | 20 ^o | 187 |
| strontium ⁸⁹ | 0,15 | 0,30 | 176 | | |
| TOTAL | 116 | 257 | | | |
| Moelle osseuse | Externe: courte période ^b .. | 11 | 21 | 163 | |
| | | césium ¹³⁷ | 16 | 29 | 165 |
| | Interne: strontium ⁹⁰ | 33 | 87 | 174 | |
| | | césium ^{137b} | 10 | 13 | 179 |
| | | carbone ¹⁴ | 5 ^o | 13 ^o | 187 |
| strontium ⁸⁹ | 0,07 | 0,15 | 176 | | |
| TOTAL | 75 | 163 | | | |

* Dans le rapport de 1962, ces doses étaient données en mrems. Comme il est expliqué au paragraphe 191 de l'annexe A, dans le présent rapport toutes les doses sont exprimées en mrads.

^b Les doses engagées dues aux radioéléments à courte période et au césium 137 contenu dans l'organisme sont calculées dans le présent rapport (par. 162, 178 de l'annexe A) sur une base qui diffère légèrement de celle du rapport de 1962.

^o Pour le carbone 14, il semble indiqué de considérer seulement la dose cumulée jusqu'en l'an 2000, époque à laquelle les doses dues aux autres radioéléments auront été reçues presque en totalité. Les doses engagées *totales* imputables au carbone 14 provenant des essais faits jusqu'en 1960 pour les gonades, les cellules tapissant les surfaces des os et la moelle osseuse sont de 48, 80 et 48 mrads respectivement. Pour tous les essais qui ont eu lieu jusqu'à la fin de 1962, les doses engagées imputables au carbone 14 sont de 180, 290 et 180 mrads respectivement.

millirads par an, pour les gonades, pour les cellules tapissant les surfaces des os et pour la moelle osseuse respectivement.

15. Les évaluations comparatives du risque peuvent être rapportées aux doses résultant des sources naturelles d'irradiation. Une difficulté inhérente à de telles comparaisons est la période arbitraire par rapport à laquelle il faut intégrer la dose de rayonnement naturel. En principe, il y a plusieurs possibilités :

1) La dose engagée pourrait être comparée à la dose de rayonnement naturel reçue pendant une période égale à celle pendant laquelle est reçue une fraction importante de la dose engagée. Une telle comparaison pourrait être trompeuse du fait que les irradiations dues à des essais nucléaires futurs pourraient empiéter sur la période en question.

2) Comme dans le rapport de 1962⁹, on pourrait aussi faire une comparaison avec la dose de rayonnement naturel reçue durant la période des essais, puisqu'il s'agit de la dose engagée résultant de ladite période, indépendamment de la source d'irradiation. Toutefois, cette comparaison peut aussi être considérée comme peu satis-

faisante, étant donné que la période en question n'est pas facile à définir.

3) Une comparaison directe entre les doses engagées (en millirads) et les débits de dose annuels dus au rayonnement naturel (en millirad/an) n'est guère justifiée.

4) Une autre solution, qui a aussi été employée dans le rapport de 1962¹⁰ et que l'on adopte ici, est d'exprimer les doses engagées par le temps durant lequel l'irradiation naturelle devrait être doublée pour que l'accroissement de dose résultant soit égal à dose engagée.

16. Pour tous les essais antérieurs à janvier 1963, les périodes en question sont d'environ 9 mois pour les gonades, 32 mois pour les cellules tapissant les surfaces des os, et 20 mois pour la moelle osseuse. Ces périodes ne sont pas directement comparables à celles que l'on a données dans le rapport de 1962, parce qu'elles ne tiennent compte que de la partie de la dose engagée résultant du carbone 14 qui sera reçue avant l'an 2 000. De plus, les périodes indiquées dans le rapport de 1962 se rapportaient aux essais effectués durant 1954-1961 et comportaient une hypothèse concernant la manière dont étaient pratiqués les essais nucléaires pour l'année 1961.

⁹ A/5216, chap. VI.

¹⁰ A/5216, chap. VI, par. 17.

CHAPITRE III

RADIOCANCEROGENESE CHEZ L'HOMME

1. L'un des principaux problèmes examinés dans les rapports de 1958 et de 1962 était celui de l'estimation du risque absolu d'induction de certains effets par les rayonnements à des doses et à des débits de dose correspondants à ceux qui proviennent des sources naturelles et de la retombée due aux essais nucléaires. Le rapport de 1958 donnait des estimations des risques absolus qui exprimaient la fréquence de certains effets par unité de dose et étaient provisoires et en grande partie hypothétiques ; en outre, dans de nombreux cas, l'application de résultats observés pour des doses et débits de doses élevés à des doses et débits de dose faible et à des conditions d'exposition différentes mettait en jeu des hypothèses difficilement justifiables. Aussi, le Comité s'est-il borné dans son rapport de 1962 à l'estimation de risques comparatifs. Après avoir analysé une fois de plus les renseignements disponibles sur l'induction du cancer chez l'homme, le Comité ne voit pas la possibilité de faire autrement au stade actuel.

2. Cependant, les données publiées depuis 1952 ont conduit le Comité à considérer comme possible, pour quelques tissus seulement et surtout dans les intervalles de doses élevés, de faire des estimations du risque (B20)¹¹ (exprimées par exemple en nombre de cas par an et par rad pour un million d'individus exposés) qui sont valables seulement dans l'intervalle de doses observé et les conditions d'irradiation données. De plus, surtout lorsque les doses étudiées sont comprises dans l'intervalle à l'intérieur duquel la fréquence de l'effet augmente rapidement avec la dose, il est peu vraisemblable que le risque par unité de dose aux très faibles doses soit sensiblement plus grand qu'aux doses élevées, et il est probablement beaucoup moindre. Ainsi le risque estimé par unité de dose représente dans la plupart des cas une limite supérieure des effets aux doses très faibles (B18, 19).

3. De nouvelles possibilités d'analyser l'augmentation de la fréquence des leucémies en fonction de la dose parmi les survivants des explosions d'Hiroshima et de Nagasaki ont été offertes par une étude portant sur un échantillon de survivants répartis en groupes d'après les doses estimées qu'ils avaient reçues. L'estimation des doses se fonde sur la distance à l'hypocentre et sur la mesure dans laquelle les sujets ont été protégés contre l'irradiation (B25-30). Il est difficile d'évaluer la précision des estimations de doses, qui pourraient bien être entachées d'une erreur systématique, en particulier du fait de nos connaissances limitées sur l'importance relative des neutrons et des rayons gamma issus de l'explosion. Toutefois, il est presque certain que l'erreur commise sur la valeur des doses ne dépasse pas un facteur 2 ou 3.

4. Si l'on admet comme valables les estimations des doses, la fréquence annuelle moyenne de la leucémie radio-induite, établie sur une période de neuf ans allant

de 1950 à 1958, est à peu près proportionnelle à la dose dans l'intervalle compris entre 100 et 900 rads environ. Le taux d'accroissement avec la dose est de 1 à 2 cas par an et par rad pour un million d'individus exposés (B30). On ignore pendant combien de temps se maintiendra la fréquence accrue des leucémies parmi les survivants. Il semble que le surcroît de fréquence ait marqué une légère diminution durant les années 60.

5. On ne saurait appliquer qu'avec prudence à l'ensemble de la population cette estimation du risque absolu. La population survivante a été fortement sélectionnée par l'effet létal de l'irradiation elle-même, si bien que les survivants ne sont pas nécessairement représentatifs de la population irradiée pour ce qui est de la susceptibilité à la cancérogenèse radio-induite.

6. L'estimation obtenue à partir des individus ayant survécu à l'explosion des bombes atomiques concorde avec celle qui a été établie, pour l'intervalle compris entre 300 et 1500 rads, dans une enquête tout à fait différente portant sur des sujets atteints de spondylarthrite ankylosante et traités par irradiation (B40-55). Dans l'enquête en question les doses étaient fractionnées et sont connues avec une précision plus grande, mais le nombre des cas de leucémie observés est très faible. De plus, on ne peut pas savoir dans quelle mesure l'affection même pour laquelle les malades avaient été traités, ou d'autres moyens thérapeutiques qui leur ont été appliqués, pourraient être la cause de la fréquence accrue des leucémies. Une estimation fondée sur cette seule enquête ne saurait donc être valable que pour les personnes atteintes de spondylarthrite.

7. Le rapport de 1962 avait traité brièvement des données relatives à l'induction de transformations malignes chez les enfants irradiés *in utero*. A l'époque, ces données étaient considérées comme controversées. Des rapports plus récents ont confirmé la fréquence accrue des transformations malignes, dont la leucémie, chez les enfants irradiés *in utero* (irradiation à des fins diagnostiques, parfois répétée (B62-73). Bien que l'on n'ait pas d'estimations précises des doses, il y a lieu de croire que celles-ci étaient de l'ordre de quelques rads. Selon les estimations du risque fondées sur cette hypothèse, le risque de leucémie par unité de dose pourrait être plusieurs fois plus élevé chez les enfants irradiés *in utero* que chez les adultes (B72). Ces enquêtes donnent à penser, et cela est important, que dans certaines conditions de faibles doses d'irradiation, de l'ordre de quelques rads, peuvent induire des tumeurs malignes. Comme dans le cas de la spondylarthrite ankylosante, il se peut que l'échantillon d'enfants irradiés ne soit pas représentatif de l'ensemble de la population d'enfants (B73).

8. Le rapport de 1962 avait traité aussi des données provenant du registre des tumeurs d'Hiroshima concernant la relation entre la distance à l'hypocentre et la fréquence totale des tumeurs. De nouvelles données provenant du même registre, ainsi que de celui de

¹¹ Dans le présent rapport, les renvois aux annexes sont indiqués par une lettre suivie immédiatement d'un numéro. Ainsi, B20 renvoie au paragraphe 20 de l'annexe B.

Nagasaki, ont maintenant été étudiées par le Comité. Elles montrent toujours que la fréquence diminue avec la distance à l'hypocentre, mais la relation apparaît moins nette que ne l'indiquaient des rapports antérieurs et ne se prête pas à une analyse quantitative. Une autre étude récente de survivants japonais, portant sur un échantillon de population limité mais défini de manière plus précise, tout en montrant une mortalité accrue par leucémie n'a pas fait ressortir nettement que l'irradiation ait influé sur la mortalité due à toute autre cause entre 5 et 14 ans après l'irradiation, mais il semble y avoir une augmentation de la fréquence d'autres transformations malignes (B175-180).

9. Le Comité a examiné des enquêtes récentes sur l'induction de carcinomes thyroïdiens résultant de l'irradiation de la région de la thyroïde à des fins thérapeutiques durant l'enfance (B105-119). Cette irradiation était souvent fractionnée. Comme dans tous les cas d'irradiation thérapeutique, il n'est pas possible de distinguer entre l'effet de l'irradiation et celui de l'affection qui a motivé le traitement. La précision de l'estimation des doses d'irradiation à la thyroïde n'est pas grande, mais elle est suffisante pour permettre de tirer quelques conclusions concernant la relation entre la dose et la fréquence du carcinome thyroïdien.

10. De même que pour la leucémie, on observe une proportionnalité approximative entre la fréquence du cancer thyroïdien et la dose dans l'intervalle compris entre 100 et 300 rads et on obtient une estimation du risque de l'ordre de un cas par an et par rad pour un million d'individus exposés, qui est la valeur moyenne pour une période de 16 ans environ suivant l'irradiation (B117). La période de risque peut toutefois être un peu plus longue. On a signalé aussi une fréquence plus élevée des tumeurs de la thyroïde parmi les survivants adultes des explosions atomiques (B90-100). La fréquence dépend de la distance de l'hypocentre, mais les données ne sont pas suffisantes pour permettre une évaluation quantitative du risque.

11. Le Comité a examiné les renseignements touchant les estimations du risque pour certaines autres transformations malignes, à savoir les tumeurs osseuses chez les personnes contaminées par le radium (B130-145), les tumeurs du foie chez les sujets auxquels on avait administré des composés du thorium à des fins de diagnostic

(B146-151), le cancer de la peau induit par l'irradiation externe (B126-129) et les tumeurs du poumon chez les mineurs exposés à des poussières radioactives (B152-174). L'insuffisance que présentent le prélèvement d'échantillons et la dosimétrie, le fait que les périodes de latence sont plus longues et que la probabilité d'induction peut être plus faible rendent peu dignes de foi les évaluations quantitatives fondées sur les données actuellement disponibles. Le Comité estime toutefois que pour certaines tumeurs, outre les leucémies et les tumeurs de la thyroïde, il pourrait être possible de recueillir avec le temps assez de renseignements pour que d'autres estimations du risque puissent être faites et il convient à son avis d'encourager et d'appuyer fortement les études visant à établir des relations quantitatives significatives entre la dose et la fréquence observée de toute forme de transformation maligne chez l'homme.

12. Il ne faut pas s'attendre toutefois à pouvoir disposer de telles estimations pour tous les genres de tissus humains, ou même pour un grand nombre d'entre eux. Les seules données qui permettent de déterminer le risque global de transformations malignes radio-induites sont celles qui se rapportent à l'exposition de l'ensemble du corps à des doses considérables, comme à Hiroshima et à Nagasaki. Il est donc très important de poursuivre les études concernant la population de ces deux villes. Il est encore trop tôt pour que toutes les transformations malignes possibles se soient manifestées chez ces populations exposées, mais les données actuelles semblent indiquer que la leucémie pourrait bien être le type prédominant de cancer produit et que le risque total pour l'ensemble des transformations malignes ne dépassera probablement pas d'un facteur notable la valeur donnée ci-dessus pour la leucémie (B179-180).

13. Il importe de ne manquer aucune occasion d'explorer les possibilités d'entreprendre des études significatives sur des groupes de population humaine exposés et de poursuivre ces études lorsque des méthodes épidémiologiques valables peuvent être appliquées. D'un autre côté, l'utilité de données de cette nature pour l'estimation des effets de doses très faibles dépend nécessairement du progrès de nos connaissances touchant les mécanismes fondamentaux de la cancérogenèse, le mode d'action des rayonnements et leur interaction avec d'autres agents cancérogènes dans le milieu.

ANNEXES

ANNEXE A

CONTAMINATION RADIOACTIVE DU MILIEU PAR LES ESSAIS NUCLEAIRES

TABLE DES MATIERES

| | <i>Paragraphes</i> | | <i>Paragraphes</i> |
|---|--------------------|--|--------------------|
| INTRODUCTION..... | 1 | Le césium 137 dans l'alimentation..... | 117-119 |
| I. — MOUVEMENT DES RADIOÉLÉMENTS ARTIFICIELS | | Métabolisme du césium chez l'homme..... | 120-122 |
| DANS L'ATMOSPHÈRE..... | 2-30 | Concentration observée dans l'organisme hu- main..... | 123-129 |
| Aérosols radioactifs..... | 3-6 | Relation entre le césium 137 de la retombée et de l'alimentation et la charge corporelle chez l'homme..... | 130-135 |
| Transport à l'intérieur de l'atmosphère..... | 7-26 | Iode 131..... | 136-146 |
| Mouvement à l'intérieur de la stratosphère... | 10-20 | L'iode 131 dans l'alimentation..... | 136-140 |
| Mouvement à l'intérieur de la troposphère... | 21-26 | L'iode 131 dans la thyroïde humaine..... | 141-146 |
| Mécanismes du dépôt..... | 27-30 | IV. — DOSES PROVENANT DE LA CONTAMINATION DU MILIEU ET DE LA CONTAMINATION INTERNE.... | 147-195 |
| II. — RÉSERVE ET DÉPÔT DE RADIOÉLÉMENTS ARTIFI- CIELS..... | 31-77 | Influence de la distribution de la retombée et de la population..... | 147-155 |
| Strontium 90..... | 31-34 | Doses externes..... | 156-165 |
| Atmosphère..... | 32-34 | Débits de dose mesurés dans l'air..... | 156-157 |
| Mesures dans les précipitations et le sol..... | 35-50 | Produits de fission à courte période..... | 158-163 |
| Cours d'eau et lacs..... | 42-43 | Césium 137..... | 164-165 |
| Océans..... | 44-50 | Doses internes..... | 166-188 |
| Césium 137..... | 51-54 | Strontium 90..... | 166-174 |
| Krypton 85..... | 55 | Strontium 89 et baryum 140..... | 175-177 |
| Produits de fission à courte période..... | 56-59 | Césium 137..... | 178-180 |
| Strontium 89..... | 56-58 | Iode 131..... | 181-185 |
| Autres produits de fission à courte période... 59 | | Carbone 14..... | 186-188 |
| Carbone 14..... | 60-71 | V. — RÉSUMÉ..... | 189-195 |
| Réserve..... | 60-66 | | |
| Circulation du carbone 14..... | 67-68 | | |
| Activité future du carbone 14..... | 69-71 | | |
| Autres radioéléments artificiels..... | 72-77 | | |
| III. — CONTAMINATION DES ALIMENTS ET DES TISSUS HUMAINS..... | 78-146 | | |
| Strontium 90 et strontium 89..... | 78-110 | | |
| Césium 137..... | 111-135 | | |
| Mécanismes intervenant dans la chaîne alimen- taire..... | 111-116 | | |
| | | | <i>Pages</i> |
| | | TABLEAUX..... | 49 |
| | | RÉFÉRENCES..... | 72 |

Introduction

1. L'objet de la présente annexe est d'évaluer les renseignements sur la contamination du milieu par les explosions nucléaires dont le Comité a eu connaissance depuis son rapport de 1962^a à l'Assemblée générale^b, et de réviser les estimations quantitatives de l'irradiation reçue par les populations humaines du fait de cette contamination. Cette mise à jour est nécessaire parce que de nouvelles contaminations se sont produites depuis l'adoption du rapport de 1962, bien que, à la suite de la cessation des essais atmosphériques en décembre 1962, les niveaux de radioactivité dus aux nucléides à courte période aient baissé substantiellement en 1963. D'autre part, des travaux récents permettent de mieux connaître les mécanismes par lesquels les substances radioactives passent de leur point d'origine au milieu dans lequel se trouve l'homme. On se reportera à l'annexe F du rapport de 1962 pour ce qui concerne les nombreux aspects du problème de la contamination du milieu qui n'ont pas sensiblement évolué depuis lors.

^a Documents officiels de l'Assemblée générale, dix-septième session, Supplément No 16 (A/5216), appelé ci-après "le rapport de 1962".

^b Les nombres placés au-dessus de la ligne renvoient aux références bibliographiques qui se trouvent à la fin de la présente annexe.

I. — Mouvement des radioéléments artificiels dans l'atmosphère

2. C'est dans la stratosphère qu'a été libérée la plus grande partie des produits de fission résultant des explosions nucléaires jusqu'à la fin de 1962. Pour faire un calcul prévisionnel de l'intensité de la retombée de ces produits, il faut donc connaître la réserve stratosphérique et les mécanismes par lesquels s'effectue la descente au sol. Depuis le rapport de 1962, beaucoup de données nouvelles ont été publiées au sujet du mouvement des débris dans l'atmosphère. Il est donc indiqué d'examiner les caractéristiques principales des processus qui entrent en jeu, en s'étendant plus longuement sur les acquisitions récentes.

AÉROSOLS RADIOACTIFS

3. Après une explosion nucléaire, les produits de fission contenus dans la boule de feu se présentent initialement en phase gazeuse. A mesure qu'il s'élève et se dilate, le nuage chaud se refroidit, à la fois par perte de chaleur radiante, par refroidissement adiabatique et par mélange avec de l'air plus frais. De ce fait, les produits de fission se condensent et forment un aérosol composé de particules fines. Comme la majeure partie

des produits de fission radioactifs libérés en 1961 et 1962 provient d'explosions à grande puissance, les débris ainsi formés ont été pour la plupart transportés haut dans la stratosphère².

4. Le rapport de 1962 a traité de la répartition des débris entre les retombées locale, troposphérique et stratosphérique. C'est surtout dans la stratosphère qu'ont été injectés les débris radioactifs produits en 1961 et 1962; ces débris, s'ajoutant à la réserve stratosphérique provenant des expériences antérieures, ont constitué la source principale de la contamination mondiale ultérieure. La retombée locale n'a d'importance qu'à proximité du lieu de l'explosion, et la retombée troposphérique est entièrement déposée au bout d'un mois environ.

5. Les matières radioactives provenant d'essais nucléaires peuvent être sous forme gazeuse ou sous forme de macroparticules. Dans la haute atmosphère, au-dessus d'environ 100 km, même les particules très petites ont une grande vitesse de chute^{3,4}. D'autre part, à haute altitude, les substances gazeuses ont un taux de diffusion moléculaire plus grand que celui des particules. Dans la basse troposphère, les macroparticules sont rapidement éliminées lors des précipitations. Peu de temps après un essai, on a observé des particules hautement radioactives dans l'air au niveau du sol et dans la retombée^{29,35}. Toutefois, la plupart des mesures dans la stratosphère au-dessous d'environ 20 km, faites plusieurs mois après la cessation des essais nucléaires, laissent supposer que la plupart des particules radioactives ont des dimensions inférieures au micron et, par conséquent, une vitesse de chute négligeable⁵. Contrairement à ce qui se passe pour les gaz, les particules peuvent être éliminées par impaction ou peuvent se déposer après coagulation avec d'autres aérosols.

6. D'autres recherches ont montré qu'il existe une corrélation entre l'activité et la teneur en sulfates des échantillons prélevés dans la stratosphère⁶. Il pourrait donc y avoir coagulation, ou peut-être accumulation de sulfate sur les particules radioactives, qui deviennent alors plus grandes. Storebø a fait une étude théorique de la croissance des particules pendant l'ascension du nuage nucléaire et a conclu que la grosseur finale peut être suffisante pour que la chute par gravité ait une certaine importance par rapport aux mouvements dus aux échanges d'air³. La distribution granulométrique mesurée dans la stratosphère indique qu'à ces altitudes la grande masse des débris est transportée principalement par les mouvements d'air. Toutefois, dans la basse troposphère la grosseur des particules augmente notablement sous l'effet de l'agglomération, ce qui peut accélérer de façon significative l'intensité du dépôt de l'aérosol.

TRANSPORT À L'INTÉRIEUR DE L'ATMOSPHÈRE

7. Pour comprendre les mouvements des débris radioactifs dans la couche atmosphérique, il faut connaître à fond la circulation générale de l'atmosphère terrestre. Cela est indispensable pour prévoir la répartition de la retombée future dans le temps et dans l'espace, selon la latitude, l'altitude et l'époque de l'injection de débris dans la stratosphère. Nos connaissances sont encore incomplètes sur certains aspects des mouvements de l'air dans la stratosphère, surtout à haute altitude. Cependant, quelques caractéristiques essentielles de ces déplacements sont maintenant assez bien établies.

8. Une particularité marquante de la circulation atmosphérique est le système de courants-jets qui se

déplacent d'ouest en est aux latitudes moyennes à une altitude d'environ 10 km (figure 1). Des vitesses de 100 à 300 km/h y sont fréquentes. Aux latitudes moyennes et hautes, l'air fait le tour de la Terre en une semaine environ; cette vitesse tombe à un tour en 1 à 2 mois sous les tropiques⁷. Ces temps de parcours dans la stratosphère étant brefs par rapport aux temps de déplacement selon la verticale et le long d'un méridien, on peut considérer que les débris sont bien mélangés dans une zone donnée, de telle sorte que, plusieurs mois après un essai nucléaire, ils sont répartis de façon uniforme le long d'un parallèle⁷. Dans la troposphère les mouvements verticaux sont rapides, mais ils le sont beaucoup moins dans la basse stratosphère, d'où il résulte que dans celle-ci les transports verticaux sont beaucoup plus faibles^{7,8}.

9. Les produits de fission injectés dans la stratosphère par les essais nucléaires ont été largement utilisés pour déterminer les mouvements de l'air^{9,10}. En particulier, la concentration du strontium 90 dans l'air stratosphérique a fait l'objet de nombreuses enquêtes¹¹; on a également mesuré l'activité du tungstène 185 et du rhodium 102 introduits dans la stratosphère en 1958^{12,13,14}. D'autres études ont porté sur la distribution des radioéléments naturels béryllium 7, plomb 210, phosphore 32 et carbone 14, ainsi que de l'ozone et de la vapeur d'eau^{15,16}. Tous ces travaux ont beaucoup contribué à faire comprendre les mouvements de l'air dans la stratosphère.

Mouvement à l'intérieur de la stratosphère

10. Les mesures de la concentration de l'ozone et de la vapeur d'eau dans la stratosphère montrent qu'il se produit un déplacement vers les pôles et vers le bas pendant l'hiver et les premiers mois du printemps^{10,17,18}. La distribution de l'ozone dans la basse stratosphère semble indiquer qu'il pourrait y avoir à cette altitude un courant d'air ascensionnel dans les régions équatoriales¹⁹. D'après les mouvements du tungstène 185 des régions équatoriales vers les pôles, enregistrés en 1958, Feely et Spar concluent que ce déplacement est dû principalement à une diffusion tourbillonnaire étendue¹⁹.

11. La diffusion tourbillonnaire expliquerait aussi le déplacement vers l'équateur du strontium 90 et du manganèse 54 qui ont été injectés dans la stratosphère au voisinage du pôle Nord vers la fin de 1961. Cependant, selon Newell, le déplacement suivant des surfaces inclinées (figure 1) doit être dû à la fois au mélange tourbillonnaire et à des mouvements méridiens moyens²⁰. En étudiant l'évolution dans le temps du rhodium 102 dans la stratosphère aux hautes latitudes, Telegadas et List ont constaté que les débris sont descendus de 20 km à 14 km entre décembre 1959 et mars 1960, pour rester ensuite stationnaires durant l'été boréal²¹. On a enregistré une vitesse de descente analogue pour le cadmium 109 dans l'hémisphère Sud entre avril et août 1962³⁰. Ces observations permettent de penser que durant l'hiver le transport vertical des produits de fission dans la stratosphère polaire est dû surtout aux mouvements de descente.

12. On peut en conclure que les débris injectés dans les régions équatoriales de la stratosphère au-dessous de 30 km se déplacent vers le pôle et vers le bas dans chaque hémisphère pendant l'hiver. Les matières injectées dans les basses régions polaires ne semblent pas s'élever de manière notable, mais une partie d'entre elles pénètre dans les régions équatoriales de la basse stratosphère. On a proposé plusieurs modèles de la circulation stratosphérique, mais aucun n'est encore assez parfait pour permettre de prévoir le transport des produits de fission^{9,31,412}. Il semble pour l'instant que des processus

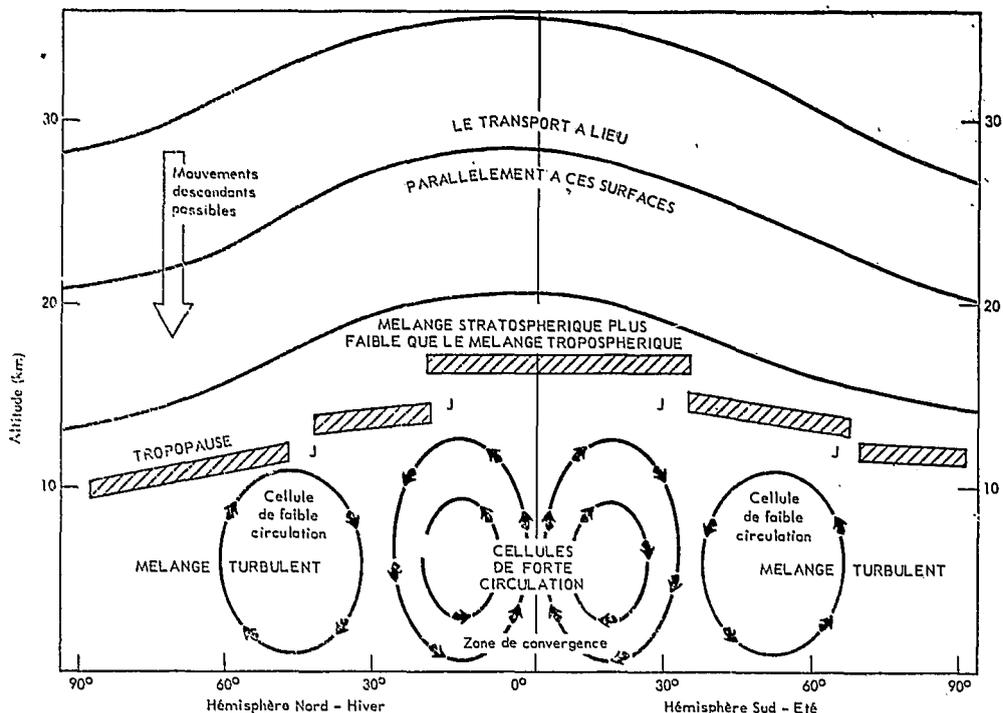


Figure 1.—Coupe schématique montrant les caractéristiques du transport le long d'un méridien ("J" indique des positions typiques de courants-jets)

d'advection et de diffusion jouent tous deux un rôle important à cet égard. La figure 1 illustre les transports stratosphériques qui viennent d'être décrits.

13. On possède fort peu de renseignements sur les mouvements de l'air à plus de 30 km d'altitude. Du rhodium 102 a été introduit dans la stratosphère à une altitude d'environ 43 km au-dessus de l'île Johnston par une explosion qui a eu lieu en août 1958²³. On estime que le nuage radioactif est monté jusqu'à 100 km au moins. La concentration de rhodium 102 à une altitude de 20 km dans l'hémisphère Nord a accusé une forte augmentation pendant la période octobre 1959-février 1960^{12, 21}. Dans l'hémisphère Sud, la concentration a augmenté surtout pendant les hivers de 1959 et 1960; après le milieu de 1960 elle y a été analogue à celle de l'hémisphère Nord. En 1960-1961, la concentration à ces altitudes est restée sensiblement constante, sans doute grâce à un apport venu des couches supérieures.

14. Des mesures faites récemment dans la stratosphère concernant l'activité due au cadmium 109, dont environ 0,25 MCi a été libéré à 400 km au-dessus de l'île Johnston (latitude 17°N) en juillet 1962, ont montré que ce radioélément était en partie descendu à 30 km en 5 ou 6 mois^{22, 24, 380}. Non seulement il est apparu dans la basse stratosphère de l'hémisphère Sud plus tôt que dans celle de l'hémisphère Nord, mais il s'y est trouvé en quantité plus grande jusqu'en août 1963, du moins aux latitudes moyennes. Entre 40 et 400 km d'altitude, il est à prévoir que la gravité et, dans le cas des particules chargées, des effets électromagnétiques influent sur la chute des débris⁵³. A la suite de l'explosion à haute altitude (fusée Orange) qui a eu lieu en août 1958 dans la région équatoriale, on a fait des dosages du rhodium 102: ils indiquent que ce radioélément s'est propagé jusque dans les régions polaires des deux hémisphères et est descendu ensuite à des altitudes plus basses^{25, 26, 381}.

15. De nombreux mécanismes peuvent expliquer le passage de la radioactivité particulaire de la stratosphère

dans la troposphère. Machta a comparé le transfert probable de strontium 90 par chaque mécanisme avec la retombée de strontium 90 observée ultérieurement dans l'hémisphère Nord au début de 1960 et de 1961³⁴. Les résultats peuvent être résumés comme suit :

a) Les particules lourdes peuvent descendre à travers la tropopause, mais la plus grande partie de la radioactivité dans la basse stratosphère provient de particules trop petites pour que leur chute par gravité puisse apporter une contribution significative au déplacement vers le bas à travers la tropopause.

b) Le mélange vertical à travers la tropopause et l'échange horizontal par les discontinuités de la tropopause (figure 1) pourraient chacun expliquer le transport hors de la stratosphère et ainsi la retombée qui en est la conséquence. Selon le calcul, un coefficient de diffusion doit représenter le facteur de proportionnalité entre le flux de strontium 90 et le gradient de ce même radioélément. Ce coefficient de diffusion ne peut décrire qu'approximativement des phénomènes météorologiques divers et complexes. La grandeur de ce coefficient est aussi très incertaine. L'égalité entre le transfert par diffusion et la retombée qui lui fait suite n'est pas nécessairement une preuve convaincante de la réalité ou de la grandeur de ce mécanisme de transport.

c) Dans les régions tempérées et polaires, la tropopause s'élève à la fin de l'hiver et au printemps. Si l'on admet que de l'air stratosphérique passe ainsi dans la troposphère, le strontium 90 qu'il contient pourrait contribuer de façon significative à la retombée ultérieure. En 1960 et 1961, ce mécanisme n'aurait rendu compte au plus que d'un quart de la retombée observée.

d) Certains modèles de circulation atmosphérique, comme le modèle Brewer-Dobson, supposent un mouvement descendant à travers la tropopause dans certaines régions. Quelques-uns de ces modèles supposent des mouvements de descente entraînant un transport de strontium 90 qui constituerait tout ou partie de la retombée observée. Mais, jusqu'ici, la réalité du modèle

ainsi que le sens et la grandeur des courants verticaux doivent être considérés comme discutables.

e) Danielsen a mesuré la radioactivité dans certaines couches minces d'air à des altitudes troposphériques. Il a démontré que ces couches actives étaient des fractions d'air stratosphérique s'étendant jusque dans la troposphère^{32,33}. La figure 2 présente le schéma de ce mécanisme de pliage de la tropopause. La "langue" d'air stratosphérique fortement chargée de radioactivité passe à travers la tropopause et le mélange par diffusion l'incorpore ensuite dans la troposphère. Machta, en utilisant les estimations faites par Staley de la fréquence, de l'intensité et de la superficie de l'extrusion, a fait une estimation quantitative du strontium 90 transféré dans la troposphère, laquelle indique que ce phénomène ne pourrait rendre compte que du tiers au plus de la retombée stratosphérique observée^{30,34}.

16. Pour évaluer le dépôt futur de produits de fission à longue période, il est commode d'utiliser la notion de temps de séjour moyen. Par définition, c'est le temps moyen que séjournent les produits de fission dans la stratosphère avant de passer dans la troposphère. Cette définition ne suppose nullement que les débris soient bien mélangés dans la stratosphère ni que l'arrêt au cours du passage dans la troposphère se produise à la hauteur de la tropopause⁷. Ces conditions, qu'il est nécessaire d'admettre pour faire des calculs de cinétique du premier ordre, ne sont pas valables lorsqu'il s'agit du passage de la stratosphère dans la troposphère. Cependant, la notion de temps de séjour moyen est utilisée pour prévoir l'intensité des retombées futures.

17. On peut calculer des temps de séjour moyens pour le passage des débris de la stratosphère dans la troposphère en prenant pour base les valeurs publiées de la réserve stratosphérique et du dépôt annuel de strontium 90 et de tungstène 185. Trois méthodes ont été employées pour obtenir les estimations données dans le tableau I, comme on l'a indiqué au-dessous du tableau. Chaque méthode présente des incertitudes. La méthode *b*, en particulier, peut donner des temps de séjour qui n'ont pas de sens si la distribution stratosphérique se modifie entre les périodes de mesure. Les temps de séjour moyens pour un hémisphère sont incertains s'ils se produisent un transport significatif entre hémisphères. Malgré cela, les trois méthodes s'accordent pour indiquer des temps de séjour moyens plus grands dans l'hémisphère Sud que dans l'hémisphère Nord.

18. On a trouvé pour beaucoup de paramètres météorologiques de la basse stratosphère une périodicité de deux ans ou de 26 mois³⁸. Ce cycle se manifeste pour la teneur en ozone de l'atmosphère au-dessus de l'Australie³⁷ et pour la concentration du béryllium 7 dans la strato-

sphère de l'hémisphère Sud⁴⁰⁸. Il est possible que la retombée suive partiellement le même cycle, au moins dans l'hémisphère Sud.

19. Pour une explosion donnée, le temps de séjour moyen des débris radioactifs dans la stratosphère dépend de l'altitude, de la latitude et, peut-être, de l'époque de l'injection. Par exemple, le temps de séjour des produits de fission dans la basse stratosphère polaire peut être de six mois ou moins, alors que les débris provenant d'explosions à moyenne altitude ont des temps de séjour moyens qui peuvent être de deux à trois ans³⁹. A beaucoup plus haute altitude, au-dessus de 100 km, comme le montre l'expérience faite avec le rhodium 102, le temps de séjour va jusqu'à cinq ou 10 ans^{12,381,401}. Des modèles théoriques de transport et de diffusion peuvent reproduire qualitativement ces différences. Un de ces modèles préliminaires, établi par Bolin⁷ pour rendre compte des observations relatives à l'ozone, a donné par ailleurs des valeurs assez vraisemblables pour la retombée. En fin de compte, il est probable que l'utilisation de modèles de ce genre, cohérents au point de vue météorologique, formera la base des prévisions de retombée.

20. La distribution stratosphérique en janvier 1964 était à peu près la même qu'en 1960 ou au début de 1961. On est donc, semble-t-il, fondé, pour établir les prévisions données dans le présent rapport, à appliquer à la réserve stratosphérique en 1964 les temps de séjour moyens observés en 1960 et 1961. Le tableau I présente les temps de séjour moyens trouvés au cours de la période 1960-1961. On a choisi une valeur mondiale moyenne sur deux ans pour estimer la contamination par le strontium 90, le césium 137 et le carbone 14 après 1963. Il est probable que le temps de séjour moyen tendra à augmenter à mesure que les concentrations dans la stratosphère deviendront plus uniformes par suite des phénomènes de mélange. L'emploi d'une valeur constante, plutôt que croissante, pour le temps de séjour moyen aura pour effet de faire légèrement surestimer les doses imputables au strontium 90 et au césium 137.

Mouvement à l'intérieur de la troposphère

21. Une fois que les débris radioactifs ont pénétré dans la troposphère, ils se trouvent mélangés assez rapidement dans l'hémisphère d'entrée. Le brassage par diffusion tourbillonnaire et par convection est beaucoup plus rapide dans la troposphère que dans la stratosphère. Comme on le montrera plus loin, le rapport strontium 89/strontium 90 dans les précipitations mensuelles est resté assez constant dans les différentes bandes de latitudes de l'hémisphère Nord entre septembre et décembre 1961^{27,376}. Entre 10° et 70°N, le brassage dans le plan

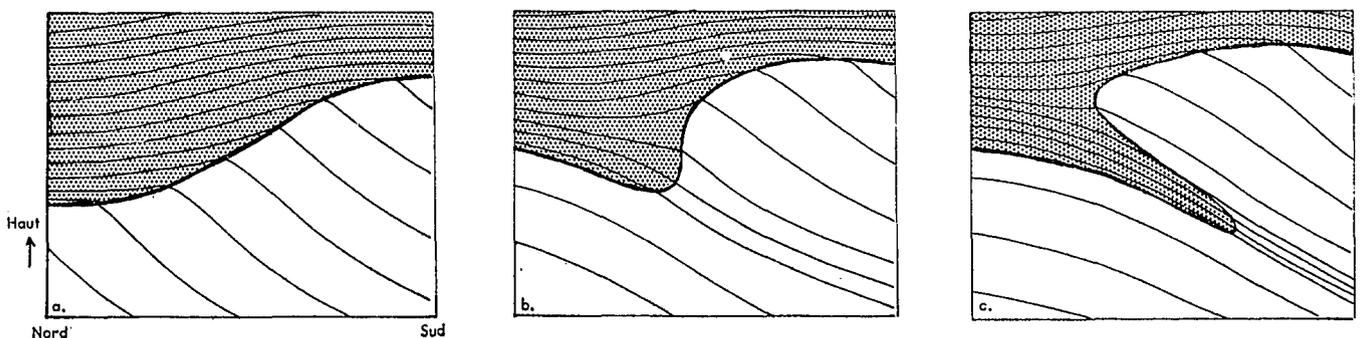


Figure 2.—a, b, c. Coupes verticales (nord à gauche) montrant l'accroissement de pente et le repli de la tropopause. Les courbes en trait fin sont des isothermes potentielle³⁸

méridien est rapide par rapport à la période du strontium 89, qui est de 50,5 jours. Comme dans la stratosphère, le mélange zonal des produits de fission est rapide. A la latitude 40°N, l'air fait le tour du globe vers l'ouest en 12 jours environ⁴⁰. Dans le plan méridien, il y a deux cellules de circulation dans chaque hémisphère, comme le montre la figure 1. Aux latitudes tropicales, cette cellule est très développée, l'air montant dans les régions équatoriales et redescendant vers 20°-30°N. Aux latitudes plus élevées, il y a une cellule de circulation plus faible: l'air descend aux latitudes 40°-50° et monte aux latitudes supérieures, tandis qu'aux latitudes moyennes et supérieures de vastes tourbillons provoquent un transport rapide le long du méridien.

22. L'activité bêta totale de l'air au niveau du sol est mesurée par de nombreuses stations dans le monde entier. Quelle que soit leur importance pour la surveillance et pour les études météorologiques, ces mesures sont sans grand intérêt pour l'estimation des doses de rayonnement provenant des produits de fission. Certains pays ont publié des rapports sur la teneur de l'air en divers produits de fission⁴¹⁻⁴⁷. On retiendra en particulier les mesures de l'activité dans l'air faites en des stations situées le long du 80° méridien ouest. La figure 3 montre la moyenne bimensuelle de l'activité du strontium 90 en des stations de l'hémisphère Nord et de l'hémisphère Sud pendant la période 1958-1963^{28, 378, 379}. En 1960 et

pendant une partie de 1961, époque où il y eut peu d'essais atomiques, l'activité du strontium 90 dans l'air a tendu à s'égaliser entre les deux hémisphères. Elle a marqué un maximum accusé au printemps de chaque année dans l'hémisphère Nord; ces maximums étaient moins nets dans l'hémisphère Sud.

23. Après la reprise des essais, l'activité du strontium 90 dans l'air a augmenté rapidement dans l'hémisphère Nord vers la fin de 1961. L'augmentation est restée faible dans l'hémisphère Sud jusqu'en avril 1962, époque où des essais ont eu lieu dans la partie équatoriale du Pacifique. Lockhart et Bleichrodt^{41, 50} ont signalé que des débris provenant de ces derniers essais ont été décelés aux latitudes moyennes de l'hémisphère Nord; d'autres auteurs ont signalé la présence de baryum 140 en mai-juin 1962 dans l'eau de pluie à Westwood (New Jersey) [Etats-Unis]⁴⁸⁻⁵⁰. Des mesures faites au Royaume-Uni ont donné lieu à des constatations analogues⁴⁵. L'activité moyenne du strontium 90 dans l'air de l'hémisphère Nord a atteint un maximum de 0,03 pCi/m³ en 1962 et de 0,1 pCi/m³ en 1963. Des mesures de l'activité bêta totale dans l'air dans des régions plus limitées de la surface terrestre, par exemple en Norvège, au Royaume-Uni et aux Etats-Unis, ont indiqué que l'activité moyenne dans l'air au niveau du sol ne variait pas beaucoup d'un endroit à l'autre, malgré de grandes différences dans la pluviosité^{45, 51, 52}.

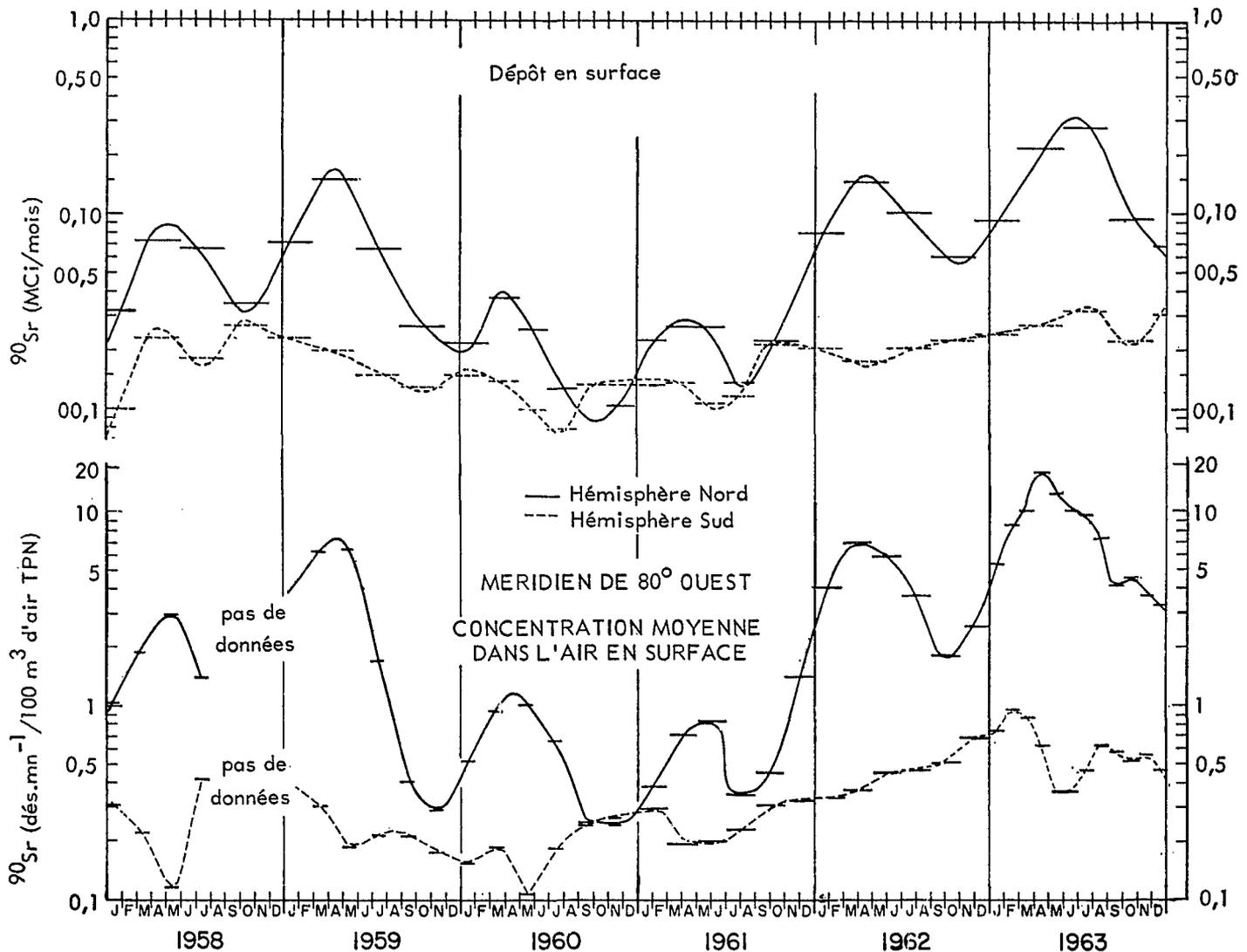


Figure 3.—Taux de dépôt du strontium 90 et sa concentration dans l'air en surface^{28, 378, 379}

24. Dans la troposphère, l'échange de macroparticules radioactives à travers l'équateur météorologique est gêné pour deux raisons. Premièrement, la convergence de courants atmosphériques à basse altitude (figure 1) tend à maintenir l'air dans le même hémisphère et retarde aussi l'échange de gaz. La deuxième raison est l'élimination de macroparticules par les pluies dans la zone de convergence. Un profil nord-sud relatif au strontium 89 le long du méridien de 80° ouest entre septembre et décembre 1961 montre (figure 4) une diminution très nette dans la zone de convergence au voisinage de l'équateur géographique⁴¹. Cette activité à courte période provenait des explosions qui ont eu lieu aux latitudes tempérées ou élevées de l'hémisphère Nord. Parallèlement la figure 4 donne aussi la distribution du strontium 90 dont l'origine est principalement la stratosphère de chaque hémisphère. La distribution nord-sud du strontium 89 pendant et après les explosions nucléaires, telle qu'elle est indiquée à la figure 4, est confirmée par des profils donnés par Krasnopevtsev pour le méridien de 170°E au-dessus de l'océan Pacifique (le profil pour le zirconium 95 est aussi représenté sur la figure 4) et par Labeyrie et Lambert pour la partie est de l'océan Atlantique^{47, 55}.

25. Le temps d'échange moyen entre les hémisphères, défini comme étant le temps moyen pendant lequel une molécule d'air séjourne dans l'hémisphère Nord avant d'être transportée dans l'hémisphère Sud, et vice versa, a été estimé pour la troposphère à l'aide de différents traceurs gazeux^{54, 56-58, 400, 410}. Les résultats obtenus sont énumérés dans le tableau II. Ils concordent assez bien, sauf ceux qui se fondent sur le méthane tritié, et indiquent une valeur d'environ un an et demi pour le temps d'échange.

26. Stewart a estimé à 30 jours le temps de séjour moyen des produits de fission injectés dans la troposphère^{59, 60}. Selon les données disponibles actuellement,

dans les couches inférieures, pluvio-gènes, de l'atmosphère les macroparticules ne séjournent pas plus de cinq jours environ⁶². En revanche, le temps de séjour des macroparticules qui se trouvent bien au-dessus des couches pluvio-gènes peut atteindre jusqu'à 40 jours^{15, 60}.

MÉCANISMES DU DÉPÔT

27. Après avoir pénétré dans la partie supérieure de la troposphère, les produits de fission descendent au niveau des nuages pluvio-gènes, en grande partie sous l'effet du mélange turbulent. Ce mouvement descendant est accentué au-dessus des systèmes anticycloniques et gêné au-dessus des systèmes cycloniques⁶³. Plus bas, les particules radioactives sont rapidement entraînées par les précipitations et se déposent en surface⁶⁵. En outre, plusieurs mécanismes donnent lieu à une élimination à sec des produits de fission. L'élimination à sec par gravité exige que les particules dépassent 5 microns environ et n'a d'importance que dans la retombée locale. Sur le plan mondial, le dépôt à sec ne contribue de façon notable à la retombée totale que dans les régions à faible pluviosité.

28. Les produits de fission peuvent entrer dans l'eau de pluie soit par incorporation à l'intérieur du nuage (*rain-out*), soit par captage par les gouttes de pluie au-dessus du nuage (*wash-out*). Pour les aérosols fins, le taux de captage est relativement faible et c'est sans doute l'incorporation qui constitue l'essentiel du phénomène de dépôt humide^{6, 63}. La faible contribution des phénomènes de captage au dépôt total explique probablement que l'activité des produits de fission dans l'air au niveau du sol ne semble guère être influencée par le taux des précipitations^{51, 52}. L'incorporation des produits de fission dans le nuage pourrait être renforcée par la présence d'aérosols naturels dans la basse atmosphère, et on a avancé l'idée que la concentration relativement forte de chlorure de sodium dans l'atmosphère marine pourrait augmenter l'intensité du dépôt sur les océans⁶³.

29. L'expérience montre que la valeur moyenne dans le temps du dépôt de strontium 90 est à peu près proportionnelle à l'abondance des précipitations⁶⁷. Cette relation n'a qu'une validité approximative lorsqu'on compare des stations très distantes les unes des autres, par exemple les diverses stations situées dans une bande de latitudes. La proportionnalité devient meilleure lorsque les stations se trouvent toutes dans une même région climatique générale et elle est très bonne lorsque les stations sont proches les unes des autres. Un exemple de cette dernière situation est donné par la figure 5, qui représente le dépôt cumulatif de strontium 90 au sol dans le comté de Clallam (Washington) [Etats-Unis] en 1960 en fonction des précipitations⁶⁸. Dans ce cas, la relation linéaire entre l'activité déposée et les précipitations confirme la valeur presque constante de l'activité spécifique dans la pluie en tous les points étudiés.

30. Une méthode de calcul de la retombée à sec dans une région où la pluviosité varie d'un endroit à un autre consiste à établir une relation entre le dépôt et le volume des précipitations, et à extrapoler ensuite cette relation jusqu'à une pluviosité nulle. Ainsi, si l'on prolonge la ligne droite de la figure 5 jusqu'à une valeur nulle des précipitations, on arrive à un dépôt à sec de 7 mCi/km² en 1960 sur la côte ouest des Etats-Unis. Une analyse semblable du dépôt cumulatif de strontium 90 en Norvège en 1959 donne environ 5 mCi/km² de dépôt à sec⁶⁹. Cette valeur indirectement observée de la retombée, calculée par extrapolation jusqu'à une pluviosité nulle des

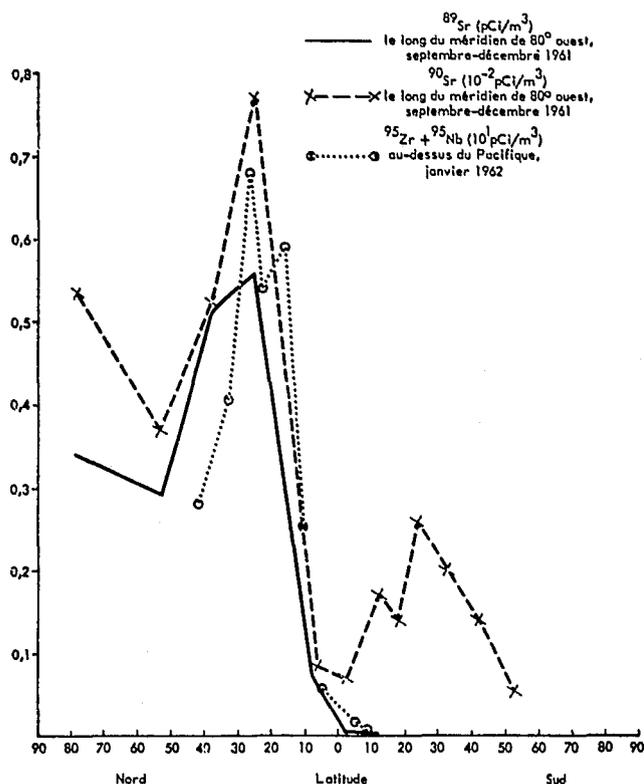


Figure 4.—Variations, en fonction de la latitude, de la concentration des produits de fission dans l'air en surface^{41, 47}

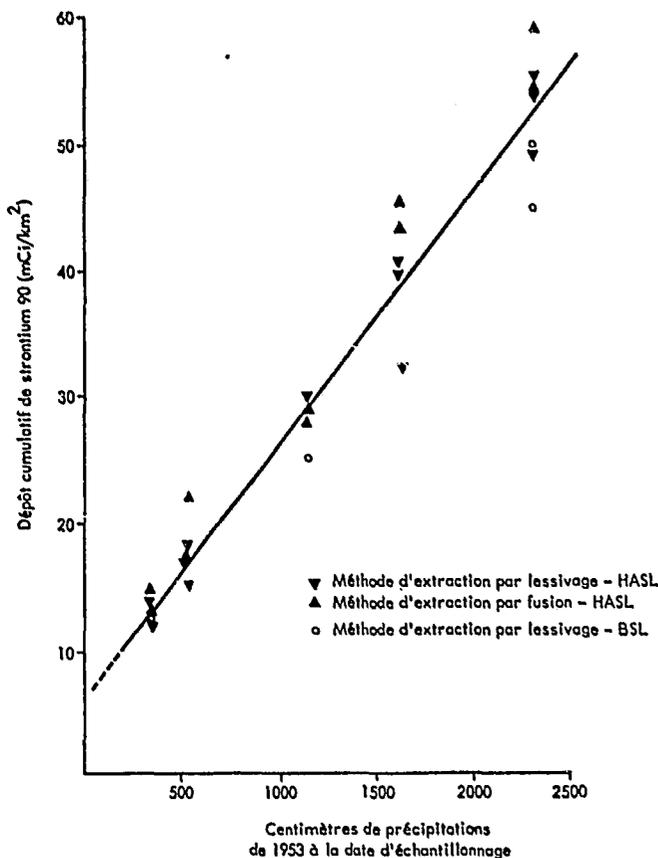


Figure 5.—Dépôt de strontium 90 déterminé en 1960 par analyse du sol en fonction des précipitations⁶⁶

courbes représentant la retombée en fonction des précipitations, pourrait exprimer la retombée à sec maximale. Miyake avance l'argument que la relation entre la retombée et les précipitations cesse d'être linéaire lorsque la valeur de la retombée diminue et que les précipitations sont très faibles⁶¹. Il est probable que la quantité du dépôt à sec et l'activité spécifique du strontium 90 dans les précipitations varient selon les conditions climatiques et la concentration du radioélément dans l'air. De nombreux facteurs influent sur le dépôt à sec, par exemple la microturbulence et l'étendue de la couverture végétale⁶⁴.

II. — Réserve et dépôt de radioéléments artificiels

STRONTIUM 90

31. Théoriquement, les estimations concernant la réserve des divers radioéléments devraient reposer sur la connaissance des quantités injectées dans l'atmosphère. Ces quantités peuvent être déduites à partir de la puissance des explosions. Des estimations de cette puissance ont été publiées (tableau III)⁷⁰, mais les renseignements que possède le Comité ne permettent pas de dire dans quelle mesure elles sont dignes de foi. Dans le présent rapport, comme dans celui de 1962, on calculera les réserves sur la base de mesures effectives.

Atmosphère

32. Pour estimer la réserve de strontium 90 dans la stratosphère, on a recueilli par avion un nombre considérable d'échantillons d'air entre la tropopause et l'altitude de 21 km^{11, 14, 71, 72}. Entre 21 et 30 km, les

réserves ont été déterminées à l'aide d'échantillons prélevés par ballon en deux points seulement : l'un au-dessus de San Angelo (Texas) [Etats-Unis], l'autre au-dessus de Mildura (Australie)⁷³. On doit considérer comme assez approximatives les estimations de la réserve de strontium au-dessus de 20 km. Pour estimer la réserve stratosphérique à partir de ces mesures localisées, on admet qu'il existe une circulation zonale relativement rapide dans la stratosphère et que l'activité spécifique à un moment donné ne dépend, en conséquence, que de la latitude et de l'altitude²³. Les figures 6, 7, 8 et 9 représentent l'activité du strontium 90 dans la stratosphère en 1961 et 1963 à différentes altitudes et latitudes^{22, 23, 34}. Pour évaluer la réserve totale, on utilise des isoplèthes aux fins de l'intégration. Dans le cas des données recueillies au moyen de ballons, seule une intégration très grossière est possible.

33. La figure 6 montre que la concentration du strontium 90 dans la troposphère est inférieure de plusieurs ordres de grandeur à sa valeur dans la stratosphère. Pour évaluer la réserve troposphérique de strontium 90, on admet une valeur moyenne pour l'activité dans chaque hémisphère. L'existence de forts gradients d'activité dans la stratosphère peut entraîner des incertitudes quant à la valeur de la réserve. Une autre source d'erreur est le peu de données dont on dispose pour les altitudes supérieures à 21 km. Cette considération vaut surtout pour l'estimation de la réserve en 1963, car on pense qu'il y avait alors une concentration considérable au-dessus de 21 km au nord de 31°N²³. Toutefois, il convient de relever que 4 p.100 seulement de l'atmosphère se trouvent au-dessus de 21 km d'altitude, et 1 p.100 seulement au-dessus de 30 km.

34. Pour vérifier l'uniformité zonale à l'intérieur de la stratosphère, on a comparé l'activité du césium 137 mesurée au-dessus du Royaume-Uni à l'activité du strontium 90 mesurée au-dessus du Canada et des Etats-Unis, en utilisant pour la conversion un rapport de 1,7. Bien que cette comparaison n'ait pas montré de manière concluante l'absence d'une variation zonale, on n'a pas relevé de différence systématique²³. On a estimé que l'erreur totale sur la réserve stratosphérique de strontium 90 est de ± 50 p.100 à un niveau de probabilité de 90 p.100²³. Le tableau IV donne la réserve globale de strontium 90 pour diverses années jusqu'en janvier 1964^{22, 23, 34, 377}.

MESURES DANS LES PRÉCIPITATIONS ET LE SOL

35. De nombreux renseignements ont été publiés sur la retombée de strontium 90 et le Comité a reçu des données abondantes de beaucoup de pays des diverses parties du monde^{26, 42, 45, 46, 74-104}. Par exemple, la figure 10 donne le dépôt mensuel de strontium 90 à New York⁷⁵. La figure 11 représente le dépôt cumulé de strontium 90 en plusieurs lieux d'observation^{45, 59, 68, 69, 75, 76, 89, 96}. On trouvera au tableau V la moyenne mensuelle et annuelle de la retombée de strontium 90 dans différentes régions de l'Union soviétique en 1961, 1962 et 1963^{81, 418}. Les mesures du dépôt obtenues par le réseau de l'Atomic Energy Authority⁴⁵ du Royaume-Uni concordent avec les résultats qui figurent au tableau VI et proviennent du réseau de stations, plus étendu, de la Commission de l'énergie atomique des Etats-Unis. La figure 12 indique la distribution en latitude du dépôt de strontium 90 en 1962²⁷.

36. Le dépôt annuel dans chaque bande de 10° de latitude entre 50°S et 80°N est indiqué au tableau VI pour 1961, 1962 et 1963^{27, 105, 376, 419}. On possède peu de

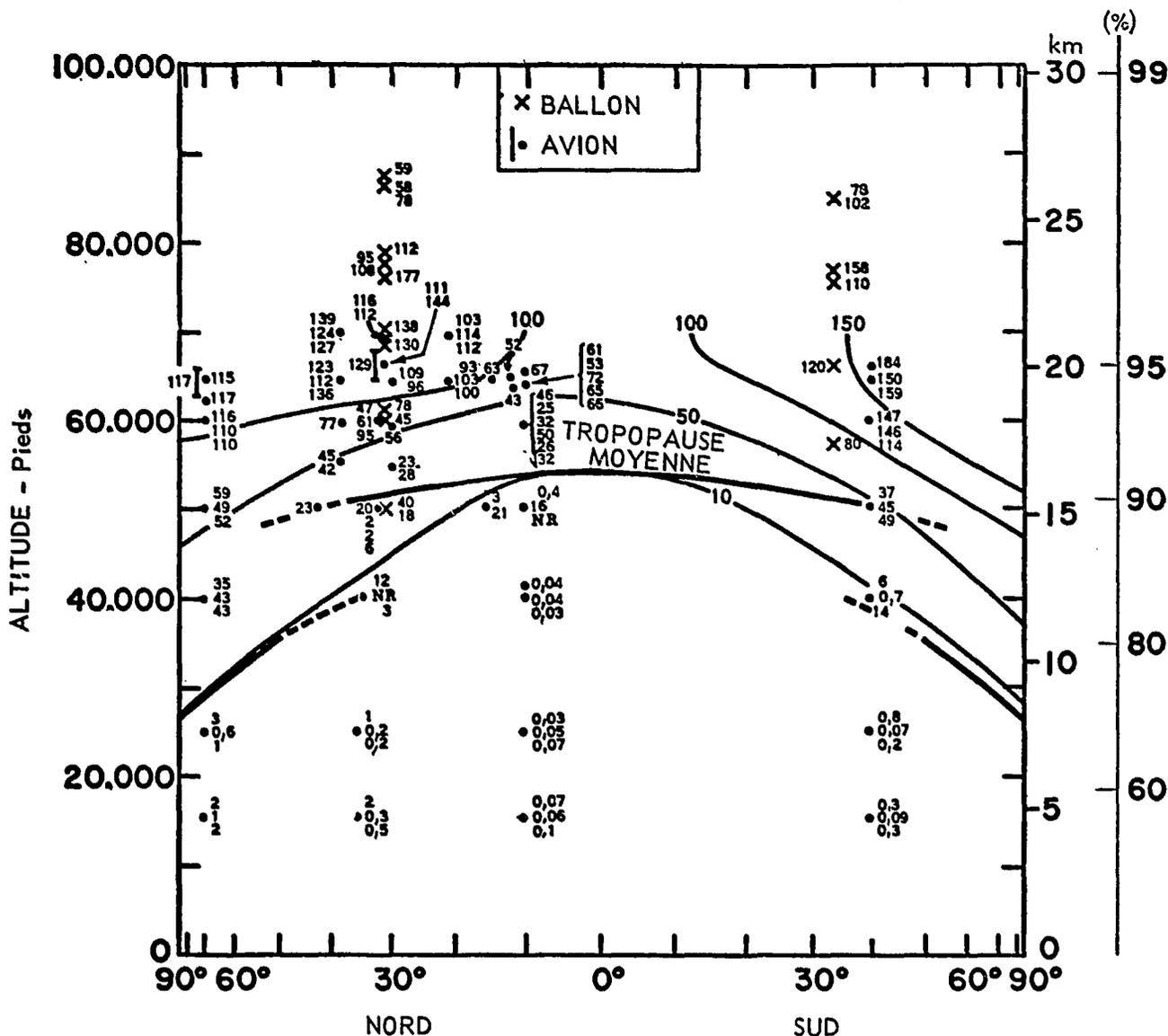


Figure 6.—Activité du strontium 90 dans l'atmosphère, mai-juillet 1961 (dés. $\text{mn}^{-2}/1\ 000$ pieds cubes TNP)
[1 000 pieds cubes TNP = 35 kg]^{23, 24}

données pour les latitudes plus élevées, mais le dépôt dans ces régions ne contribue pas de façon appréciable à la dose engagée étant donné qu'elles ne sont guère peuplées. On a calculé les valeurs totales en faisant la moyenne du dépôt annuel enregistré par les stations situées dans chaque bande de latitudes. Telegadas^{28, 407} a comparé les résultats de ces calculs avec ceux que l'on obtient en multipliant l'activité spécifique du strontium 90 dans la pluie par la pluviosité annuelle moyenne dans la bande de latitudes correspondante. Il n'a guère trouvé de différence entre les résultats de ces deux méthodes d'estimation.

37. Le dépôt annuel de strontium 90 dans chaque hémisphère en 1961, 1962 et 1963 est indiqué dans le tableau VII, ainsi que le dépôt cumulé jusqu'en décembre 1963. Ce dernier a été calculé en ajoutant les dépôts annuels précités aux valeurs cumulatives pour 1960 données dans le rapport de 1962 et en corrigeant pour tenir compte de la décroissance. En 1963, il s'est déposé 2,5 MCi de strontium 90 à la surface de la Terre, ce qui est le plus fort dépôt annuel que l'on ait jamais enregistré.

38. La figure 3 représente l'intensité de la retombée de strontium 90 dans chaque hémisphère, ainsi que la concentration de ce radioélément dans l'air pour les années 1953-1962^{28, 378, 379}. On observe une nette corrélation entre le dépôt de strontium 90 et sa concentration dans l'air. L'intensité de la retombée du radioélément dans l'hémisphère Nord est toujours plus grande que dans l'hémisphère Sud, quelquefois d'un facteur 10; c'est seulement en 1960 et au début de 1961 que les valeurs ont eu tendance à s'égaliser dans les deux hémisphères.

39. Dans le passé les estimations du dépôt cumulé de strontium 90 se fondaient surtout sur la concentration mesurée de ce radioélément dans des échantillons de sol prélevés à une profondeur suffisante pour recueillir la majeure partie du strontium 90 accumulé^{68, 106}. Depuis l'adoption du rapport de 1962, les résultats d'une nouvelle étude globale concernant le strontium 90, faite en 1963¹⁰³, sont devenus disponibles. Le dosage du strontium 90 dans des échantillons de sol provenant de 96 points de prélèvement est maintenant achevé¹⁰³ et le dépôt cumulé de strontium 90 en ces différents points est indiqué sur un planisphère à la figure 13. Le dépôt

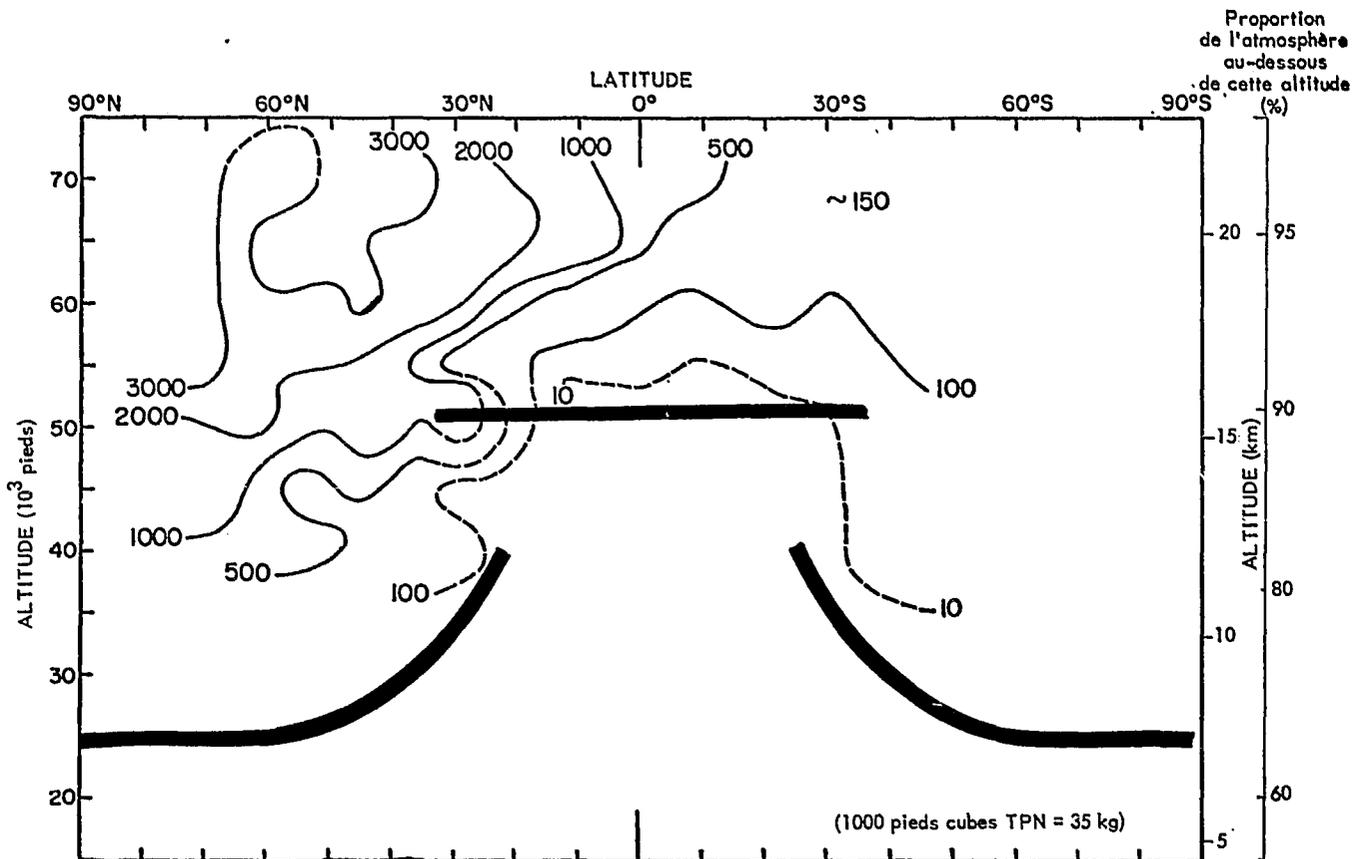


Figure 7.—Activité du strontium 90 dans l'atmosphère, décembre 1962—février 1963^{23, 24}

cumulatif dans chaque hémisphère a aussi été estimé sur la base des données relatives au débit mensuel de la retombée du radioélément dans les stations du réseau de mesures des Etats-Unis^{27, 105, 379}; les valeurs ainsi obtenues sont représentées à la figure 14 pour les années 1954-1962.

40. Le tableau VIII permet de comparer les estimations du dépôt cumulatif de strontium 90 dans diverses bandes de latitudes, établi d'après les dosages dans le sol en 1963, avec des estimations fondées sur les mesures faites dans les précipitations pour 1961-1963 ainsi que des données relatives au sol pour 1960. Les deux séries de valeurs sont assez concordantes, sauf pour les bandes 10°-20°N et 20°-30°N, où le nombre des points de prélèvement d'échantillons de sol était très petit. Cela corrobore les résultats des dosages du strontium 90 dans les sols en 1960, lesquels ont montré que dans la bande de latitudes 20°-70°N les estimations du dépôt fondées sur les données relatives aux précipitations ne différaient pas de façon significatives de celles que donnaient les dosages dans les sols. Pour calculer les doses, on a pris une valeur moyenne de 9,6 MCi.

41. On ne peut indiquer avec précision dans quelle mesure les résultats fournis par le réseau mondial de points de prélèvement des sols représentent correctement le dépôt mondial. Toutefois, une analyse détaillée des causes possibles d'erreur²⁸ laisse penser que l'incertitude à ce sujet doit être petite par rapport à celle qui résulte de la détermination des autres paramètres. Il peut y avoir une distorsion systématique dans l'estimation du dépôt mondial de strontium 90, résultant, en particulier, de la distribution géographique des points de prélèvement. L'inégalité possible entre les taux de retombée sur les océans et sur les continents peut aussi donner lieu à une erreur systématique correspondante.

Cours d'eau et lacs

42. Des dosages du strontium 90 et du césium 137 dans les cours d'eau de plusieurs pays ont été publiés^{52, 107-109, 388}. Les mesures faites dans les eaux du lac Grosetvann (Norvège) en 1958 et 1959 ont donné une teneur en strontium 90 égale à environ 10 p.100 de la concentration dans les précipitations. Cependant, au début et à la fin de l'hiver, du fait de la fonte des neiges, la teneur en strontium 90 des eaux alimentant le lac augmentait considérablement, ce qui indique qu'à ces époques l'eau de surface échangeait une proportion moindre de son strontium 90 avec le sol avant de se déverser dans le lac. Une observation analogue a été faite des cours d'eau de l'Union soviétique, où l'activité du strontium 90 était de 5 à 10 fois plus élevée en période de crue que pendant la période des basses eaux¹⁰⁸. La valeur moyenne de la concentration du strontium 90 dans 45 cours d'eau de la partie européenne de l'Union soviétique a été de 0,5 pCi/1 pendant le second semestre de 1961, et de 0,9 pCi/1 pendant les trois premiers trimestres de 1962. Les valeurs moyennes correspondantes dans 37 cours d'eau de la partie asiatique de l'Union soviétique étaient respectivement de 0,6 et 0,8 pCi/1.

43. Cette étude soviétique et une analyse analogue effectuée au Japon indiquent qu'environ 5 à 10 p.100 du strontium 90 récemment déposé est entraîné dans les cours d'eau, mais le rythme d'élimination du dépôt cumulatif de ce radioélément est beaucoup plus lent, se situant entre 0,2 et 1,5 p.100 par an^{107, 403}. On peut en conclure que la majeure partie du strontium 90 absorbé par le sol y restera jusqu'à sa désintégration.

Océans

44. Les océans couvrent environ 60 p.100 de la surface de l'hémisphère Nord et 85 p.100 de la surface de

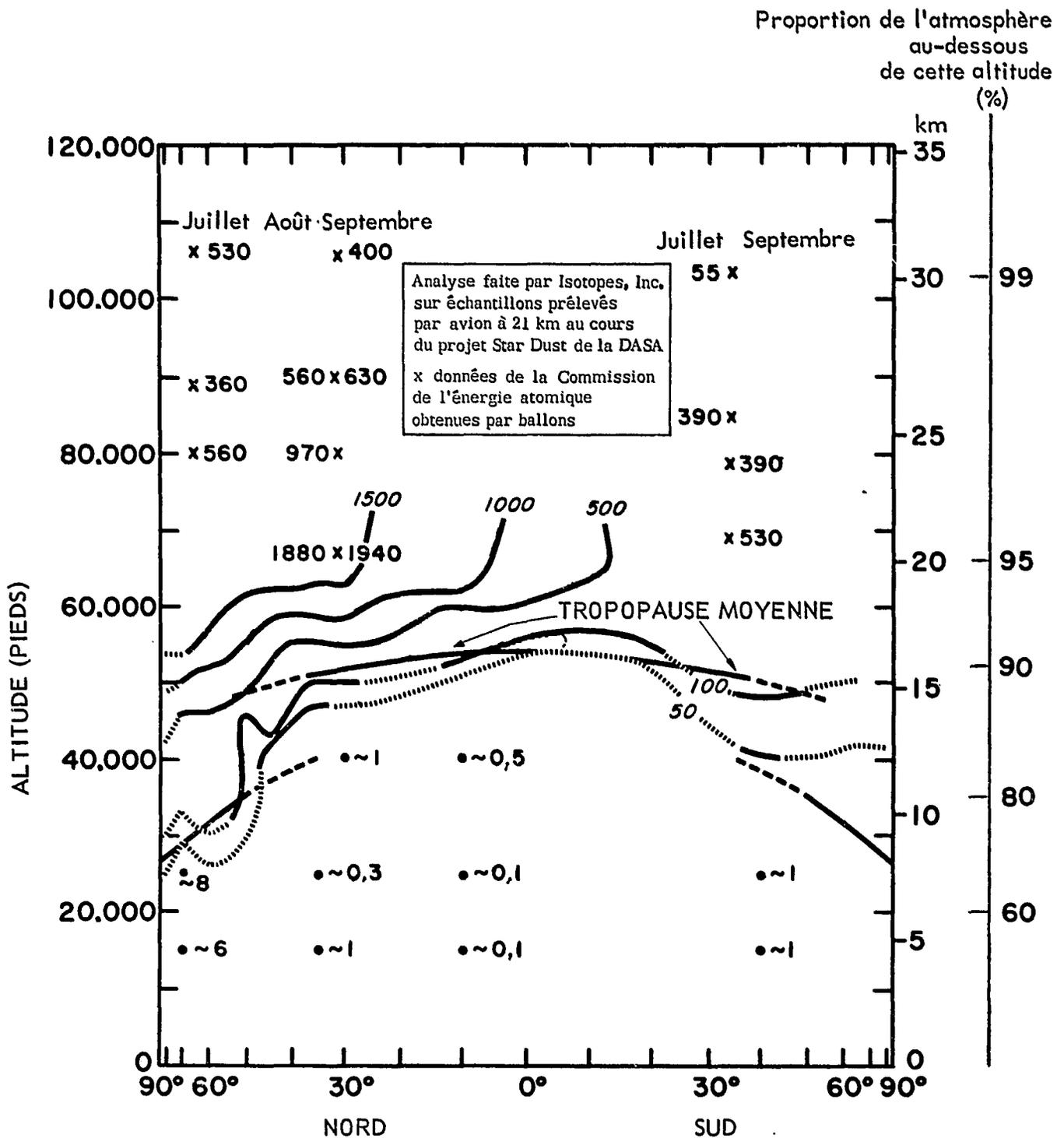


Figure 8.—Activité du strontium 90 dans l'atmosphère en septembre 1963 (dés. mn¹-/1 000 pieds cubes TNP)
[1 000 pieds cubes TNP = 35 kg]^{28, 34}

l'hémisphère Sud. Les prévisions des retombées futures de strontium 90 sur la terre ferme reposant sur l'estimation de la réserve atmosphérique, toute différence entre l'intensité des retombées sur la mer et leur intensité sur les terres pourrait y introduire une erreur correspondante.

45. Certaines mesures de la concentration du strontium 90 faites au cours des cinq dernières années dans le Pacifique, l'Atlantique et l'océan Indien paraissent trop élevées pour s'expliquer par les taux de retombée mesurés au-dessus des continents¹¹⁰. Bowen et Sugihara ont constaté en 1957 et 1958 que le strontium 90 était bien mélangé jusqu'à 100 m de profondeur dans l'océan Atlantique¹¹¹. Entre 100 et 400 m, la concentration

accusait un fort gradient; elle était appréciable à des profondeurs supérieures à 1 000 m. Des mesures ultérieures semblent confirmer la présence de strontium 90 à ces grandes profondeurs^{112, 117}. La figure 15 donne certains profils de l'activité du strontium 90 dans l'océan Atlantique en 1960 et 1961. Shvedov, utilisant certains des résultats de Bowen, a estimé que la retombée cumulative de strontium 90 sur l'Atlantique entre 30° et 40° de latitude nord se situait entre 28 et 42 mCi/km² en 1957 et 1958, alors que les mesures effectuées au-dessus des terres conduisaient à une valeur de 10 mCi/km²,¹¹³. On a signalé que la concentration du strontium 90 dans les couches profondes du Pacifique occidental était même supérieure à celle qui a été mesurée dans l'Atlantique¹⁰⁴.

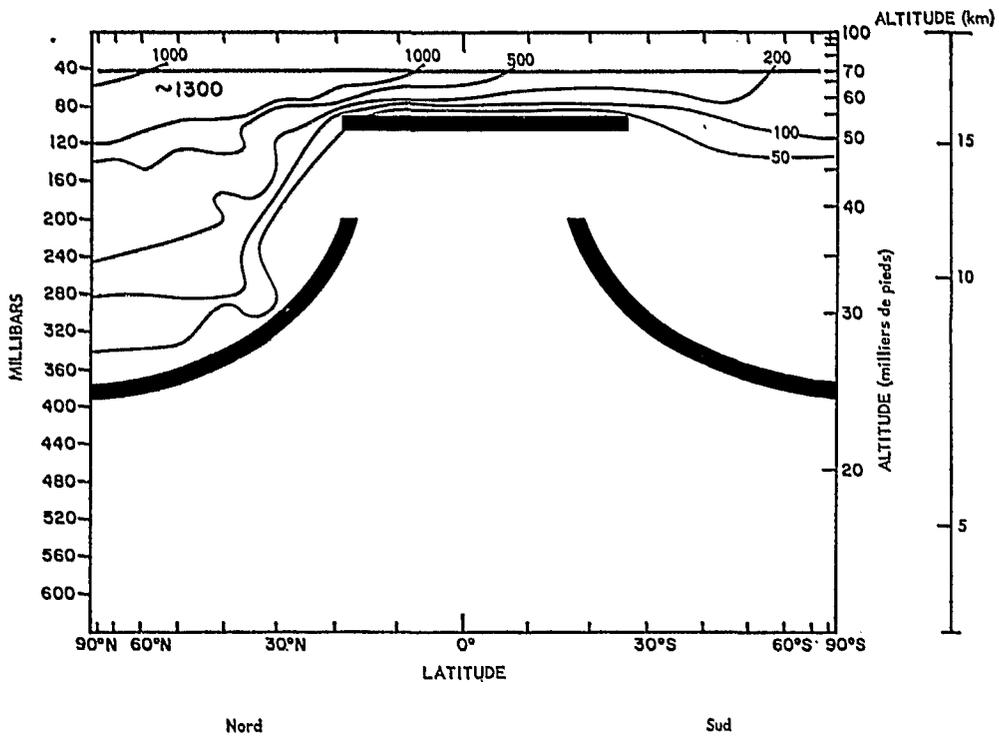


Figure 9.—Activité du strontium 90 dans l'atmosphère en janvier 1964 (dés. mn⁻¹/1 000 pieds cubes TNP) [1 000 pieds cubes TNP = 35 kg]²²

46. Toutefois, Rocco et Broeker ont publié des courbes de l'activité du strontium 90 et du césium 137 dans l'Atlantique et le Pacifique qui donnent des valeurs très basses à une profondeur de plus de 300 m¹¹⁴. Une augmentation considérable de la concentration de ces radioéléments a été observée à plus de 1 000 m de profondeur, mais les auteurs ont estimé que les mesures en question n'étaient pas assez dignes de foi. C'est seulement dans l'océan Antarctique qu'ils ont détecté régulièrement une activité appréciable due à ces radioéléments

à de plus grandes profondeurs. Les courbes correspondant à ces dernières observations sont mieux compatibles avec les schémas de la circulation océanique fondés sur les dosages du carbone 14^{115, 116}. En intégrant les valeurs de la concentration du strontium 90 jusqu'à une profondeur de 1 000 m, on obtient un dépôt de 11 mCi/km² pour la mer des Antilles à 18°N de 6 mCi/km² pour le Pacifique oriental à 0°S et de 10 mCi/km² pour l'Atlantique à 20°S. Ces valeurs n'excèdent guère la retombée continentale aux mêmes latitudes. Les auteurs précités

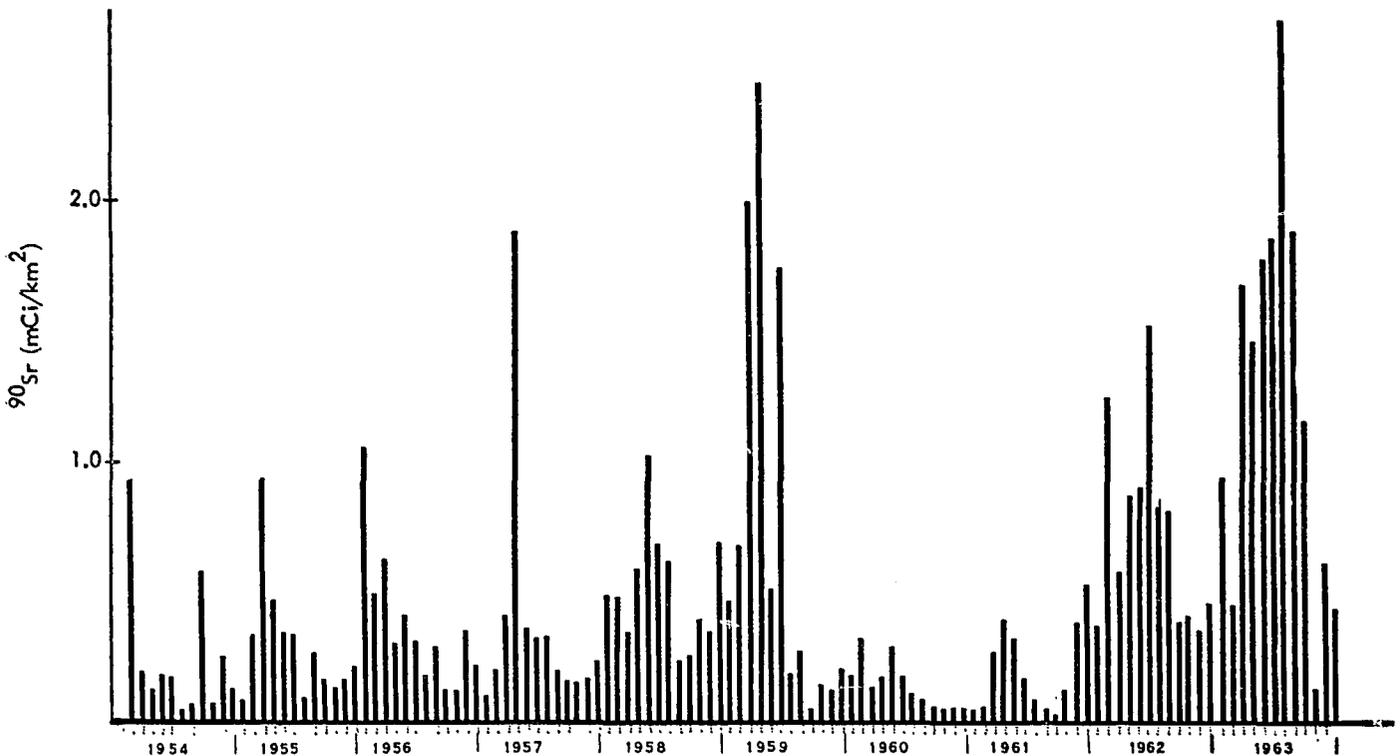


Figure 10.—Dépôt mensuel de strontium 90 sur la ville de New York⁷⁵

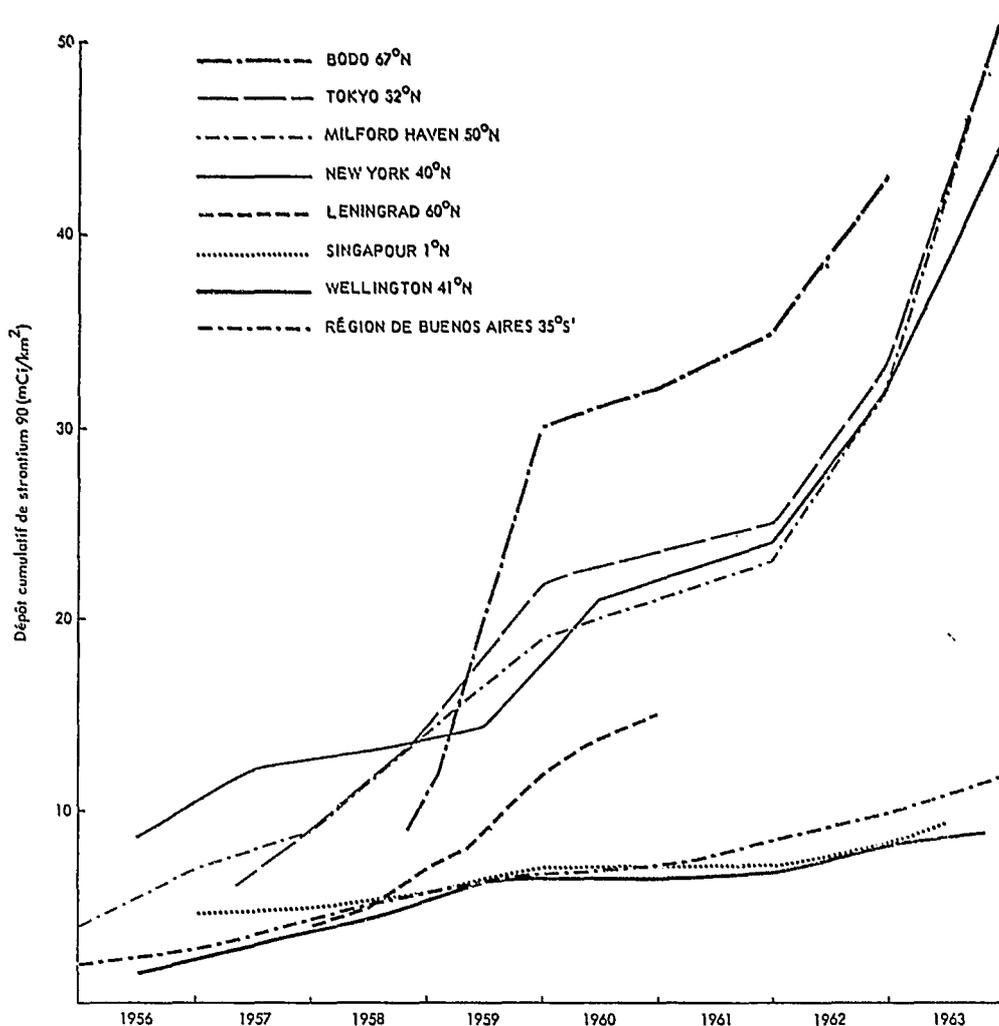


Figure 11.—Augmentation du dépôt cumulatif de strontium 90 avec le temps^{27, 45, 68, 69, 89, 96, 426, 429}

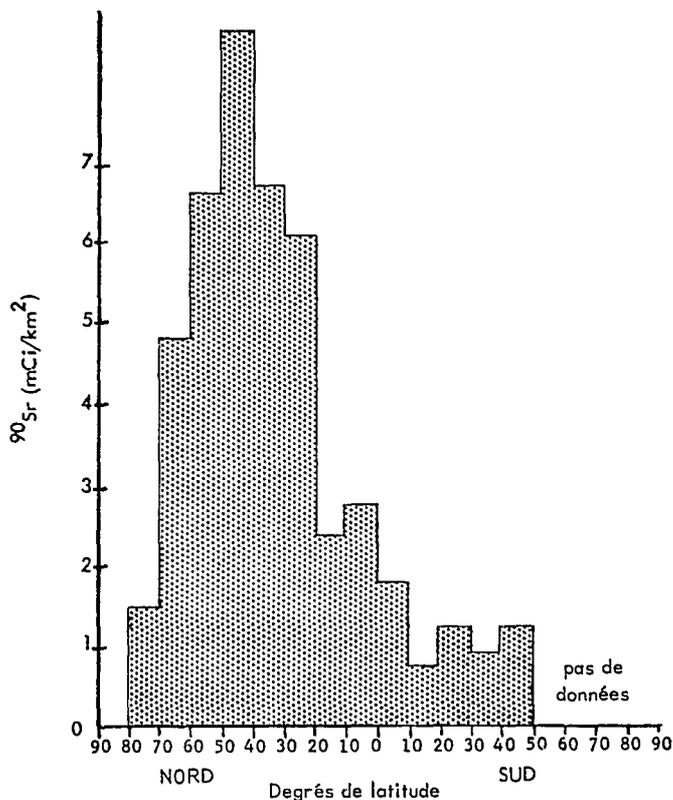
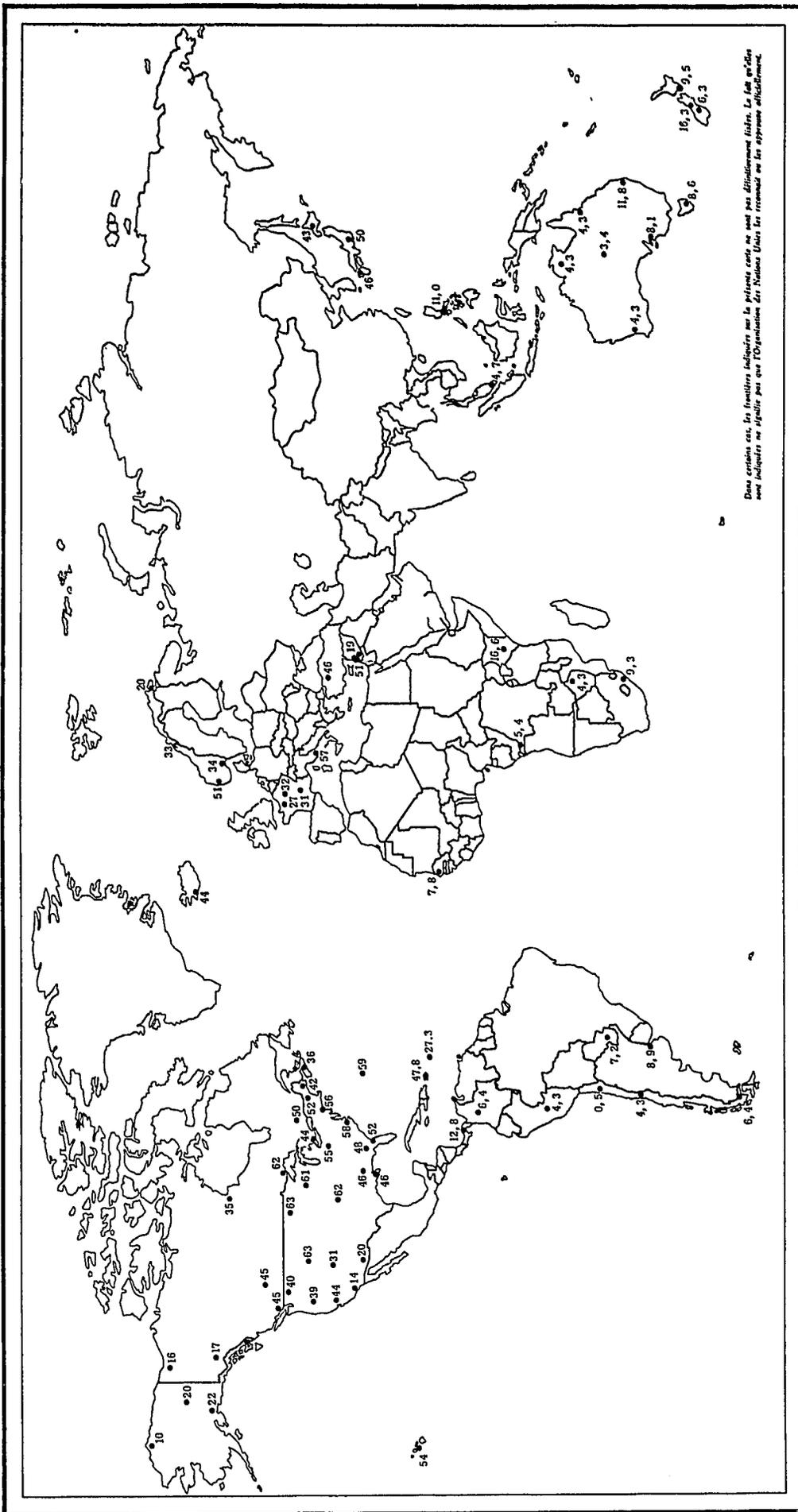


Figure 12.—Dépôt total de strontium 90 en 1962 par bande de latitudes²⁷

ont obtenu en outre une valeur moyenne de 1,6 pour le rapport césium 137/strontium 90 dans les eaux océaniques, ce qui concorde avec les mesures relatives à la retombée et à l'air stratosphérique.

47. La teneur en strontium 90 de l'eau superficielle des océans a fait l'objet de nombreuses mesures^{113, 115, 117-120, 411}. Pour le Pacifique, les résultats ont été beaucoup plus uniformes en 1961 qu'en 1958, ce qui indique un mélange horizontal considérable. Dans tous les cas, la teneur des eaux superficielles varie beaucoup moins avec la latitude que celle de l'air et des précipitations¹¹⁷. Pour le Pacifique occidental entre 1957 et 1959, on a signalé une concentration moyenne de 1,7 pCi de strontium 90 par litre dans les eaux superficielles⁴¹¹.

48. On peut obtenir des indications indirectes sur la différence d'intensité entre les retombées océaniques et les retombées continentales en comparant le dépôt sur les îles et sur les continents. Les retombées de strontium 90 mesurées en 1962 dans neuf stations de prélèvement situées sur de petites îles de l'Atlantique et du Pacifique ont été comparées avec les mesures prises la même année dans neuf stations continentales²⁷. Toutes ces stations sont situées dans la bande de latitudes 0°-40°N et font partie du réseau mondial de mesure du strontium 90 établi par les Etats-Unis. En outre, on a comparé le dépôt cumulatif dans le sol pour deux séries parallèles de stations, les unes étant proches de l'océan, les autres continentales⁴²⁰. A une même latitude, on ne constate aucune différence significative entre les stations insulaires et les



MAP NO. 1354 REV. 3 (F) UNITED NATIONS
SEPTEMBER 1964

Figure 13.—Dépôt cumulé de strontium 90 mesuré dans des échantillons de sol prélevés en 1963 (mCi/km²) 103

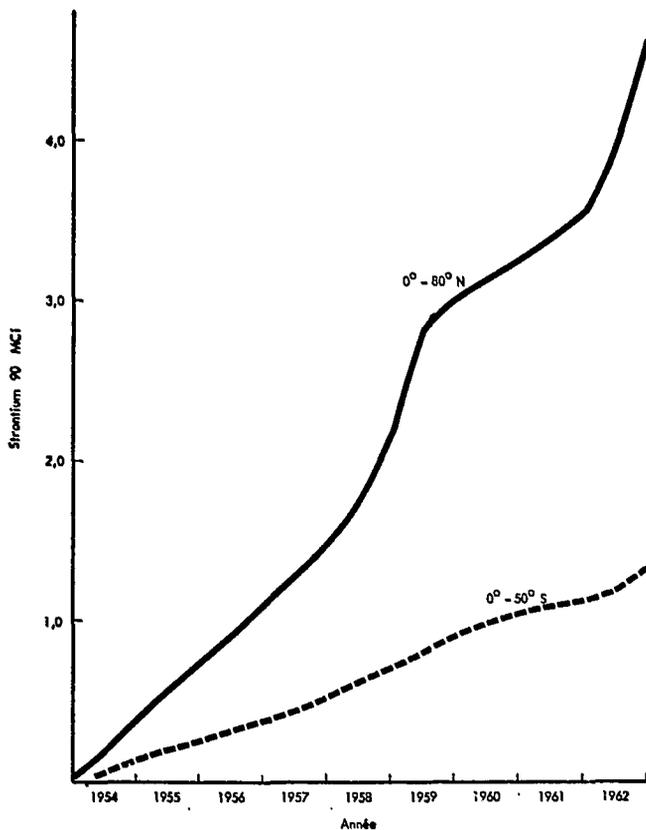


Figure 14.—Dépôt cumulatif de strontium 90 (d'après des mesures faites par les stations du réseau américain de prélèvement des retombées. Le nombre des prélèvements antérieurs à 1958 est relativement faible)^{27, 104}

stations continentales, en dépit du fait que les précipitations moyennes ont été près de trois fois plus élevées sur les premières que sur les secondes.

49. Il existe d'autres observations contradictoires concernant une intensité plus grande des retombées océaniques. Des mesures faites dans la mer Méditerranée et dans le golfe de Gascogne indiquent un dépôt de zirconium 95 plus grand sur la mer que sur les terres adjacentes⁴²¹. Des résultats analogues ont été obtenus dans la mer Noire pour la retombée de strontium 90¹²⁰. D'autre part, O'Brien, utilisant le carbone 14 comme traceur pour le strontium 90 stratosphérique, a trouvé des valeurs concordantes pour la retombée globale de strontium 90 déterminée au sol au moyen de récipients collecteurs et pour la retombée quittant la stratosphère⁴⁰⁰. Ainsi, ses chiffres de 1960, 1961 et 1963 n'ont pas besoin d'être expliqués par un dépôt de strontium 90 plus grand au-dessus de l'océan qu'aux stations terrestres adjacentes.

50. Pour résumer, tout un faisceau d'indications permet de penser que l'intensité de la retombée de strontium 90 sur les océans est à peu près la même que sur les continents. D'autre part, de nombreuses mesures ont permis de relever une concentration appréciable de strontium 90 en eau profonde et ces résultats ne sont pas compatibles avec les estimations actuelles du dépôt. Pour le moment, il est impossible d'expliquer ces contradictions de façon satisfaisante, et l'étude de la question devra se poursuivre. Aux fins de l'estimation des doses, on considérera que les retombées sont de même intensité sur les océans que sur les continents, hypothèse qui ne conduit pas à sous-estimer les doses.

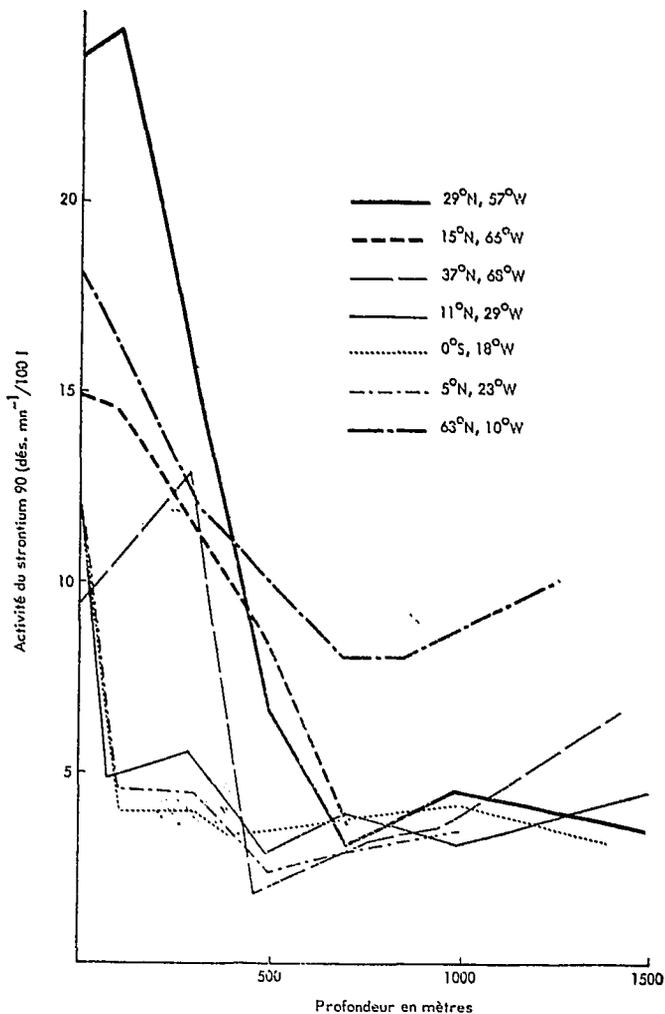


Figure 15.—Activité du strontium 90 dans l'eau de l'océan Atlantique en 1960 et 1961¹¹²

CÉSIIUM 137

51. Le césium 137 n'a pas été dosé dans les précipitations de manière aussi étendue sur le plan mondial que le strontium 90, encore que le nombre de stations fournissant maintenant des données à son sujet soit plus grand qu'avant 1960. Faute d'une couverture mondiale, dans le rapport de 1962 on a estimé le dépôt mondial de césium 137 en appliquant les valeurs moyennes du rapport césium 137/strontium 90 pour les diverses années étudiées aux chiffres de la retombée mondiale de strontium 90. La même méthode est employée ici.

52. La période du strontium 90 et celle du césium 137, soit 28 et 30 ans respectivement, sont si voisines qu'on peut tenir pour négligeables les modifications du rapport césium 137/strontium 90 dues à la décroissance radioactive sur une durée de 10 ans ou moins. Le rapport initial calculé d'après les rendements de fission varie entre 1,0 et 3,0, suivant les matières fissiles employées et les énergies neutroniques¹²¹. D'autre part, les dosages du strontium 90 et du césium 137 dans les précipitations indiquent que le rapport a également pu varier en fonction de la position géographique^{45, 89}. On a utilisé ci-après un grand nombre de mesures pour obtenir des estimations valables du rapport moyen césium 137/strontium 90.

53. La figure 16 indique la valeur trimestrielle moyenne de ce rapport dans la pluie recueillie entre janvier 1961 et mai 1963 dans une vingtaine de stations.

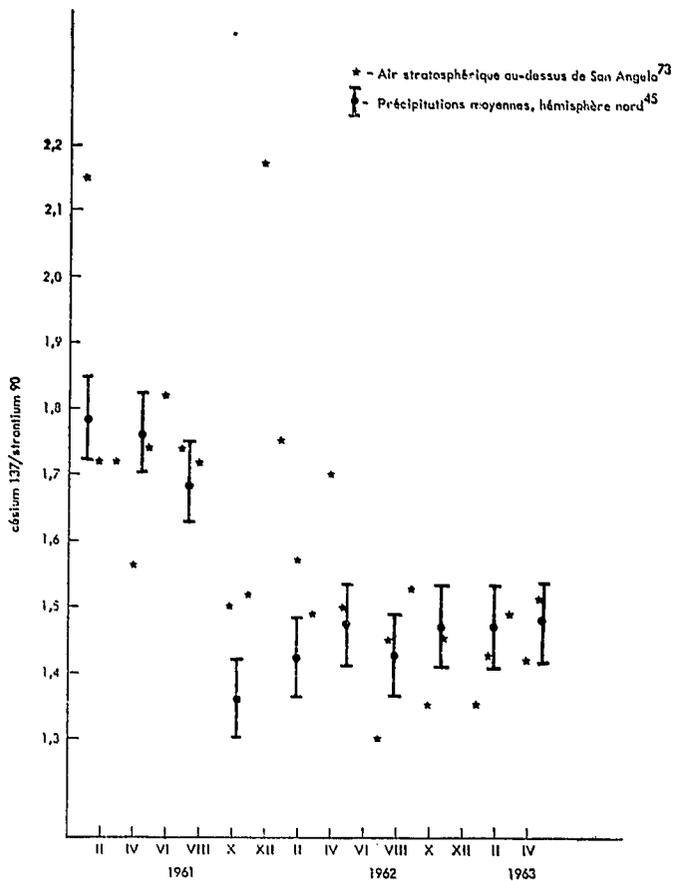


Figure 16.—Rapport césium 137/strontium 90 dans l'air stratosphérique et dans les précipitations

de l'hémisphère Nord faisant partie du réseau britannique⁴⁵. Cette figure montre aussi la valeur du rapport mesurée dans l'air stratosphérique au moyen d'échantillons prélevés par ballon au-dessus de San Angelo (Texas) [Etats-Unis] de janvier 1961 à novembre 1963⁷³. On constate que la valeur de ce rapport a fortement diminué depuis septembre 1961, peut-être pour les raisons exposées dans les paragraphes qui précèdent. Les valeurs moyennes du rapport césium 137/strontium 90 avant et après septembre 1961 ont été calculées pour les stations où l'on disposait de données suffisantes. Le tableau IX donne ces valeurs moyennes pour les précipitations recueillies à ces stations, pour l'air stratosphérique au-dessus de San Angelo et pour l'air mesuré dans l'hémisphère Nord à l'aide d'avions. La diminution du rapport constatée depuis la reprise des essais est significative du point de vue statistique.

54. Pour calculer le dépôt total de césium 137, on a attribué au rapport césium 137/strontium 90 une valeur de 1,7 en 1961 et de 1,5 en 1962-1963. On a multiplié par ces facteurs les valeurs du dépôt de strontium 90 qui figurent dans les tableaux VII et VIII : les estimations du dépôt de césium 137 sont indiquées au tableau X.

KRYPTON 85

55. La concentration du krypton 85 dans l'atmosphère augmente constamment depuis 1954^{122, 123, 405} (figure 17) ; en 1962, elle était de 7 pCi/m³ dans l'air de l'hémisphère Nord. Connaissant le rendement de fission du krypton 85, on peut conclure qu'une faible partie seulement de cette activité résulte des essais nucléaires. Le reste a probablement été introduit dans la troposphère par les installations nucléaires. Cette conclusion est corroborée par le fait que la concentration du krypton 85 dans

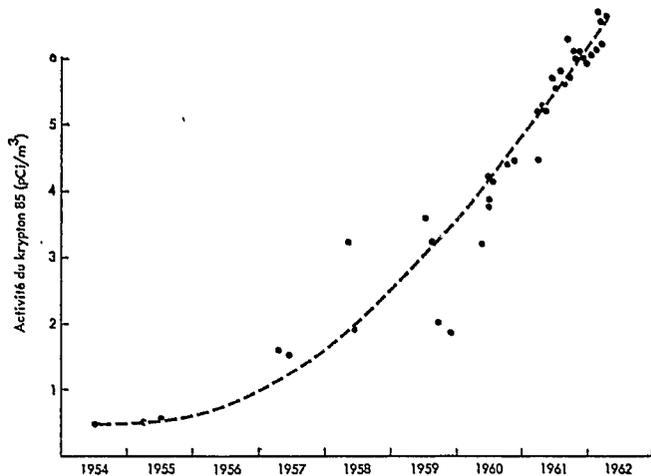


Figure 17.—Activité du krypton 85 dans l'air de l'hémisphère Nord^{122, 123, 405}

l'air, à la différence de celle d'autres produits de fission, n'accuse pas de fluctuations saisonnières ni de corrélation avec les essais¹²². Comme le krypton 85 est un gaz inerte, il demeure en quasi-totalité dans l'atmosphère, si bien que sa teneur dans l'air des deux hémisphères pourrait servir à étudier les mécanismes d'échange à l'intérieur de la troposphère. La concentration actuelle du krypton 85 dans l'atmosphère n'est pas suffisante pour exposer les populations humaines à des doses significatives.

PRODUITS DE FISSION À COURTE PÉRIODE

Strontium 89

56. Depuis six ans environ, le dépôt de strontium 89 a été mesuré dans un grand nombre de stations réparties dans le monde entier²⁷. Comme la période de ce radioélément est de 50 jours, l'intensité de sa retombée est un assez bon indicateur de la quantité d'éléments à courte période qui se dépose. La figure 18 montre la valeur mensuelle moyenne du rapport strontium 89/strontium 90 dans différentes bandes de latitudes, de septembre à décembre 1961²⁷. Même en décembre 1961, ce rapport était presque le même à toutes les latitudes, ce qui indique que le mélange le long des méridiens dans l'hémisphère Nord était relativement rapide.

57. On trouvera dans le tableau XI la valeur de la retombée totale de strontium 89 dans différentes bandes de latitudes, de septembre à décembre 1961, ainsi qu'en 1962 et 1963^{27, 124, 376}. Le dépôt a atteint son maximum dans la bande 30°-50°N en 1962 ; il était environ deux fois moindre dans les régions tropicales et encore inférieur aux latitudes élevées. La figure 19 représente le dépôt mensuel de strontium 89 dans différentes régions de l'hémisphère Nord, ainsi que les valeurs moyennes de cette retombée dans l'hémisphère Sud⁷⁵. On voit que l'intensité de la retombée de strontium 89 était à peu près la même dans ces trois régions de l'hémisphère Nord, ce qui indique que le mélange zonal des débris se faisait bien et que la majeure partie était d'origine stratosphérique.

58. Le dépôt mensuel de strontium 89 aux latitudes moyennes de l'hémisphère Nord a atteint un maximum voisin de 25 mCi/km² en janvier 1962 et un minimum d'environ 3 mCi/km² en août 1962. Sa valeur a augmenté de nouveau vers la fin de 1962 pour arriver à un maximum de 20 mCi/km² en avril 1963. Les mesures actuelles indiquent que le dépôt de strontium 89 sera presque nul en 1964. L'intensité de sa retombée dans l'hémisphère Sud, qui apparaît également sur la figure

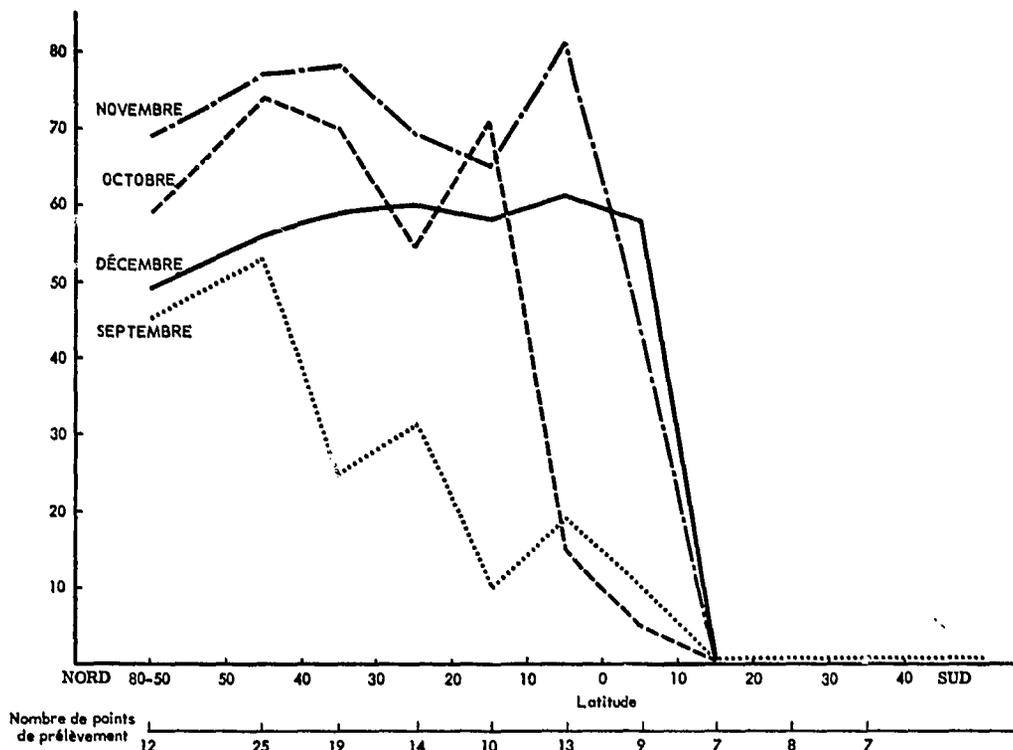


Figure 18.—Rapport moyen strontium 89/strontium 90 dans les précipitations dans chaque bande de 10° de latitude en 1961²⁷

19, est restée faible jusqu'en mai 1962, époque à laquelle elle a augmenté jusqu'à environ 2 mCi/km² par mois, pour rester ensuite approximativement à ce même niveau pendant le reste de l'année. Le tableau XI donne le dépôt annuel de strontium 89 dans chaque hémisphère en 1961 et 1962. Durant 1962, le dépôt de strontium 89 dans l'hémisphère Sud n'a atteint qu'un sixième de sa valeur dans l'hémisphère Nord.

Autres produits de fission à courte période

59. Un certain nombre de produits de fission dont la période varie de 8 jours (iode 131) à 244 jours (cérium 144) se déposent en quantité appréciable sur la surface terrestre. Le tableau XII indique le dépôt mensuel de produits de cette nature à Milford Haven et à Chilton (Royaume-Uni)⁴⁵. Quelques-uns d'entre eux, notamment le zirconium 95 et le niobium 95, fournissent une part notable de la dose engagée externe d'irradiation gamma due aux essais nucléaires. Si l'on s'attache un peu partout à le doser dans le lait, l'iode 131 n'est mesuré dans les précipitations que par quelques stations. Cependant, l'intensité de la retombée de baryum 140 est un indicateur raisonnablement sûr du dépôt d'iode 131. On verra dans le tableau XIII l'activité des produits de fission à courte période, strontium 89, zirconium 95, ruthénium 103, ruthénium 106, iode 131, baryum 140, cérium 141 et cérium 144, qui se sont déposés en 1962^{45, 75}. Des mesures faites au Royaume-Uni⁴⁵ ont montré l'importance du dépôt à sec des produits de fission à courte période. Sauf pour le strontium 89, peu de mesures ont été signalées concernant le dépôt de produits de fission à courte période dans l'hémisphère Sud.

CARBONE 14

Réserve

60. Le carbone 14, dont la période est de 5 700 ans environ, a toujours été présent dans l'atmosphère terrestre. En effet, il est formé par l'action des neutrons

du rayonnement cosmique sur des atomes d'azote, aussi bien dans la stratosphère que dans la haute troposphère. Le carbone 14 est observé dans l'atmosphère presque exclusivement sous la forme de gaz carbonique (CO₂)⁴⁰⁸. Avant le début des essais nucléaires, l'atmosphère contenait environ 40 × 10²⁷ atomes de carbone 14. Le tableau XIV montre la répartition normale du carbone stable et du carbone 14 entre les différents réservoirs de carbone échangeable avant les utilisations industrielles et les explosions de bombes atomiques. L'activité spécifique du carbone 14 dans le bois "normal" (formé en 1890) étant de 14,5 dés./mn par gramme de carbone, on a utilisé ce chiffre pour calculer la quantité de carbone 14 contenue dans chaque réservoir¹²⁵. On estime d'autre part que l'activité du carbone 14 dans les profondeurs océaniques et dans l'humus est égale à 84 p.100 de celle du bois "normal"¹¹⁵. On peut calculer le taux de formation naturelle en divisant la réserve (2 170 × 10²⁷ atomes, tableau XIV) par la vie moyenne du carbone 14 (8 300 ans). On obtient un taux de formation de 2,6 × 10²⁶ atomes par an, soit 1,6 atome par centimètre carré et par seconde.

61. Lal et Peters ont estimé le taux de formation à 1,6 atome par centimètre carré et par seconde en partant de la réserve de carbone 14 (compte tenu de la nouvelle valeur de la période de ce radioélément) et à 1,8 atome par centimètre carré et par seconde en fondant le calcul sur des données relatives au rayonnement cosmique^{15, 139}. Selon une autre estimation fondée sur les données relatives au rayonnement cosmique, le taux de formation serait de 2,5 ± 0,5 atomes de carbone 14 par centimètre carré et par seconde⁴²². Pour l'évaluation du risque, on utilisera ici le chiffre le plus faible, c'est-à-dire 1,6 atome, car il ne donnera pas lieu à une sous-estimation de la dose engagée. Ce taux de formation est d'environ 25 p.100 plus bas que celui qui a été retenu dans le rapport de 1962, et doit conduire à augmenter d'autant l'évaluation de la dose engagée résultant du carbone 14 formé lors des essais.

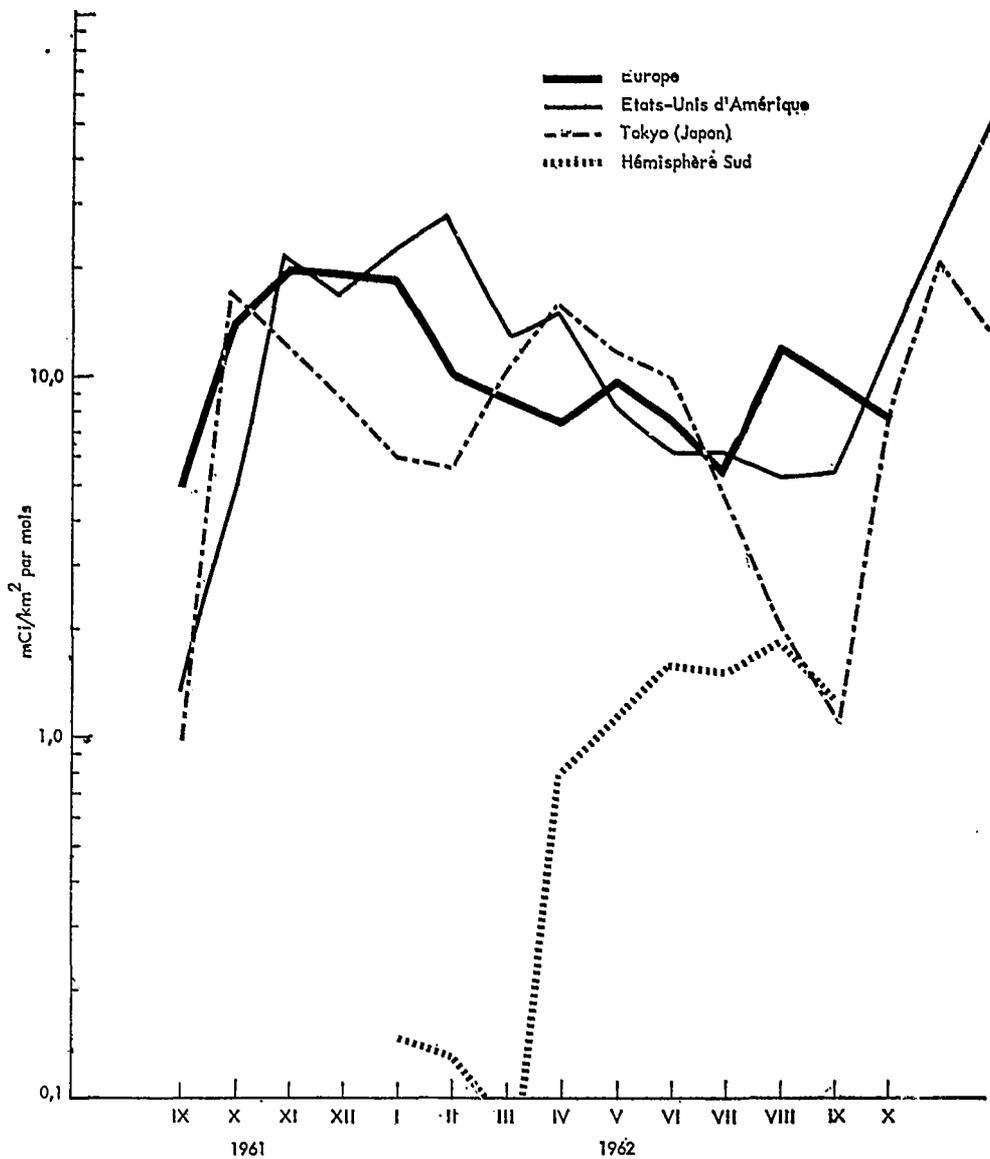


Figure 19.—Dépôt mensuel moyen de strontium 89^{75, 89}

62. Depuis 1954, les essais nucléaires ont produit de grandes quantités de carbone 14. Les neutrons libérés dans l'atmosphère par ces explosions réagissent avec l'azote atmosphérique pour donner du carbone 14. Dans les explosions souterraines, par contre, la formation de carbone 14 est pratiquement nulle; pour les explosions en surface ou à proximité de la surface, on peut admettre que la production est moitié moins grande que dans l'atmosphère. Lorsqu'une explosion a lieu à très haute altitude, une partie des neutrons libérés s'échappe dans l'espace, réduisant d'autant la production de carbone 14.

63. L'activité du carbone 14 dans la stratosphère a fait l'objet de très nombreux dosages dans les deux hémisphères, soit par avion, soit par ballon^{23, 34, 127}. A partir de ces mesures, on a évalué la réserve stratosphérique de carbone 14 de la même manière que celle de strontium 90. On trouvera dans le tableau XV les chiffres ainsi obtenus pour différentes époques entre juillet 1957 et juillet 1963, ainsi que la répartition estimative du carbone 14 artificiel dans d'autres réservoirs^{34, 426}.

64. La figure 20 indique le pourcentage dont l'activité du carbone 14 dans la troposphère dépasse la

valeur qu'elle avait avant les essais, sur la base de mesures faites dans un certain nombre de laboratoires de différentes parties du monde^{71, 128-137, 141}. Il ressort de cette figure que la teneur en carbone 14 du gaz carbonique de l'atmosphère a commencé à dépasser sa valeur normale de façon appréciable en 1956. De 1956 à 1958, l'accroissement a été presque linéaire jusqu'à un maximum atteint en 1959. En 1960 et 1961, l'activité du carbone 14 est demeurée assez constante dans la troposphère, s'établissant à 22 p.100 environ au-dessus de la normale.

65. De 1959 à 1961, l'activité du carbone 14 dans la troposphère a accusé de petites fluctuations annuelles¹⁴¹. Celles-ci ont été particulièrement perceptibles dans l'hémisphère Nord; elles résultaient probablement du fait que la majeure partie du carbone 14 artificiel est passée de la stratosphère dans la troposphère au cours du printemps, provoquant une recrudescence d'activité dans l'hémisphère Nord, alors que le passage ultérieur d'une partie de cette activité dans la troposphère de l'hémisphère Sud a donné lieu à un abaissement de l'activité dans l'hémisphère Nord pendant l'automne et l'hiver. Cette explication est corroborée par le fait que les fluctuations observées présentent un décalage

d'environ six mois d'un hémisphère à l'autre. On remarquera aussi qu'en 1959, 1960 et 1961 le maximum d'activité du carbone 14 dans l'hémisphère Nord s'est produit approximativement trois mois plus tard que le maximum d'intensité de la retombée du strontium 90, comme le montre la figure 3. La raison probable en est que le carbone 14 s'élimine si lentement de la troposphère que la concentration moyenne dans cette couche tend à être proportionnelle à la quantité totale de carbone 14 qui descend de la stratosphère.

66. Entre 1955 et 1959, l'activité du carbone 14 dans la troposphère de l'hémisphère Sud a été d'environ 4 p.100 inférieure à ce qu'elle était dans l'hémisphère Nord (figure 20), probablement parce que des quantités plus grandes de carbone 14 artificiel ont été injectées dans la stratosphère de l'hémisphère Nord. Toutefois, la différence entre l'activité dans les deux hémisphères a diminué en 1960-1961 (écart de 2 p.100 environ). On a estimé que dans l'hémisphère Sud les échanges de gaz carbonique avec les océans sont deux fois plus intenses que dans l'hémisphère Nord, ce qui explique probablement l'écart qui subsiste entre les concentrations dans les deux hémisphères¹³⁹.

Circulation du carbone 14

67. Le carbone 14 contenu dans l'atmosphère s'échange en l'espace d'un certain nombre d'années avec le carbone présent dans les couches superficielles des océans sous la forme de bicarbonate dissous, et avec le carbone de la biosphère. Il s'échange ensuite plus lentement avec le carbone dissous sous forme de bicarbonate dans les eaux profondes des océans. Ce dernier réservoir est de loin le plus vaste, comme le montre le tableau XIV,

et c'est là que la plus grande partie du carbone 14 se désintègre.

68. Les dosages du carbone 14 effectués dans la troposphère boréale de 1959 à 1961 ont fait apparaître une nette variation selon la latitude¹⁴¹. On a utilisé cette variation, ainsi que les fluctuations annuelles, pour estimer le transport du carbone 14 le long des méridiens sur la base d'un modèle de diffusion linéaire¹⁴¹. En prenant le taux de diffusion ainsi obtenu et en admettant un modèle à deux compartiments pour le mélange entre troposphère Nord et troposphère Sud, on est arrivé à un temps d'échange entre hémisphère inférieur à un an. Cet ordre de grandeur est confirmé par la baisse rapide de l'activité dans l'hémisphère Nord vers la fin de 1959.

Activité future du carbone 14

69. On a évalué l'activité future du carbone 14 artificiel dans l'atmosphère sur la base d'un modèle à quatre compartiments représentant les échanges de ce radioélément entre les différents réservoirs de carbone. Ce modèle est représenté à la figure 21. De nombreux modèles de ce genre ont été proposés par divers auteurs, mais, lorsqu'il s'agit de prévoir l'activité future dans l'atmosphère, il n'y a guère d'avantage à utiliser plus de quatre compartiments^{120, 140}. D'autre part, un modèle à quatre compartiments permet d'obtenir, pour les quelques premières dizaines d'années suivant l'injection, des prévisions plus justes qu'un modèle à deux compartiments, comme celui qui avait été utilisé dans le rapport de 1962. Dans le modèle actuel, on a mis le carbone de la biosphère ensemble avec celui du réservoir atmosphérique et le carbone de l'humus avec celui des eaux profondes de l'océan, ce qui paraît légitime puisque les

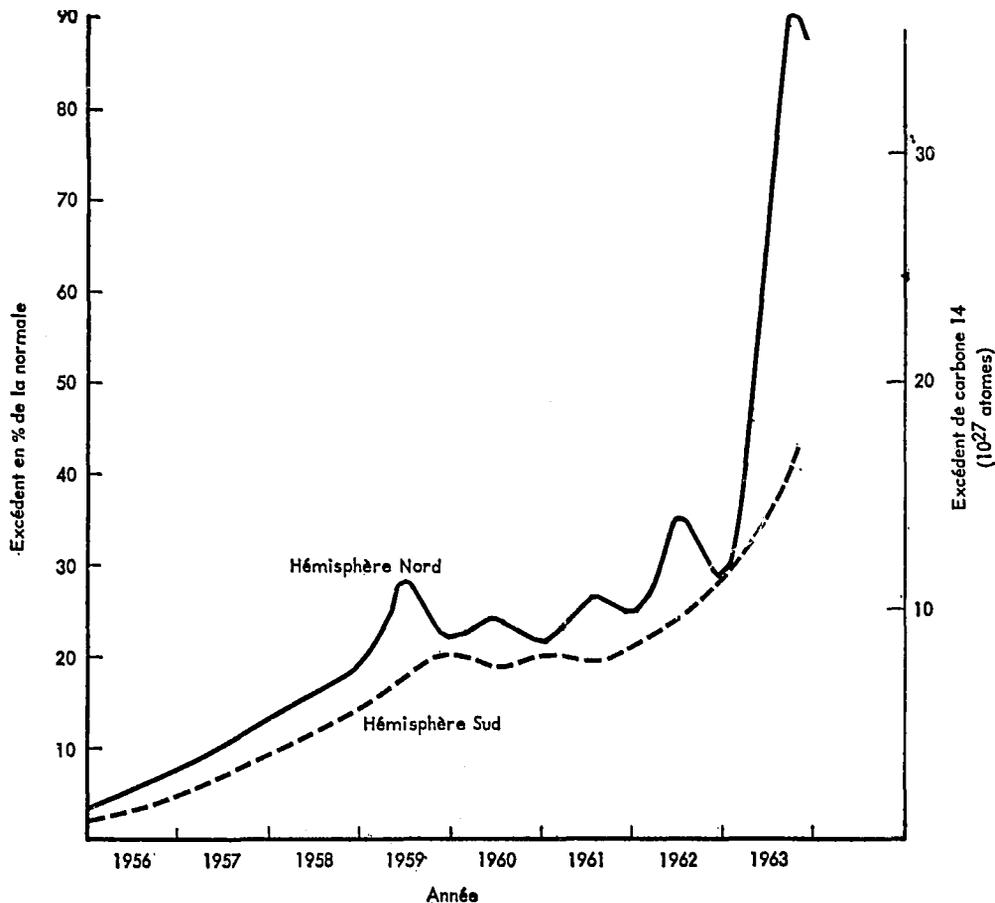
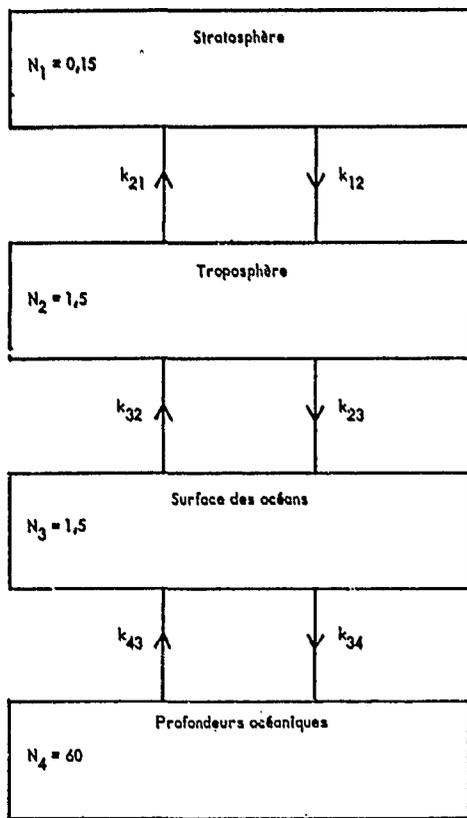


Figure 20.—Réserve troposphérique de carbone 14 artificiel^{71, 128-137, 141}



N_r = capacité du réservoir de carbone r

Figure 21.—Modèle à quatre compartiments des échanges de carbone 14

échanges atmosphère-biosphère sont assez rapides et les échanges atmosphère-humus très lents¹⁴⁰. Le mouvement du carbone 14 entre ces réservoirs peut être représenté par la série d'équations :

$$N_r \left(\frac{dA_r}{dt} + \lambda A_r \right) = k_{r-1, r} (A_{r-1} - A_r) - k_{r, r+1} (A_r - A_{r+1})$$

pour $r = 1, 2, 3, 4$,

A_r = concentration du carbone 14 dans le réservoir r ,

$k_{r, r+1}$ = coefficient de transfert du carbone 14 entre les réservoirs r et $r + 1$, avec $k_{01} = k_{45} = 0$,

N_r = capacité en carbone du $r^{\text{ème}}$ réservoir,

λ = constante de désintégration du carbone 14 = $0,00012 \text{ an}^{-1}$.

70. On admet que les effets de fractionnement entre réservoirs sont faibles et peuvent être négligés dans les prévisions de l'activité future. Les équations ci-dessus ont été résolues pour la concentration troposphérique A_2 , pour une injection initiale de $C \times 10^{27}$ atomes de carbone 14 dans la stratosphère à l'instant zéro. La méthode est essentiellement la même que celle qu'ont employée Plesset et Latter¹⁴⁰. Si l'on prend pour base les données du tableau XIV, les capacités des réservoirs de carbone 14 sont, en unités de capacité atmosphérique, de 0,15, de 1,5, de 1,5 et de 60 pour N_1 , N_2 , N_3 et N_4 respectivement. On admet que le temps de séjour moyen du carbone 14 dans la stratosphère est de 2,0 ans. Les coefficients de transfert, calculés à l'aide des équations de l'état stationnaire établies par Plesset et Latter¹⁴⁰, sont : $k_{12} = 0,075$, $k_{23} = 0,27$ et $k_{34} = 0,082$, en unités atmosphériques par an. La solution donnant l'excédent de carbone 14 dans la

troposphère (en pourcentage au-dessus de la normale) après t années est :

$$A_2 = 0,83C [0,047e^{-0,00012t} + 1,15e^{-0,026t} + 1,34e^{-0,35t} - 2,54e^{-0,59t}]$$

71. Le tableau XV donne l'évaluation des réserves de carbone 14 imputable aux bombes dans différents réservoirs de carbone pour les années 1957-1963. L'augmentation attribuable aux essais effectués en 1961 et 1962 est dans la proportion de 1 à 3 environ. Si l'on admet que, sur un excédent estimatif total de 65×10^{27} atomes de carbone 14, 25×10^{27} atomes ont été injectés dans la stratosphère en 1958 et 40×10^{27} atomes en 1962, l'activité future A_2 du carbone 14 dans la troposphère, t années après 1964 est donnée par la formule

$$A_2 = [2,5e^{-0,00012t} + 64e^{-0,026t} + 26e^{-0,35t} - 26e^{-0,59t}]$$

p.100 au-dessus de la normale. Cette équation permet de prévoir un excédent maximal d'activité du carbone 14 d'environ 70 p.100 en 1964 ou 1965 ; l'activité retombera ensuite à environ 60 p.100 en 7 à 8 ans. Entre 1970 et 2040, elle diminuera progressivement jusqu'à 3 p.100 environ et restera inférieure à ce niveau tant que durera la décroissance radioactive du carbone 14 excédentaire.

AUTRES RADIOÉLÉMENTS ARTIFICIELS

72. Le tritium (période de 12,5 ans) n'est pas un produit de fission, mais les essais d'armes thermonucléaires en ont introduit de grandes quantités dans l'atmosphère. En 1952 et 1953, avant la contamination massive par les essais, la concentration normale de tritium dans l'eau de pluie se situait entre 1 et 10 unités tritium¹⁵³. Ce tritium "naturel" est produit par l'action des rayons cosmiques sur l'atmosphère terrestre. Depuis le début des essais thermonucléaires, la teneur en tritium de l'eau de pluie a fortement augmenté^{146-156, 424}. Elle est représentée dans la figure 22 pour le Canada, la France et la Suède entre 1953 et 1963^{143-146, 153, 156, 384, 424, 425}. Au milieu de 1963, on a enregistré au Canada des activités maximales atteignant 10 000 unités tritium¹⁴³. La concentration moyenne dans les eaux du Pacifique en 1960 et 1961 était de 8 unités tritium¹⁵⁰. Dans l'hémisphère Sud, l'activité dans l'eau de pluie était beaucoup plus faible que dans l'hémisphère Nord, puisqu'elle se situait entre 5 et 20 unités tritium en 1958 et 1960¹⁵².

73. Le béryllium 7, dont la période est de 54 jours, se forme naturellement dans l'atmosphère, principalement par l'action des protons du rayonnement cosmique sur l'oxygène et sur l'argon ; il se peut aussi qu'il s'en forme dans les explosions nucléaires. On l'a employé comme traceur naturel pour étudier les mouvements de l'air dans la stratosphère. Les dosages du strontium 90 et du béryllium 7 dans la pluie qui ont été faits à Rijswijk en 1961 et 1962¹⁵⁷, ainsi que dans l'air et dans la pluie en d'autres endroits, ont fait apparaître des maximums très nets au printemps de chaque année¹⁵⁸⁻¹⁶¹. Dans le cas du béryllium 7 ces maximums étaient du même ordre de grandeur pour les deux années, tandis que le strontium 90 avait une activité beaucoup plus élevée en 1962, ce qui indique que la majeure partie du béryllium 7 déposé en 1961 et 1962 était d'origine naturelle. Le béryllium 7 a fait l'objet de dosages assez nombreux dans la stratosphère, et les mesures faites entre juin 1960 et mai 1961 montrent que le rapport moyen béryllium 7/strontium 90 dans la basse stratosphère était de $15^{34,157}$. Sur la base de cette valeur, on calcule que l'intensité de la retombée de béryllium 7 d'origine stratosphérique à Rijswijk était

* Une unité tritium correspond à un rapport T/H = 10^{-18} .

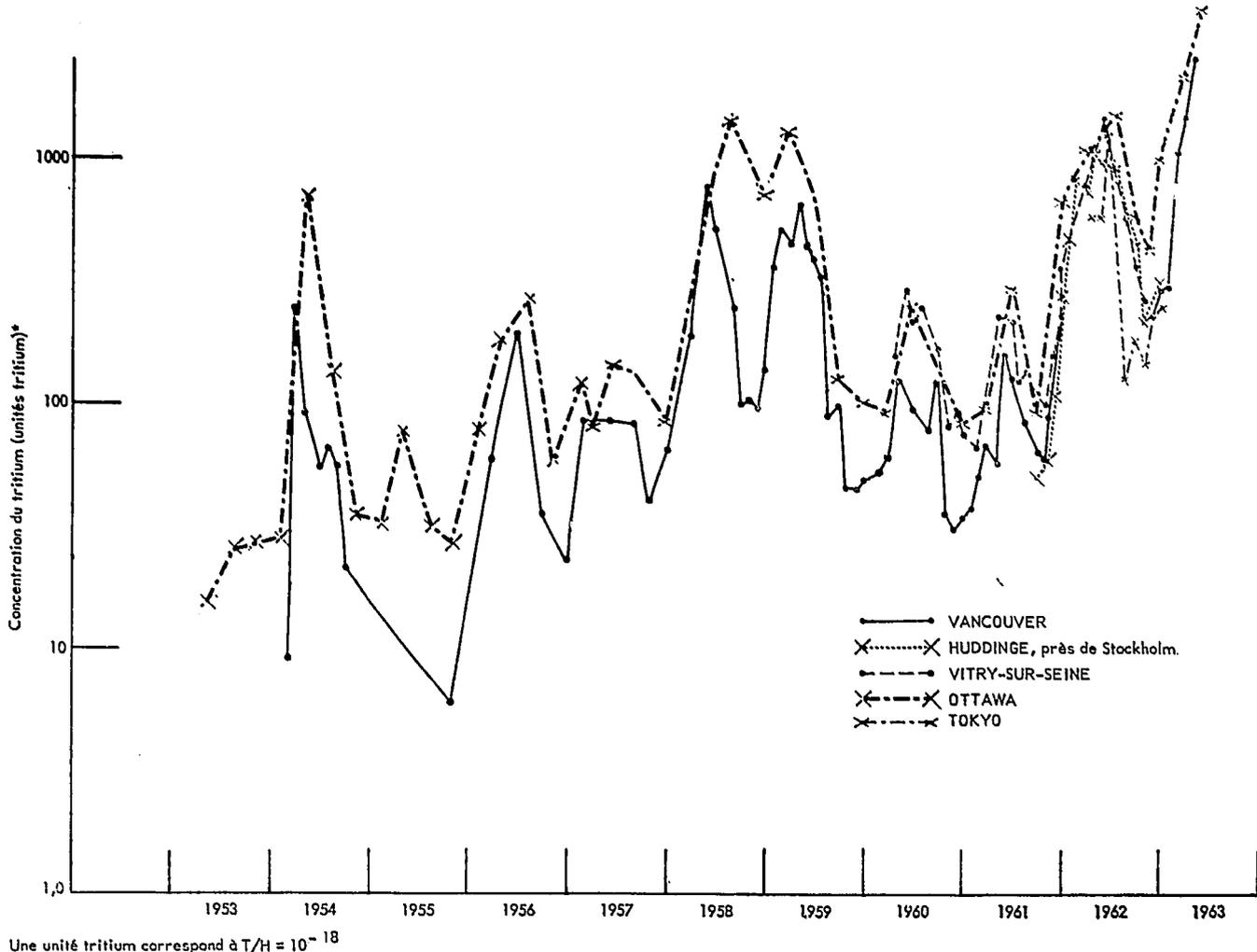


Figure 22.—Concentration du tritium dans les précipitations^{143-146, 153, 156, 424, 425}

de 12 mCi/km² par an, alors que pour le béryllium 7 d'origine troposphérique elle était de 28 mCi/km² par an.

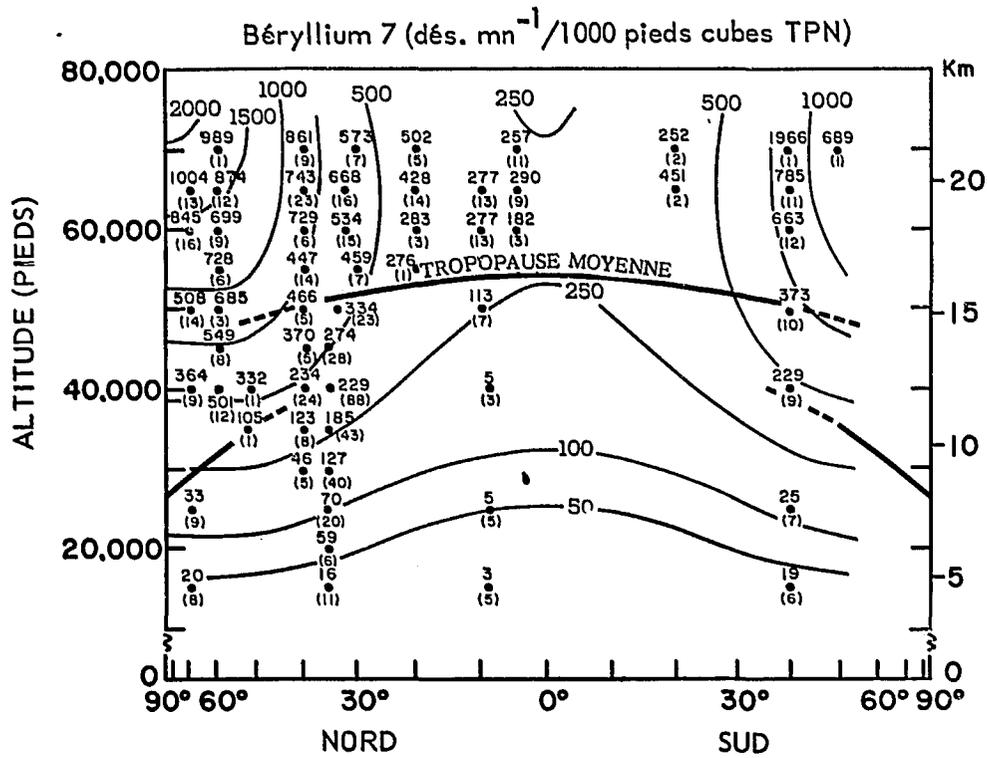
74. Des dosages du béryllium 7 et du strontium 89 dans l'air stratosphérique au-dessus des Pays-Bas en 1962 donnent à penser que du béryllium 7 a été produit par les essais nucléaires effectués vers la fin de 1961¹⁵⁸. L'activité du béryllium 7 au-dessus de 5 pCi/kg d'air augmente proportionnellement à la concentration du strontium 89; la proportion moyenne de l'excédent de béryllium 7 par rapport au strontium 89 est de 0,04. La figure 23 représente l'activité du béryllium mesurée dans des échantillons d'air stratosphérique recueillis par avion au-dessus des Etats-Unis³⁴. On voit qu'il y a eu une augmentation des concentrations dans l'hémisphère Nord, où, de septembre 1961 à décembre 1962, on a souvent constaté un excès marqué par rapport aux concentrations d'équilibre attendues. Ces faits tendent également à indiquer que les essais de 1961 et 1962 ont donné lieu à la production artificielle de béryllium 7. On a avancé l'idée que diverses réactions nucléaires dans lesquelles intervient le lithium 6 conduisent à la formation de béryllium 7¹⁵⁸. En multipliant le rapport béryllium 7/strontium 89 donné ci-dessus, soit 0,04, par les valeurs du dépôt de strontium 89 figurant au tableau XI, on arrive à environ 1 mCi de béryllium 7 d'origine artificielle (bombes atomiques) déposé dans l'hémisphère Nord en 1962. Cela équivaut à un dépôt moyen de 4 mCi/km² dans l'hémisphère Nord.

75. On a dosé dans l'atmosphère et dans les précipita-

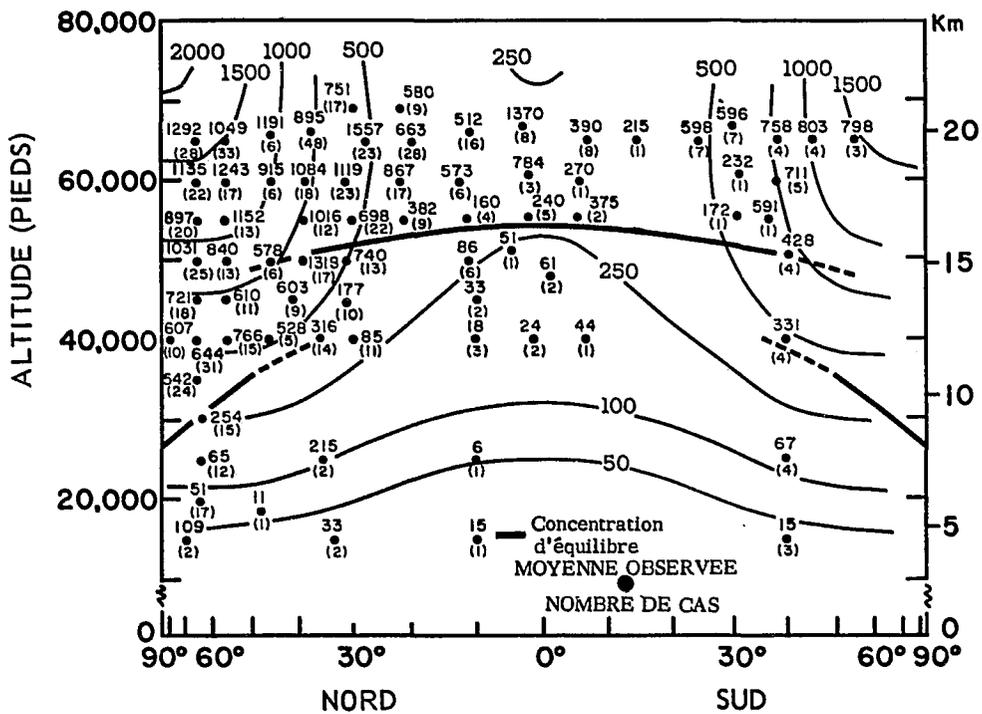
tions divers autres nucléides qui avaient été soit ajoutés de propos délibéré aux engins nucléaires soit produits par activation neutronique durant l'explosion^{23, 73, 142}. Du tungstène 181, du tungstène 185 et du rhodium 102 (période: 145 jours, 74 jours et 210 jours respectivement) ont été injectés dans la stratosphère équatoriale au cours d'essais effectués en 1958. De même, du cadmium 109 et du cadmium 113 (période: 1,6 an et 14 ans respectivement) ont été injectés en 1962. Ces radioéléments ont été dosés dans l'air et dans les précipitations, et l'étude de leur mouvement a joué un rôle important dans la détermination de la circulation de l'air stratosphérique^{14, 23, 73, 142}. Toutefois, leur participation à l'irradiation humaine est insignifiante.

76. Au cours des essais effectués en 1961 et 1962, des quantités considérables de manganèse 54 (310 jours), de fer 55 (980 jours), d'antimoine 124 (60 jours), d'yttrium 88 (104 jours) et de cobalt 58 (72 jours) ont été injectées dans la stratosphère. La figure 24 représente l'activité de ces radioéléments dans la stratosphère en 1962, comparée à celle du strontium 90 et celle du cérium 144¹³. Entre juillet 1962 et juin 1963, il s'est déposé 128 mCi/km² de fer 55 à Westwood (New Jersey) [Etats-Unis]¹⁴². Rien n'indique actuellement que les doses provenant de ces radioéléments puissent être significatives.

77. D'après certaines observations, les explosions nucléaires ont ajouté du sodium 22³⁶ et peut-être du plomb 210^{34, 417} à la quantité naturelle de ces isotopes



Oct. 1959 - sept. 1961



Sept. 1961 - déc. 1962

Figure 23.—Activité du béryllium 7 dans l'atmosphère³⁴

existant dans l'atmosphère, spécialement en 1961 et 1962. Divers isotopes du plutonium provenant d'essais nucléaires ont été observés dans l'atmosphère et dans la retombée^{40, 401, 415, 416, 423}. De plus, la combustion possible d'une source isotopique d'énergie nucléaire dans la stratosphère pour un satellite spatial en avril 1964 a pu augmenter la charge de plutonium 238 dans l'atmosphère^{413, 414}. Toutefois, il n'y a pas lieu de croire que ces nucléides radioactifs contribuent de manière significative à la dose chez l'homme.

III. — Contamination des aliments et des tissus humains

STRONTIUM 90 ET STRONTIUM 89

78. La teneur des aliments en strontium 90 s'est accrue depuis la reprise des essais nucléaires en 1961. La concentration du strontium 90 dans le lait a augmenté en 1962 dans l'hémisphère Nord, les valeurs annuelles moyennes étant généralement doubles de celles de 1961. L'augmentation s'est poursuivie en 1963 et les données

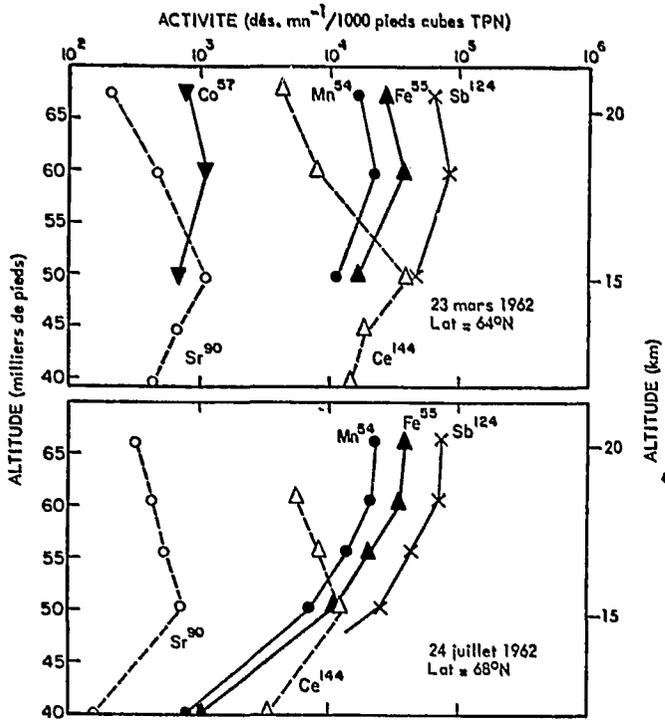


Figure 24.—Profils verticaux de l'activité du strontium 90 et du cérium 144 (à la date du prélèvement) et de l'activité du cobalt 57, du fer 55, du manganèse 54 et de l'antimoine 124 (ramenée au 15 octobre 1961)¹³

actuellement disponibles montrent que la moyenne annuelle en 1963, a été deux fois plus forte qu'en 1962 (tableau XVI). Dans l'hémisphère Sud, l'augmentation de la teneur du lait en strontium 90 en 1962 et 1963 a été beaucoup moins forte, comme l'indiquent les mesures effectuées en Argentine, en Australie et en Nouvelle-Zélande.

79. Les données disponibles concernant la contamination du lait par le strontium 89 sont présentées au tableau XVII. Pendant les périodes d'essais, la teneur du lait en strontium 89 dans l'hémisphère Nord a été élevée. Elle a diminué fortement en 1963, ce qui s'explique par la courte période du radioélément.

80. Le rapport strontium 90/calcium dans l'ensemble de l'alimentation des pays de la zone tempérée de l'hémisphère Nord a augmenté de la même manière que pour le lait, les valeurs moyennes pour 1962 dépassant de 70 à 100 p. 100 celles de 1961 (tableau XVIII). Les données disponibles pour 1963 (Danemark, Etats-Unis, Royaume-Uni) montrent qu'il y a eu encore un doublement par rapport aux valeurs connues pour 1962.

81. On n'a que peu de renseignements sur l'alimentation dans les régions autres que l'Amérique du Nord et l'Europe. Le rapport strontium 90/calcium dans le régime alimentaire total de la population de la République arabe unie en 1961 et 1962 était voisin des valeurs les plus basses relevées dans la zone tempérée de l'hémisphère Nord (Europe, Etats-Unis). Toutefois, en 1963, les concentrations n'ont augmenté que légèrement dans la République arabe unie et sont restées en moyenne au voisinage de la moitié de la plupart des valeurs signalées pour la zone tempérée de l'hémisphère Nord. En Australie et en Argentine, les valeurs ont été bien plus basses et on a noté seulement une légère augmentation pour la période 1961-1963 (tableaux XVI et XVIII).

82. Le rapport moyen strontium 90/calcium dans l'alimentation de la population japonaise (tableau XVIII) est très voisin des valeurs publiées aux Etats-

Unis et en Europe, malgré la composition très différente du régime alimentaire typique¹⁷².

83. La relation entre l'intensité de la retombée et le dépôt cumulé de strontium 90, d'une part, et la concentration dans le lait, d'autre part, a été discutée récemment^{173,174} et a été exprimée par l'équation :

$$C = p_a F_a + p_r F_r$$

où :

C est la valeur annuelle moyenne du rapport strontium 90/calcium dans le lait;

F_a est le dépôt cumulé total de strontium 90 dans le sol (mCi/km^2);

F_r est l'intensité annuelle de la retombée de strontium 90 (mCi/km^2) pour une année donnée;

p_a et p_r sont des coefficients de proportionnalité correspondants, appelés aussi "coefficient relatif au sol" et "coefficient relatif à l'intensité".

Les valeurs des coefficients relatifs au sol calculées pour l'Angleterre et le pays de Galles¹⁷³, ainsi que pour les régions de New York et de San Francisco¹⁷⁴, sont en général inférieures à 0,3, chiffre admis pour l'ensemble du globe dans le rapport de 1962. D'autre part, on a montré que les valeurs du coefficient relatif au sol, aussi bien que du coefficient relatif à l'intensité, peuvent varier considérablement selon les conditions météorologiques et agricoles locales^{175,176}. Comme le coefficient relatif au sol adopté dans le rapport de 1962 ne conduit pas à sous-estimer la dose d'exposition, il ne semble pas qu'il y ait lieu de le modifier.

84. Cependant, les valeurs sont variables, même à l'intérieur d'un pays donné. Ainsi, la valeur annuelle moyenne du rapport strontium 90/calcium dans le lait mesurée dans différentes régions des Etats-Unis s'écarte considérablement de la moyenne des résultats obtenus par l'ensemble des stations^{162,163}. La plus haute et la plus basse des moyennes annuelles régionales pour 1963 s'écartaient respectivement d'un facteur 2 et d'un facteur 6 de la moyenne arithmétique du réseau¹⁶⁴. En Nouvelle-Zélande, les moyennes annuelles pour 1962 des stations locales différaient d'un facteur 6²⁰⁵. Les valeurs moyennes pour l'ensemble de l'alimentation fournies par l'étude relative à trois villes¹⁶⁵ présentent systématiquement une différence du simple au double entre New York et San Francisco. On a trouvé une variation de même ordre pour le rapport moyen strontium 90/calcium entre différentes régions de l'Autriche¹⁶⁶, et une variation moindre au Danemark^{97,167} et au Royaume-Uni^{168,169,280}. Les renseignements que l'on possède sur la variation géographique du rapport strontium 90/calcium dans l'alimentation totale de la population japonaise donnent des valeurs systématiquement supérieures à la moyenne dans les parties ouest et nord du pays¹⁷⁰.

85. Il faut toutefois mentionner que l'intervalle de variation observé entre régions comprenant une fraction appréciable de la population d'un pays n'englobe pas nécessairement les valeurs considérablement supérieures du rapport strontium 90/calcium observé dans le lait et dans d'autres aliments d'origine locale en certains points caractérisés par une pluviosité particulièrement élevée et par des conditions agricoles particulières. De telles zones ont été étudiées au Royaume-Uni^{168,169,280}. On a constaté que dans ces zones la concentration du strontium 90 dans le lait pouvait différer d'un facteur 8 de la moyenne nationale. Ces zones ne dépassent généralement pas les limites d'une exploitation agricole donnée, et ne sont pas représentatives de l'ensemble de la région; il est donc très improbable qu'une partie notable de la population

soit exposée à une contamination alimentaire ayant une telle origine¹⁷¹. On observe des situations assez analogues dans un certain nombre de régions à climat frais de la zone tempérée de l'hémisphère Nord, par exemple aux îles Féroé^{170, 170} et en Finlande septentrionale¹⁷⁸.

86. Selon les résultats d'études faites tant en Australie qu'en Nouvelle-Zélande, la valeur du rapport strontium 90/calcium dans le lait, relativement au dépôt, est plus élevée dans ces pays qu'en Europe ou en Amérique du Nord. A la différence de ce qui est le cas dans la plupart des régions d'Europe et d'Amérique du Nord, les pâturages fournissent tout au long de l'année la majeure partie de l'alimentation du bétail en Australie et en Nouvelle-Zélande, et c'est là probablement l'une des raisons pour lesquelles le rapport strontium 90/calcium dans le lait y est relativement élevé.

87. Bien que l'on dispose actuellement de peu de renseignements sur la question, il faut relever que dans certaines régions l'eau de boisson peut apporter une contribution appréciable à l'absorption de strontium 90. D'après des observations faites au Japon en 1962²⁷¹, les dosages mensuels du strontium 90 dans l'eau de pluie utilisée comme boisson en douze endroits ont donné une concentration moyenne de 4,4 pCi/l, alors que l'on a observé une valeur moyenne de 0,2 pCi/l dans l'eau des services municipaux recueillie en vingt-cinq endroits. On a estimé qu'il en résultait un accroissement d'environ 40 p. 100 du rapport strontium 90/calcium dans l'alimentation.

88. On a peu de renseignements sur la valeur du rapport strontium 90/calcium dans l'alimentation des enfants en bas âge. Il ressort de dosages directs du strontium 90 et du calcium dans des aliments préparés pour bébés aux Etats-Unis que cette valeur est en général dans ce pays la même que pour le régime alimentaire moyen des adultes¹⁸¹. Une enquête alimentaire limitée aux enfants et aux adolescents a été effectuée aux Etats-Unis^{182, 306}; les valeurs du rapport strontium 90/calcium obtenues à cette occasion se situent dans le même intervalle que les chiffres obtenus dans ce pays par les enquêtes sur l'alimentation des adultes.

89. En Argentine, le rapport moyen strontium 90/calcium dans les aliments préparés pour bébés était presque le même que dans le lait en 1961-1963²⁶⁵. Selon des estimations indirectes, qui tiennent compte du rôle plus important du lait en tant que source de calcium et de strontium 90 pour les enfants^{188, 189, 188}, il est peu probable que le rapport strontium 90/calcium dans l'alimentation moyenne des enfants en bas âge et des jeunes enfants dépasse la valeur calculée pour les adultes. Il faut toutefois souligner que, si l'on dispose de renseignements abondants pour les régions où l'absorption de calcium est relativement élevée et où le lait joue un rôle important dans l'alimentation, on en a peu pour les pays où le régime alimentaire est différent.

90. Dans le rapport de 1962, on s'est servi du quotient $\frac{\text{strontium 90/calcium (alimentation totale)}}{\text{strontium 90/calcium (lait)}}$

pour calculer la valeur du rapport strontium 90/calcium dans l'ensemble du régime alimentaire à partir de la valeur relative au lait dans le cas des régions où les renseignements disponibles étaient insuffisants pour permettre une estimation directe de l'ingestion par l'intermédiaire des aliments. Cette méthode n'est pas utilisée dans le présent rapport, mais il est intéressant de relever que les valeurs de ce quotient en 1960-1963 (tableau XIX) ne diffèrent pas beaucoup de celles qui figurent

dans le rapport de 1962. Toutefois, quelques observations sont nécessaires :

a) Au Japon, où le régime alimentaire contient très peu de lait, la valeur du quotient était de 2 en 1962, c'est-à-dire quelque peu inférieure à celle qui a été indiquée pour 1960 dans le rapport de 1962.

b) En Pologne, où la ration moyenne de calcium est élevée et où les céréales, le pain complet et les pommes de terre fournissent une proportion assez grande du calcium et du strontium 90 que contient le régime alimentaire moyen^{183, 184}, le quotient est plus élevé que dans les pays où le lait est la principale source de calcium. La situation peut être la même dans une grande partie de l'est et du sud-est de l'Europe.

91. Dans le rapport de 1962, on a conclu que le rapport strontium 90/calcium dans les os était en grande partie déterminé par le rapport strontium 90/calcium dans le régime alimentaire et que, si l'on prend la moyenne pour une période de plusieurs années, le rapport dans les tissus osseux est égal au quart environ de sa valeur dans l'alimentation d'où proviennent les minéraux du tissu osseux (c'est-à-dire que le RO est 0,25⁴). Des recherches récentes, venant encore à l'appui de cette conclusion, ont beaucoup ajouté à notre compréhension de la manière dont le métabolisme des deux éléments change avec l'âge.

92. *Adultes.*—La valeur 0,25 pour les adultes semble être raisonnablement acceptable, bien que des valeurs un peu plus faibles aient été signalées^{189, 193}. On obtient la concordance la meilleure entre les valeurs calculées et observées de la concentration du strontium 90 dans le squelette de l'adulte en admettant que 2,0-3,5 p.100 du calcium des os sont remplacés chaque année par celui qui provient des aliments^{201, 202}. En supposant, pour simplifier, une situation à un seul compartiment, le taux de remplacement dans les os longs (par exemple, fémur) doit se situer entre 1,2 et 4,0 p.100 par an^{187, 188, 193}, très probablement vers la limite inférieure de cet intervalle. Dans les os spongieux (corps des vertèbres), plusieurs estimations indépendantes ont fourni des valeurs voisines de 8-9 p.100 par an^{187, 188, 193, 210}. L'accord est bon entre l'ingestion par l'alimentation et les concentrations dans les os lorsqu'on les interprète selon un modèle à fonction de puissances en se servant des paramètres obtenus à la suite d'études cinétiques expérimentales sur l'homme en utilisant le strontium 85 comme traceur^{202, 203}.

93. *Enfants en bas âge.*—Les indications antérieures selon lesquelles la discrimination entre le strontium et le calcium est faible chez les très jeunes enfants ont été confirmées par des études récentes au cours desquelles le rapport du strontium stable au calcium ou celui du strontium 90 au calcium ont été mesurés dans l'alimentation et dans les os^{193, 194}. Des recherches détaillées faites en Argentine en employant les deux méthodes ont indiqué qu'à l'âge de deux à trois mois le rapport du strontium au calcium dans le tissu osseux était environ 0,8 de celui dans les aliments, la valeur décroissant à moins de la moitié de ce chiffre à l'âge de neuf à dix mois et à environ 0,25 dans la deuxième année²⁶⁵.

94. Dans les premières semaines de la vie, la faible discrimination entre le strontium 90 et le calcium dans le passage des aliments au tissu osseux est en partie compensée par la faible valeur du rapport strontium

⁴ Rapport observé échantillon/précurseur
= $\frac{\text{Sr/Ca de l'échantillon}^{204}}{\text{Sr/Ca du précurseur}}$

Ce rapport peut être utilisé lorsque l'échantillon (os ou corps entier) est en état d'équilibre métabolique avec le précurseur (aliments).

90/calcium chez le fœtus en raison de la discrimination qui s'opère à la barrière placentaire. De plus, lorsque les enfants sont nourris au sein, le rapport strontium 90/calcium dans leur nourriture est sensiblement inférieur au rapport dans l'alimentation des groupes d'âge supérieur.

95. Le taux de renouvellement des minéraux dans les os jeunes est un des principaux facteurs dont dépend la dose d'irradiation reçue du fait du strontium 90 déposé dans les os au cours des premiers mois de la vie. La meilleure concordance entre la valeur du rapport strontium 90/calcium observé dans le tissu osseux des enfants en bas âge et des jeunes enfants et les valeurs estimées d'après la teneur des aliments en donnant diverses valeurs aux paramètres pertinents (RO et taux de renouvellement annuel des minéraux du tissu osseux) s'obtient en attribuant une valeur de 50 p.100 environ au taux de renouvellement annuel des minéraux contenus dans les os pour les enfants de 0-1 an²⁰⁰. Cependant, ce pourcentage n'est pas certain, et la vraie valeur pourrait se situer entre 30 et 70 p.100. Bryant et Loutit ont admis qu'il se produit un renouvellement presque complet des minéraux du tissu osseux dans la première et la deuxième année de la vie^{187, 193}.

96. Ce taux de renouvellement élevé assure rapidement un équilibre entre les minéraux du squelette et ceux de l'alimentation, et conduit donc à une distribution relativement uniforme du strontium 90 dans l'ensemble du squelette. Cela signifie aussi que le strontium 90 absorbé durant les premiers mois de la vie, pendant lesquels la discrimination est faible, n'a guère d'incidence sur la quantité totale de strontium 90 que contient l'organisme pendant la deuxième année d'existence, le mécanisme de discrimination entre le strontium 90 et le calcium fonctionnant alors de la même manière que chez l'adulte.

97. On a récemment étudié au Royaume-Uni l'effet résultant de cette discrimination variable sur l'exposition au strontium 90 des enfants en bas âge, et on a trouvé que la valeur moyenne du rapport strontium 90/calcium dans les os durant la première année de la vie était égale à 0,25-0,3 de celle observée dans le lait¹⁹⁹. Comme le rapport strontium 90/calcium dans le lait au Royaume-Uni est voisin de celui qui existe dans un régime alimentaire varié et que le RO pour les adultes est de 0,25 environ, ces résultats montrent qu'il n'est pas nécessaire de tenir compte de la discrimination moins grande entre le strontium 90 et le calcium au cours des quelques premiers mois de l'existence lorsqu'on évalue la dose d'irradiation imputable au strontium 90 sur des périodes égales ou supérieures à un an. Cette conclusion est corroborée en outre par le fait que la valeur moyenne du quotient entre le rapport strontium 90/calcium dans le tissu osseux d'enfants en bas âge et ce rapport dans le lait était dans certains pays égale à 0,25 en 1962, comme le montre le tableau XXI.

98. On a observé qu'outre la teneur en calcium d'autres composants du régime alimentaire peuvent influencer la discrimination entre le strontium et le calcium^{192, 196}. Toutefois, la relation assez constante qui existe dans les différents pays entre la teneur de l'alimentation et celle du tissu osseux, comme on l'a montré dans le rapport de 1962, permet de supposer qu'en pratique un effet de ce genre est faible.

99. Les renseignements relatifs au rapport strontium 90/calcium dans les os humains en 1961, 1962 et 1963 sont récapitulés dans le tableau XX. La plupart des

données proviennent d'Europe, d'Amérique du Nord et d'Australie. On n'en possède pas pour l'Afrique et l'Amérique centrale et on en a obtenu très peu pour l'Amérique du Sud et l'Asie.

100. En raison de la forte influence de l'âge dans le groupe d'âges 0-4 ans et de la proportion variable d'échantillons de tissus osseux de chaque âge à l'intérieur du groupe, on s'est efforcé, chaque fois que cela a été possible, de grouper les données, en plus de celles qui concernent les nouveau-nés et les mort-nés, en cinq groupes correspondant à des intervalles annuels allant de 1 mois environ jusqu'à 5 ans.

101. Lorsque des renseignements suffisamment détaillés sont disponibles (Australie, Danemark, Norvège, Pologne, Royaume-Uni), on constate que le rapport strontium 90/calcium dans les os est maximal soit dans le groupe "1 mois à 1 an", soit dans le groupe "1 an" (plus de 12 et moins de 24 mois), et qu'il est toujours de 40 à 50 p.100 plus bas chez les mort-nés et les nouveau-nés (figure 25). Cette dernière différence est due à la sélectivité du placenta, qui favorise dans un rapport voisin de 2 le passage du calcium de la mère au fœtus^{191, 193, 204}. Dans les groupes d'âges plus élevés, la valeur du rapport diminue progressivement, comme l'avait déjà montré les données relatives à 1957-1960, pour atteindre au-dessus de 20 à 30 ans un palier, qui indique que le taux de renouvellement dans le squelette devient indépendant de l'âge.

102. *La tendance dans le temps.* — Selon des données relatives au Royaume-Uni et à la République fédérale d'Allemagne, la teneur moyenne chez les nouveau-nés et les mort-nés était en diminution en 1961 et dans la première moitié de 1962 (figure 26). Une forte augmentation a été enregistrée dans la seconde moitié de 1962, époque à laquelle le strontium 90 provenant d'essais récents est entré dans l'alimentation.

103. Après avoir diminué en 1960 et 1961, la teneur chez les enfants en bas âge et les enfants de 1 an s'est de nouveau accrue à partir de 1962, principalement dans la seconde moitié de l'année et dans le premier semestre de 1963, comme le montre la figure 27, établie sur la base des données britanniques. Cependant, si l'on rapporte les chiffres à une base annuelle, on constate que l'augmentation observée en 1962 par rapport à 1961 est allée de près de zéro à environ 100 p.100 selon le pays (tableau XX). Les moyennes de groupe les plus élevées pour cet âge ont été signalées à New York et au Danemark, où elles ont atteint 3,8 pCi de strontium 90 par gramme de calcium. Les chiffres connus de 1963 (Etats-Unis, Royaume-Uni, Union soviétique) témoignent d'une augmentation prononcée relativement à 1962 du rapport strontium 90/calcium dans le squelette des enfants en bas âge (tableau XX).

104. Dans les groupes d'âges 2-4 ans et 5-19 ans, on peut observer, lorsque le nombre d'échantillons est suffisant (Royaume-Uni, New York), des augmentations variables mais en général petites entre 1961 et 1962. Ces augmentations sont comprises entre une valeur presque nulle (Canada, Japon), et 60 p.100 environ (San Juan, Porto Rico, Etats-Unis). Selon les données disponibles aux fins de comparaison, il y a eu une nette augmentation entre 1962 et 1963 dans le groupe 2-4 ans; cette variation a été moins prononcée dans le groupe 5-19 ans, mais on ne dispose encore que de données peu nombreuses à ce sujet.

105. Au-dessus de 20 ans, de légères augmentations se sont produites entre 1961 et 1962 dans certains pays

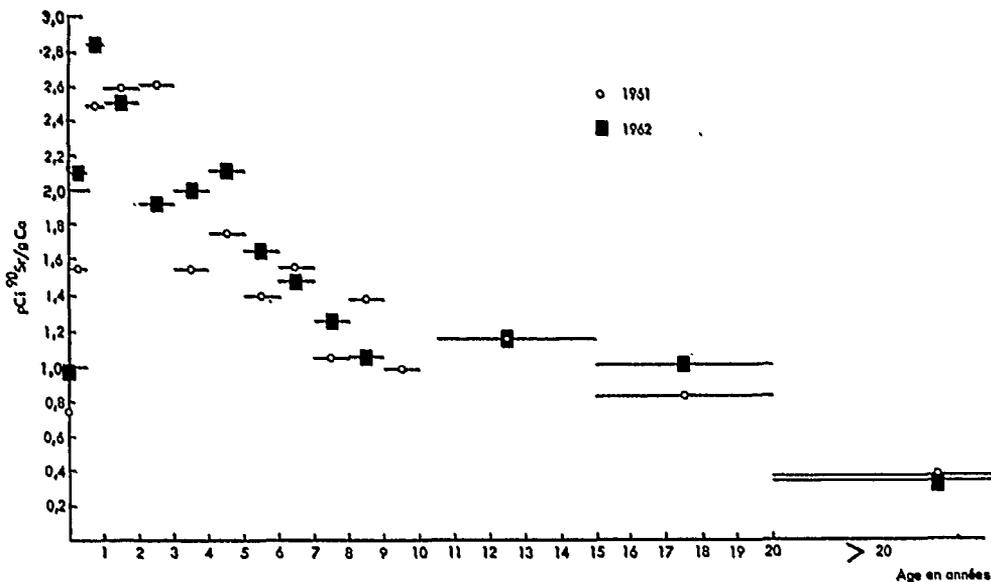


Figure 25.—Variation en fonction de l'âge du rapport strontium 90/calcium dans les os humains (Royaume-Uni)^{329-331, 373}

(Canada, Pologne, Etats-Unis), tandis qu'il n'y a presque pas eu de variations ailleurs (Australie, Japon, Royaume-Uni). Etant donné les notions admises concernant le taux de renouvellement du tissu osseux chez l'adulte, on pouvait s'attendre à une légère augmentation de la teneur du squelette en strontium 90 pendant cette période^{187, 201-203, 205}. Toutefois, la variabilité biologique, des erreurs d'analyse et une éventuelle distorsion due aux méthodes d'échantillonnage ont pu masquer cette tendance, surtout lorsqu'on travaille sur un petit nombre d'échantillons. Les données relatives à 1963 sont trop peu nombreuses pour qu'on puisse en tirer des conclusions.

106. *Distribution dans le squelette.* — La répartition du strontium 90 dans le squelette de l'adulte n'est pas uniforme comme chez l'enfant (paragraphe 96). Les valeurs les plus élevées du rapport strontium 90/calcium sont observées dans les os essentiellement spongieux (vertèbres, côtes), et les plus basses dans les os essentiellement compacts (par exemple, la diaphyse du fémur). Grâce à des méthodes de normalisation mises au point en 1958-1959²⁰⁶, il est possible de comparer la concentration du strontium 90 dans différents os. Cependant, comme il faut s'attendre que les facteurs de normalisation changent avec le temps, on ne peut pas utiliser les mêmes valeurs sur des périodes prolongées. C'est pourquoi le tableau XX donne les valeurs origi-

nales du rapport strontium 90/calcium dans le squelette des adultes, en précisant la nature des os analysés. C'est aussi pourquoi la comparaison des valeurs du rapport dans les os d'adultes porte seulement sur les vertèbres dans les cas où l'on dispose d'un nombre suffisant d'échantillons.

107. *Variations géographiques.* — La concentration moyenne du strontium 90 dans les os humains provenant de différentes régions de pays étendus, tels que l'Union soviétique (neuf régions dans les parties européenne et asiatique)³⁹⁹ et les Etats-Unis (New York, San Francisco, Chicago)^{320, 321, 322}, ne s'écartent pas de la moyenne de plus d'un facteur 2. En 1961, la concentration moyenne du strontium 90 dans les vertèbres d'adultes de l'hémisphère Nord (moyenne arithmétique non pondérée des valeurs données dans le tableau XX) était de 0,8 pCi par gramme de calcium, contre 0,6 en Australie. En 1962, les valeurs correspondantes étaient de 0,1 et 0,6 pCi par gramme de calcium. Toutefois, ces valeurs ne sont pas strictement comparables du fait que les échantillons de l'hémisphère Nord n'ont pas toujours été recueillis aux mêmes endroits. Elles montrent néanmoins que la concentration du strontium 90 dans les os d'adultes est moins élevée en Australie que dans l'hémisphère Nord (surtout dans la bande de latitude 30°-60°N).

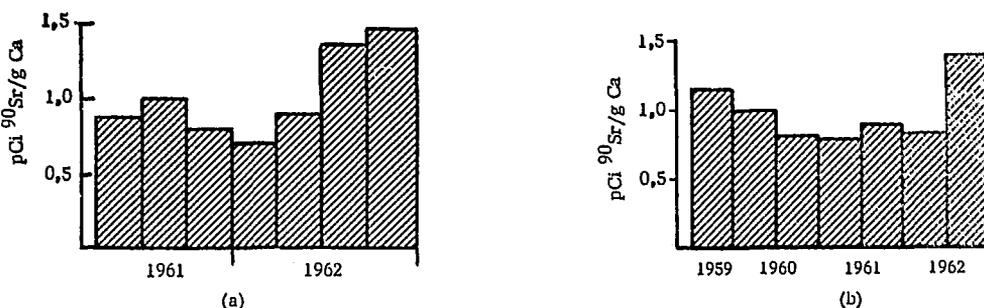


Figure 26.—Rapport strontium 90/calcium dans le squelette d'enfants mort-nés et de nouveau-nés
 a) Mort-nés en République fédérale d'Allemagne au cours de trimestres consécutifs de 1961-1962^{204, 324}
 b) Mort-nés et nouveau-nés au Royaume-Uni au cours de semestres consécutifs de 1959-1962³³¹

Mécanismes intervenant dans la chaîne alimentaire

111. A l'époque où le rapport de 1962 a été publié, on possédait peu de données quantitatives sur les mécanismes par lesquels le césium 137 se transmet à l'homme le long de la chaîne alimentaire. On pensait que la concentration de ce produit de fission dans le lait dépendait principalement de l'intensité des retombées en cours, les débris se déposant directement sur les plantes et étant ensuite absorbés par les feuilles et la base des végétaux. D'après la tendance de la concentration du césium 137 dans l'organisme humain en 1959-1961, on avait pu supposer que la concentration dans l'alimentation totale, de même que dans l'organisme humain, variait comme la retombée²⁰⁷. Cette hypothèse était corroborée par des observations selon lesquelles très peu de césium pouvait être absorbé par les racines des plantes, du fait que les atomes de césium, une fois mélangés avec les minéraux du sol, sont progressivement et presque irréversiblement fixés par les argiles^{208, 209}.

112. Toutefois, la concentration du césium 137 dans le lait ne suit pas partout avec fidélité les variations de l'intensité de la retombée. Dans certaines régions, elle est restée en 1960 et 1961 plus élevée qu'elle n'aurait dû l'être si elle avait été proportionnelle à l'intensité de la retombée en cours, laquelle a fortement diminué au cours de cette période^{212, 213}. En Scandinavie, le rapport césium 137/strontium 90 dans le lait est resté presque constant de 1958 à 1960²¹⁴. Étant donné que la concentration du césium 137 dans le lait suit assez étroitement la contamination effective du fourrage, en raison du renouvellement rapide du césium dans l'organisme de la vache²¹⁵, on ne peut expliquer la constance du rapport qu'en admettant que, comme pour le strontium 90, l'absorption du césium 137 déposé antérieurement joue un rôle important parmi les mécanismes de passage du césium 137 dans le lait.

113. En étudiant un large échantillonnage de sols tropicaux d'Amérique du Sud, Frederikson²¹⁷ a réfuté la théorie selon laquelle le césium est fixé presque complètement dans tous les sols; en effet, aucun indice de fixation appréciable n'a été observé dans ceux qui sont très pauvres en argiles micacées. Une proportion élevée de matières organiques dans le sol peut accroître l'absorption du césium par les plantes²¹⁸. On en conclut que dans certains pâturages permanents une forte teneur en matières organiques de la couche superficielle du sol pourrait réduire la fixation du césium 137 par les argiles, prolongeant ainsi son temps de disponibilité pour les racines. La teneur du sol en potassium est également un facteur important, l'absorption étant maximale lorsque la concentration de cet ion dans le sol est faible²⁰⁸.

114. La relation entre la concentration du césium 137 dans le lait et l'allure de la retombée varie d'une région à l'autre, non seulement en fonction de facteurs pédologiques et de la rétention du dépôt par la végétation, mais aussi en fonction de la part pour laquelle les aliments concentrés, les céréales et le foin produits l'année précédente entrent dans l'alimentation des animaux. On a ainsi constaté au Royaume-Uni que la concentration nationale moyenne du césium 137 dans le lait pour une année donnée pouvait être reliée au dépôt de ce radioélément pendant l'année en cours et les deux années précédentes²¹⁹. Cette relation peut être représentée par la formule empirique suivante :

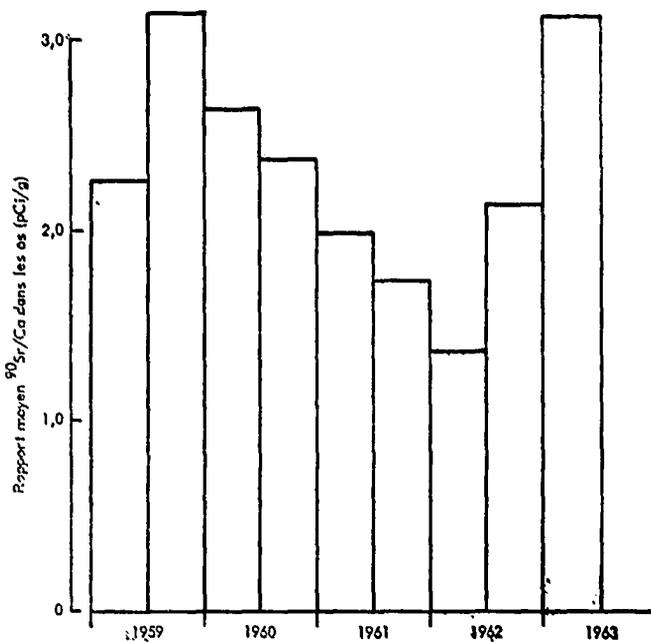


Figure 27.—Rapport moyen strontium 90/calcium dans le squelette d'enfants de 7 jours à 1 an au Royaume-Uni (1959-1963)

108. Une différence analogue a été observée pour les os d'enfants. Les moyennes arithmétiques* relatives à l'hémisphère Nord dans le groupe 0-1 an étaient de 1,7 et 2,4 pCi par gramme de calcium en 1961 et 1962 respectivement. En Australie, les valeurs correspondantes étaient 1,1 et 1,4. Comme on l'a déjà mentionné pour le lait, la différence des concentrations dans les os entre l'Australie et la zone tempérée de l'hémisphère Nord est beaucoup plus faible que la différence correspondante dans le taux de retombée et dans le dépôt cumulé de strontium 90.

109. La comparaison des concentrations dans les aliments et dans les os confirme la validité de la méthode de calcul des doses engagées pour divers types de régime alimentaire. On a examiné au paragraphe 97 dans quelle mesure les données sur l'alimentation et les os chez les enfants en bas âge sont en accord avec la valeur acceptée du RO (0,25).

110. On ne peut comparer directement le rapport strontium 90/calcium dans le squelette de l'adulte au rapport correspondant dans le régime alimentaire pour calculer la valeur du RO parce que le squelette de l'adulte n'est pas en équilibre avec l'alimentation. Toutefois, on peut apprécier la validité des estimations faites d'après le régime alimentaire en comparant les rapports strontium 90/calcium dans les aliments avec les estimations correspondantes des rapports strontium 90/calcium dans le squelette de l'adulte. On trouvera de telles comparaisons au tableau XXII. Malgré les différences entre les régimes alimentaires et entre les méthodes d'estimation, les valeurs données dans ce tableau sont raisonnablement constantes. On peut conclure, par conséquent, que les estimations relatives aux aliments qui sont données dans le tableau XVIII constituent une base satisfaisante pour le calcul des doses engagées. Ici encore, les valeurs observées pour la période 1961-1963 sont voisines de celles qui ont été calculées d'après l'intensité de la retombée et le dépôt de strontium 90 au moyen des coefficients de proportionnalité pour les divers régimes alimentaires, comme on l'avait fait dans le rapport de 1962.

* En négligeant les endroits où moins de cinq échantillons ont été analysés.

$$C = p'_r F_r + p'_{2c} F_{2c}$$

où:

C = concentration moyenne pour l'ensemble du pays du césium 137 dans le lait pour une année donnée (pCi/1);

F_r = intensité de la retombée de césium 137 au cours de cette année (mCi/km²);

F_{2c} = total du césium 137 accumulé au cours des deux années précédentes (mCi/km²);

p'_r et p'_{2c} = coefficients de proportionnalité relatifs à la retombée du césium 137 pendant l'année en cours et au dépôt total pendant les deux années précédentes (pCi/1)/(mCi/km²)⁻¹.

Les valeurs moyennes nationales de p'_r et p'_{2c} ont été évaluées à 3,6 et 0,65 respectivement; des valeurs assez voisines ont été obtenues aux Etats-Unis lors d'une étude des teneurs moyennes du lait en plusieurs stations. Cependant, en comparant des régions du Royaume-Uni à forte et à faible pluviosité, on a constaté que des facteurs climatiques et agricoles influent sur la valeur des coefficients de proportionnalité. Les concentrations du césium 137 dans le lait calculées de cette façon coïncident bien avec les valeurs observées, tandis que la concordance est moins bonne si l'on se fonde sur l'activité accumulée totale du césium 137 par unité de surface plutôt que sur le dépôt de la retombée durant les deux années précédentes.

115. En Suède, on a pu appliquer une méthode d'analyse à peu près semblable, mais les valeurs des deux coefficients de proportionnalité sont plus grandes et la relation entre les valeurs observées et les valeurs calculées est un peu meilleure si l'on utilise le dépôt au cours de l'année précédente seulement pour calculer le second coefficient de proportionnalité²⁰⁶.

116. Les relations entre les niveaux mensuels de césium 137 dans le lait et le dépôt récent de retombée ont été étudiées dans la région du Midwest aux Etats-Unis²²⁰. On a trouvé une bonne corrélation entre la concentration de césium 137 dans le lait pour un mois quelconque de la saison de pâturage et le dépôt pendant les quatre mois précédents; de même, pour les périodes de l'année où le bétail reçoit des aliments d'ensilage, on a pu établir une relation entre la teneur du lait et le dépôt à l'époque de la croissance des plantes fourragères. Cela n'est pas en contradiction avec l'emploi de l'équation donnée au paragraphe 114, car la faible grandeur de p'_{2c} comparé à p'_r est compatible avec le fait que la concentration du césium 137 dans le lait est en grande partie déterminée par la retombée récente. En Argentine, il semble que la contribution du césium 137 déposé au cours de l'année précédente soit extrêmement faible, car on a pu établir une étroite corrélation linéaire entre la concentration du césium 137 dans le lait et sa concentration dans l'eau de pluie pendant les années 1960-1963³⁰⁴.

Le césium 137 dans l'alimentation

117. En 1961, la concentration du césium 137 dans le lait a été en général un peu plus faible qu'en 1960. Elle a accusé une forte augmentation au printemps de 1962 dans l'hémisphère Nord (tableau XXIII), les moyennes annuelles de cette dernière année étant trois fois plus élevées que celles de 1961. Les données disponibles indiquent que les concentrations annuelles moyennes de 1963 ont encore atteint le double de celles de 1962. Dans l'hémisphère Sud (Argentine), la teneur

du lait a peu augmenté de 1960 à 1962 et les chiffres absolus ont été inférieurs à ceux de l'hémisphère Nord.

118. On a beaucoup étudié la situation dans certaines régions arctiques, où la concentration du césium 137 dans les aliments et dans l'organisme humain peut dépasser le centuple des valeurs que l'on trouve dans la zone tempérée nord^{178, 225, 226, 243, 244, 308-372, 308}. Cette différence peut s'expliquer à la fois par des facteurs liés au régime alimentaire et par des conditions locales qui augmentent le transfert de césium 137 par les chaînes alimentaires. Le facteur le plus caractéristique est la concentration élevée du césium 137 dans les lichens et d'autres plantes locales dont se nourrissent le renne et le caribou. Cette concentration élevée n'est pas due à une intensité exceptionnelle de la retombée, mais à l'accumulation du césium 137 dans ces plantes à croissance lente^{177, 227, 229, 308}. Dans les zones septentrionales d'Europe et d'Asie, on a trouvé les charges corporelles de césium 137 les plus fortes chez les éleveurs de rennes, pour qui la chair de cet animal constitue la base de l'alimentation. La situation est analogue en Amérique du Nord pour les Esquimaux, qui consomment beaucoup de viande de caribou. L'absorption de césium 137 par l'alimentation varie considérablement dans ces régions, surtout à cause des variations que présentent les habitudes alimentaires, et il est impossible d'évaluer le nombre des personnes qui sont exposées aux concentrations les plus élevées. Cependant, les éleveurs de rennes de Finlande, de Norvège et de Suède ne représentent qu'une faible fraction de la population totale de Lapons, qui est d'environ 35 000.

119. Dans les régions subarctiques de ces pays, il y a aussi une population non lapone considérable, qui accuse une absorption de césium 137 nettement plus élevée que la valeur moyenne pour le pays. Des concentrations de césium 137 dans l'alimentation sensiblement supérieures à la moyenne ont été aussi signalées dans les îles Féroé^{69, 179}, la côte ouest de la Norvège^{222, 223, 224} et, de façon tout à fait locale, dans d'autres pays. Ces situations doivent être attribuées aux niveaux élevés de césium 137 dans les pâturages où se nourrit le bétail.

Métabolisme du césium chez l'homme

120. La fraction de césium 137 retenue dans le corps à la suite d'une administration unique est représentée le plus exactement par une équation comprenant deux termes exponentiels; mais l'un de ceux-ci correspond à une période courte et ne constitue qu'une proportion minime de la dose; il peut donc être négligé²³⁰⁻²³². La période biologique de la deuxième composante exponentielle de la rétention, déterminée par la méthode du comptage sur le corps entier chez les adultes apparemment normaux, peut être estimée à environ 100 jours en moyenne (tableau XXV). L'absorption de césium présent à l'état de traces à partir du tractus gastro-intestinal est voisine de 100 p.100^{231, 233}.

121. Deux études de la période biologique du césium chez les enfants^{226, 234} ont conduit à des valeurs de 44 et 38 jours environ, ce qui explique au moins en partie pourquoi les rapports césium 137/potassium et césium 137/poids corporel sont plus faibles chez l'enfant que chez l'adulte. Les renseignements dont on dispose sur le taux de renouvellement du césium dans les premiers mois de la vie postnatale se limitent aux résultats de deux études qui ont porté sur quatre sujets et ont donné l'une des périodes de 9,6 et 6,6 jours²³⁴ et l'autre des périodes de 21 et 25 jours³⁷⁵.

122. Dans le rapport de 1962, on avait admis que la concentration du césium 137 rapportée à 1 g de tissu osseux frais était supérieure d'un facteur 2,2 à la valeur correspondante pour les muscles. Des études ultérieures^{236, 240} n'ont pas confirmé cette différence.

Concentration observée dans l'organisme humain

123. Des études étendues ont montré²³⁵ que la teneur en césium 137 rapportée au poids du corps est d'environ 50 p.100 plus élevée chez les adultes du sexe masculin que chez les femmes. Cette différence est due apparemment au fait que la proportion de tissu adipeux est en général plus grande chez la femme. On sait que la concentration de potassium et de césium est très faible dans ce tissu comparativement à ce qu'elle est dans les muscles, les organes parenchymateux, etc. Toutefois, si l'on exprime la concentration en picocuries de césium 137 par gramme de potassium, elle n'est que de 10 à 15 p.100 plus élevée chez l'homme que chez la femme.

124. Toutes les données disponibles sur la teneur du corps en césium 137 sont récapitulées au tableau XXVI. Elles sont exprimés en picocuries par gramme de potassium pour les raisons suivantes:

a) Les différences selon l'âge et le sexe sont minimales²³⁵. Cela est important si l'on ne connaît pas la proportion des sexes et la composition par âge du groupe étudié.

b) Il existe une corrélation étroite entre ces valeurs et celle de la concentration du césium 137 dans le poids corporel sans graisse, qui semble être un paramètre plus important aux fins de la dosimétrie que le poids total du corps.

Le fait que l'on utilise le rapport césium 137/potassium n'implique évidemment pas que le métabolisme de ces deux éléments soit aussi étroitement lié que celui du calcium et du strontium.

125. Les chiffres du tableau XXVI et de la figure 28 qui se rapportent à des endroits différents de l'hémisphère Nord sont remarquablement proches les uns des autres, si l'on excepte les régions subarctiques relativement isolées et peu peuplées, ainsi que la partie côtière de la Norvège (voir les paragraphes 118 et 119). Il existe peu de renseignements détaillés sur les différences entre régions d'un même pays, sauf dans l'étude d'Anderson et coll.²²⁰, relative aux États-Unis, qui ne fait apparaître que de faibles variations de la concentration du césium 137 dans le corps entre des régions où les intensités de la retombée et les concentrations dans le lait sont très dissemblables¹⁶⁴.

126. Après avoir atteint un maximum en 1959 et en 1960, la concentration du césium 137 chez l'homme est tombée à un minimum vers la fin de 1961, pour augmenter pendant le premier semestre de 1962, traduisant l'accroissement de l'intensité de la retombée et de la teneur des aliments en 1962 et 1963. Dans les régions de l'hémisphère Nord où l'on a fait des enquêtes systématiques, les valeurs relevées vers la fin de 1963 étaient de 2 à 4 fois supérieures aux moyennes de 1961.

127. On possède trop peu de données relatives à l'Extrême-Orient, au Moyen-Orient et au Pacifique pour pouvoir établir des comparaisons valables avec la zone tempérée nord. Quelques données obtenues au Japon par la technique du comptage sur le corps entier^{241, 242} font apparaître des valeurs inférieures à celles d'Europe et d'Amérique du Nord. Cette observation concorde avec les variations de l'absorption moyenne de césium 137 indiquées au tableau XXIV. Pour l'hémisphère Sud,

on ne dispose de valeurs que concernant l'Australie³¹⁷. Vers la fin de 1961 et au début de 1962, les concentrations y étaient assez voisines de celles de la zone tempérée nord. En 1963 et au début de 1964, toutefois, on n'a enregistré qu'une très légère augmentation, si bien qu'en Australie la teneur de l'organisme en césium 137 était 3 à 6 fois plus faible que les valeurs communiquées à cette époque pour l'hémisphère Nord.

128. Comme on l'a déjà vu dans le paragraphe 118, une concentration de césium 137 exceptionnellement élevée a été observée dans les aliments et l'organisme humain dans certaines régions. C'est ainsi que chez certains Lapons de Finlande et de Suède^{226, 243, 244}, la charge corporelle moyenne atteignait en 1961 des valeurs 40 à 60 fois supérieures à la moyenne des régions tempérées de l'hémisphère Nord, certains individus présentant des concentrations corporelles 150 fois plus élevées. Les moyennes relatives à des groupes différant entre eux par les habitudes alimentaires et par la profession étaient *grosso modo* proportionnelles à l'absorption estimée, laquelle, à son tour, dépendait dans une grande mesure de la consommation de viande de renne, fortement contaminée par le césium 137. On a calculé²²⁸, et cela a été ensuite confirmé par des mesures directes¹⁷⁸, que, du fait de la consommation accrue de viande en hiver, la concentration chez les Lapons éleveurs de rennes aurait doublé au printemps de 1962, même sans nouvelle contamination du milieu. Des charges corporelles élevées du même ordre ont été trouvées en 1962 chez les Esquimaux de l'Alaska²²⁵, dont un groupe présentait une moyenne de 3 000 pCi par gramme de potassium. Entre avril 1962 et avril 1963, l'augmentation moyenne du rapport césium 137/potassium chez les Lapons de Jokkmokk, en Suède, a atteint 30 à 40%³⁷¹. Une augmentation semblable a été relevée chez les Esquimaux de l'Alaska pendant les étés de 1962 et 1963³⁶⁵. Au début de 1964, un niveau moyen de 7 000 pCi par gramme de potassium a été atteint chez un groupe de Lapons³⁶⁹; et, dans les régions subarctiques, certains sujets présentaient en 1963 et 1964 une charge corporelle totale dépassant 3,5 μ Ci de césium 137 (tableau XXVI)³⁹⁸.

129. Dans d'autres régions de la Scandinavie, on a observé des valeurs intermédiaires entre celles qui ont été publiées pour les régions subarctiques et les moyennes relatives à la zone tempérée nord. Ainsi, au premier trimestre de 1961²²² et de 1963, on a mesuré à Bergen 480 et 332 pCi par gramme de potassium. A Masfjorden²²², où la majeure partie des aliments consommés est d'origine locale, on a observé en 1963 une concentration moyenne de 1 400 pCi environ par gramme de potassium. A Oslo²²⁴, les concentrations en 1961, 1963 et 1964 ont été plus basses, mais néanmoins supérieures de 2 à 3 fois aux valeurs enregistrées en Europe centrale et occidentale ou dans la partie continentale des États-Unis.

Relation entre le césium 137 de la retombée et de l'alimentation et la charge corporelle chez l'homme

130. Comme la période biologique du césium chez l'homme est de l'ordre de 100 jours (tableau XXV), les variations de son taux d'ingestion par les aliments se répercutent assez rapidement sur sa concentration dans l'organisme. Pour obtenir une concordance étroite entre les valeurs observées et les valeurs prévues de la charge corporelle de césium 137, il faut avoir des renseignements détaillés sur l'ingestion de ce radioélément sur de courtes périodes. Malheureusement, de tels renseignements font en général défaut, de sorte qu'on est obligé

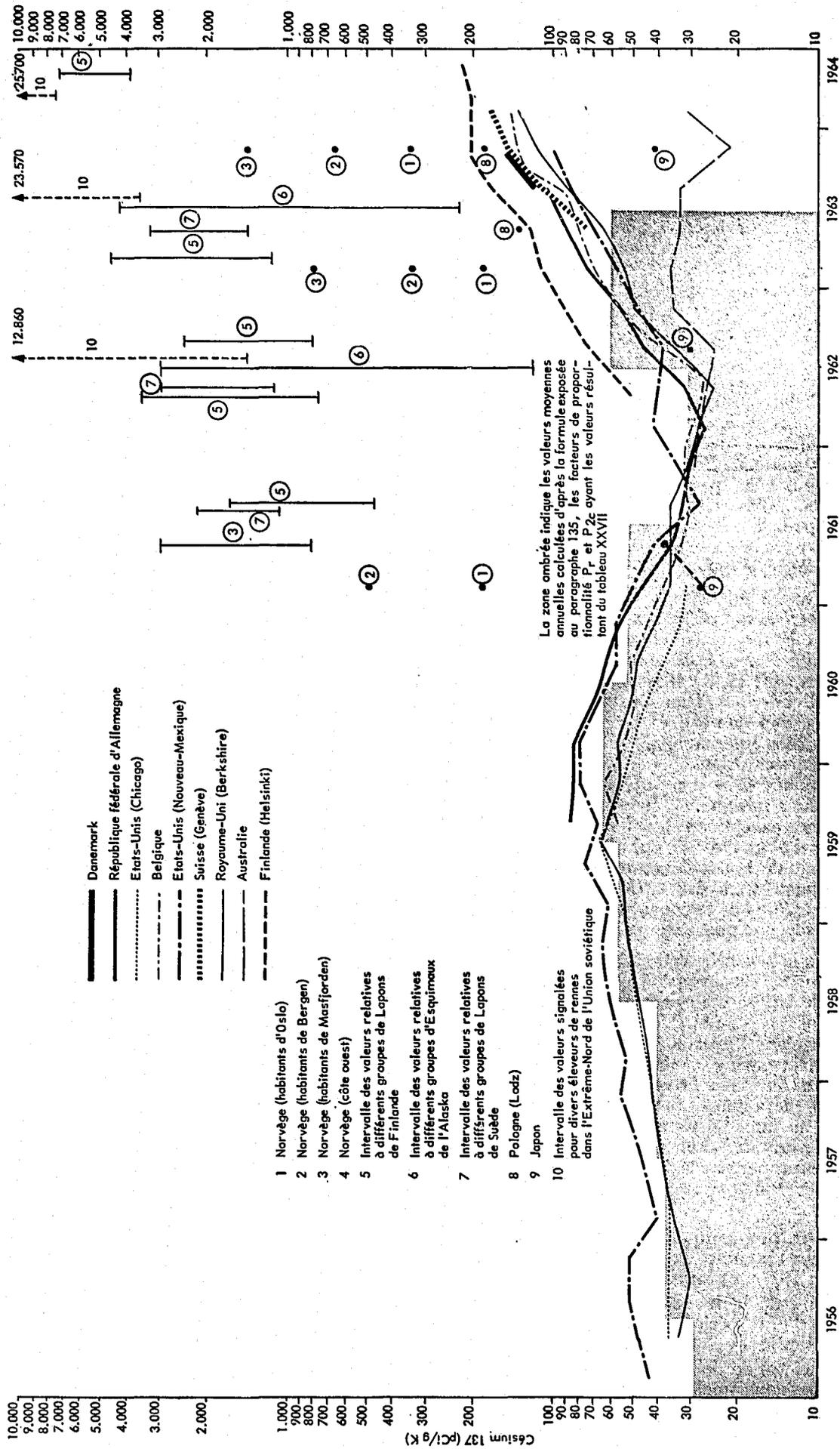


Figure 28.—Concentration du césium 137 dans l'organisme humain de 1956 au début de 1964

d'utiliser des valeurs moyennes calculées sur des périodes plus longues, par exemple annuellement, pour étudier les corrélations entre, d'une part, la teneur de l'alimentation ou les variations de la retombée et, d'autre part, la concentration dans l'organisme.

131. De plus, il faut tenir compte du décalage dans le temps qui se produit entre les variations de la concentration dans les aliments et celles de la concentration dans l'organisme. Si l'on divise la moyenne annuelle de la concentration de césium 137 dans l'organisme (Nouveau-Mexique)²²⁰ par la concentration moyenne dans le lait déterminée sur 12 mois, on obtient le rapport le plus constant en adoptant un décalage de 9 mois (par exemple, en comparant les valeurs corporelles moyennes de janvier-décembre 1961 avec les moyennes de la concentration dans le lait calculées pour la période mars 1960-mars 1961).

132. Bartlett et Mercer, utilisant des données recueillies dans le Berkshire (Royaume-Uni), ont trouvé une relation empirique entre la concentration du césium 137 dans l'organisme humain et la variation de la retombée²¹⁹. Cette relation est analogue à celle qui a été observée pour le lait au Royaume-Uni (paragraphe 114). La concordance entre valeurs observées et valeurs calculées était plus étroite que pour la méthode qui postule une proportionnalité avec la retombée annuelle de l'année considérée et le dépôt cumulé de césium 137.

133. Comme on l'a fait observer au paragraphe 125 et comme le montre la figure 28, il n'y a pas de grandes différences dans la teneur de l'organisme humain en césium 137 à l'intérieur de la zone tempérée nord (30°-60°N), si l'on excepte la Norvège, où des mécanismes écologiques particuliers sont en jeu. Cette uniformité s'explique sans doute par la très large redistribution, sur le plan national et international, des denrées alimentaires commercialisées. Etant donné que le dépôt de la retombée est maximal dans la zone tempérée nord entre 30°-60°N, il semble raisonnable de supposer que, mises à part les situations exceptionnelles mentionnées dans les paragraphes 118-119 et 128-129, qui n'intéressent qu'un faible pourcentage de la population mondiale, la teneur de l'organisme humain en césium 137 dans cette bande de latitudes représente une limite supérieure de la valeur probable de la moyenne mondiale réelle.

134. Du fait que la concentration de césium 137 dans l'organisme humain est géographiquement uniforme dans la bande de latitudes 30°-60°N, on utilisera ici le dépôt moyen dans cette bande, calculé d'après le dépôt de strontium 90 pendant la période 1953-1963^{104, 180} pour déterminer empiriquement la relation entre la retombée et la charge corporelle chez l'homme. On admettra que la charge corporelle annuelle moyenne est directement proportionnelle au taux de retombée en cours et à la quantité déposée lors des deux années précédentes. La relation peut s'exprimer par la formule suivante :

$$Q = p_1 F_1 + p_2 F_2$$

où :

Q = concentration annuelle moyenne de césium 137 chez l'homme, exprimée en picocuries de césium 137 par gramme de potassium;

F_1 = intensité de la retombée de césium 137 au cours d'une période de 12 mois donnée (mCi/km²);

F_2 = quantité totale de césium 137 accumulée au cours des deux années précédentes (mCi/km²);

p_1 et p_2 = coefficients de proportionnalité (pCi ¹³⁷Cs/g K)/(mCi/km²).

135. Les p_1 et p_2 évalués pour la Belgique, la République fédérale d'Allemagne, le Berkshire (Royaume-Uni) et le Nouveau-Mexique (Etats-Unis) figurent au tableau XXVII. Si l'on utilise des coefficients moyens (moyennes arithmétiques des coefficients locaux) pour calculer les concentrations moyennes de césium 137 dans l'organisme humain à l'intérieur de la bande de latitudes 30°-60°N, on constate que les valeurs ainsi obtenues concordent avec les valeurs observées, comme le montre la figure 28, dans laquelle les valeurs observées diffèrent au maximum de ± 20 à 30 p.100 de la moyenne prévue. Si l'on établit une relation linéaire entre la moyenne annuelle de la concentration du césium 137 dans l'organisme de l'homme à l'intensité de la retombée pour l'année en cours, ou entre cette moyenne annuelle et à la fois l'intensité pour l'année en cours et le dépôt cumulé total, on ne trouve guère de concordance entre les valeurs calculées sur la base des relations ainsi établies et les résultats effectivement observés.

IODE 131

L'iode 131 dans l'alimentation

136. On a décelé de l'iode 131 dans l'air, l'eau de pluie et le lait vers la fin de 1961 et au milieu de 1962. Les concentrations ont fortement augmenté en septembre et octobre 1961, puis ont baissé jusqu'à la limite de détection en janvier 1962. Un second maximum a été enregistré dans la plupart des pays entre août et décembre 1962^{207, 208, 209, 245-249}. Toutefois, en Italie du Sud, où en raison du climat on fait paître le bétail jusque dans l'hiver, contrairement à ce qui est le cas en Europe centrale et septentrionale, on a décelé de l'iode 131 jusqu'en février 1963²⁴⁷. Les figures 29 à 31 présentent les courbes caractéristiques de la teneur du lait en iode 131 dans plusieurs pays d'Europe, en Amérique du Nord et au Japon.

137. On ne possède de renseignements détaillés sur la teneur du lait en iode 131 que pour 12 pays de l'hémisphère Nord en 1961 et 14 pays en 1962 (tableau XXX).

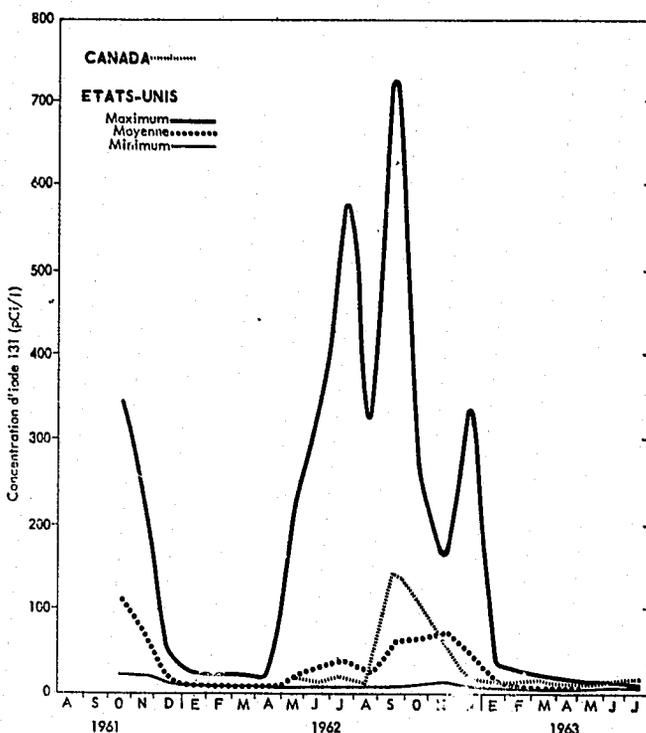


Figure 29.—Iode 131 dans le lait en Amérique du Nord, 1961-1963²⁴⁵

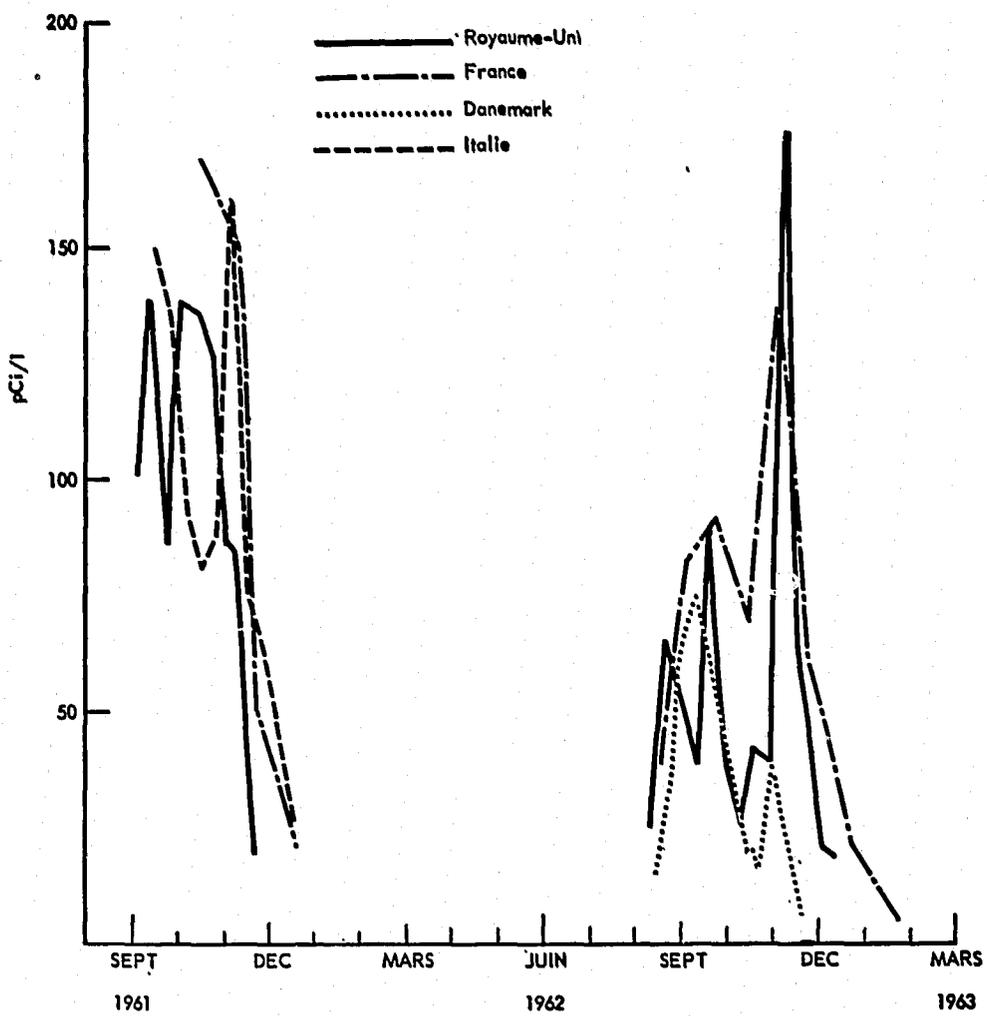


Figure 30.—Teneur du lait en iode 131 dans plusieurs pays européens, 1961-1963

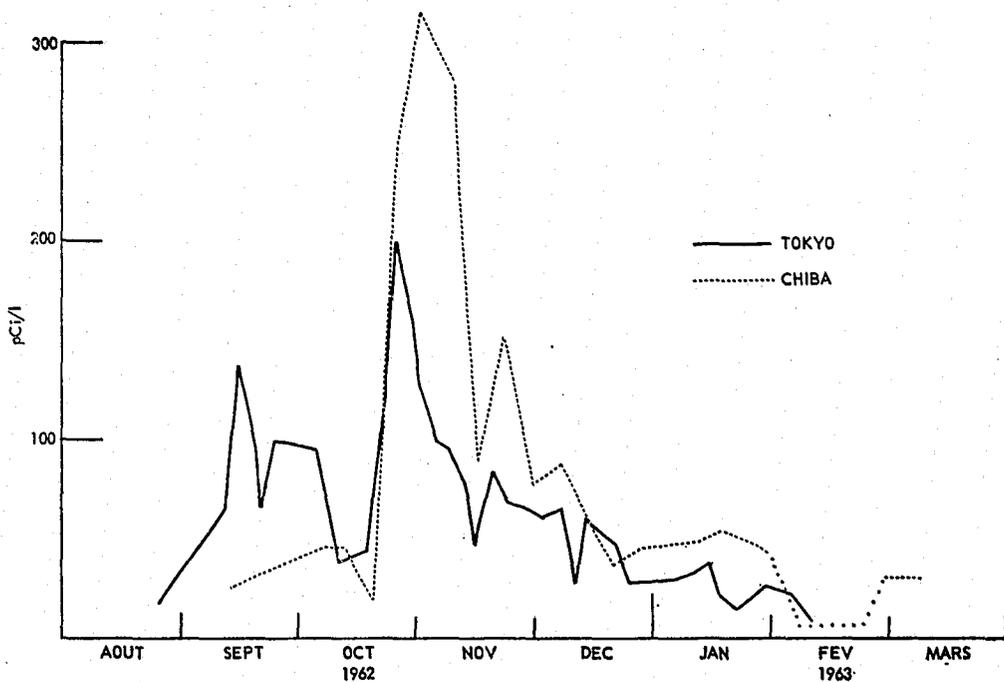


Figure 31.—Teneur du lait en iode 131 au Japon, 1962-1963

Les valeurs du tableau sont des intégrales de la concentration par rapport au temps, exprimées en picocuries-jours par litre. Pour ce qui est de l'hémisphère Sud, l'iode 131 n'y a pas été décelé en 1961, mais l'a été en 1962 (Argentine, Australie). Les données correspondantes indiquent que la teneur du lait en iode 131 était 10 fois moindre en Australie, et deux à trois fois moindre en Argentine, que dans la zone tempérée en l'hémisphère Nord. Il faut d'ailleurs noter que pour des pays différents, même situés à une latitude analogue, la teneur moyenne du lait varie du simple ou au quadruple. Dans des pays étendus comme les Etats-Unis, la concentration annuelle moyenne diffère du simple au décuple d'une région à l'autre¹⁰⁴. On comprend aisément que le dépôt de radioéléments à courte période provenant de la retombée dépend plus étroitement de conditions météorologiques transitoires que celui de produits de fission à longue période comme le césium 137 et le strontium 90.

138. Dans l'Utah (Etats-Unis), on a trouvé des concentrations élevées d'iode 131 dans le lait pendant plusieurs semaines à partir du 12 juillet 1962²⁵⁰. L'absorption totale moyenne d'iode 131 au cours de cette période a été évaluée à 58 000 pCi, avec un maximum de 800 000 pCi, la consommation journalière de lait étant prise égale à un litre. Les renseignements disponibles²⁵¹⁻²⁵³ permettent de penser que les pâturages ont été massivement contaminés par l'iode 131 du fait de retombées locales provenant d'essais nucléaires effectués non loin de là dans le Nevada.

139. On a pu établir que pour les populations urbaines du Royaume-Uni et des Etats-Unis le lait et les produits frais qui en dérivent (par exemple, le fromage blanc) constituaient la principale voie de passage de l'iode 131, alors que le rôle des autres aliments était négligeable^{248, 249, 254}. Quant à l'inhalation de l'iode 131 contenu dans l'air, elle ne peut, au mieux, rendre compte que pour quelques centièmes de la quantité d'iode radioactif mesurée dans la thyroïde.

140. Au Japon, cependant, en raison des habitudes alimentaires (la consommation moyenne de lait n'y est que de 0,05 litre par jour pour l'adulte), la plus grande partie de ce radioélément provient des légumes feuillus frais²⁵⁵. On a calculé qu'en 1961 l'ingestion maximale possible due à l'air et au lait n'a pas dépassé au Japon 27 p.100 et 12 p.100 respectivement de l'iode 131 décelé dans la thyroïde, le reste provenant des légumes. D'autre part, en Allemagne, on a montré que l'eau de boisson non triatée provenant de citernes peut augmenter considérablement la quantité d'iode 131 absorbé en période de retombée de formation récente²⁵⁶.

L'iode 131 dans la thyroïde humaine

141. La concentration de l'iode 131 dans la thyroïde peut être déterminée chez les sujets vivants ou à l'autopsie; elle peut aussi être évaluée indirectement d'après la contamination des aliments. Les diverses méthodes ont été discutées par Eisenbud et coll.²⁴⁹.

142. Des études ont été faites par comptage *in vitro* sur des thyroïdes prélevées à l'autopsie de malades décédés à l'hôpital et de victimes d'accidents, morts pendant la période où le lait contenait de l'iode 131^{248, 255, 253}. Les résultats des mesures *in vitro* figurent au tableau XXVIII. Eisenbud et coll.²⁴⁹ concluent que les pensionnaires d'hôpitaux, très probablement en raison de leur régime alimentaire, ne sont pas représentatifs de l'ensemble de la population. D'autre part, les résultats rela-

tifs aux victimes d'accidents semblent être faussés par des facteurs socio-économiques, comme le montre la comparaison des résultats de comptages *in vivo* effectués sur des personnes dont la consommation de lait était contrôlée. L'étude en question indique que les résultats obtenus par comptage *in vitro* à partir de prélèvements faits sur des victimes d'accidents conduisent à sous-estimer sensiblement la concentration par rapport aux moyennes calculées pour l'ensemble de la population d'après la consommation de lait.

143. Des mesures faites sur des fœtus à différents stades de la vie prénatale²⁴⁰ indiquent que l'activité spécifique dans la thyroïde est de 1,3 à 8,2 fois (5 mesures) plus élevée chez le fœtus que chez la mère. Dans le cas d'un fœtus de 12 semaines, on a mesuré une concentration atteignant 630 pCi par gramme de thyroïde. Comme le poids de la thyroïde, la consommation de lait et l'absorption d'iode 131 par la glande varient avec l'âge, on a estimé que l'âge le plus critique de la vie extra-utérine, du point de vue de la dose, se situe aux environs de 7 mois²⁵⁷ ou entre 6 mois et 2 ans²⁵⁸.

144. On a mis au point des méthodes spectrométriques sensibles pour la mesure *in vivo* de faibles intensités gamma; elles ont été utilisées pour doser dans la thyroïde humaine l'iode 131 provenant de la retombée^{259, 260}. Les mesures ont fait apparaître une variation considérable d'un individu à l'autre; il faut donc, pour obtenir des résultats valables pour l'ensemble de la population, examiner un grand nombre de sujets d'âges différents convenablement échantillonnés. Cela n'est guère possible lorsque les conditions de la retombée varient rapidement. Par rapport au comptage *in vitro*, l'évaluation de la dose comporte ici une incertitude supplémentaire du fait de facteurs géométriques (détecteur-glande) qui jouent un rôle déterminant dans les mesures de cette nature, et du fait qu'on ne connaît pas exactement le poids des thyroïdes examinées. On trouvera au tableau XXIX les résultats de dosages d'iode 131 dans la thyroïde effectués selon cette méthode dans la République fédérale d'Allemagne, à New York, à Boston et dans l'Etat d'Utah aux Etats-Unis.

145. Quand on dispose de résultats portant sur des prises d'échantillons de lait représentatives et fréquentes, il est possible d'évaluer de manière indirecte la quantité de radioélément contenue dans la thyroïde^{249, 261}. On peut alors calculer la dose moyenne si l'on connaît les facteurs suivants:

- Consommation moyenne de lait pour des groupes de population d'âges différentes,
- Absorption d'iode par la thyroïde en fonction de l'âge,
- Poids de la thyroïde en fonction de l'âge,
- Période biologique de l'iode 131 dans la thyroïde.

L'ingestion totale moyenne d'iode 131 résultant d'une consommation de lait de 1 litre par jour est donnée dans les colonnes 3 et 4 du tableau XXX pour divers pays, en 1961 et 1962. On peut obtenir la quantité totale absorbée par un groupe de population donné en multipliant ces chiffres par la consommation moyenne de lait exprimée en litres par jour. Comme on ne possède pas de données sur la consommation de lait dans les différents groupes d'âges, on a admis une consommation moyenne de 0,7 litre par jour pour les enfants en bas âge et les jeunes enfants. Faute de renseignements, on n'a fait aucune hypothèse en ce qui concerne les adultes, encore qu'on puisse dire que l'absorption d'iode 131 est généralement beaucoup plus faible dans ce groupe que dans celui des enfants.

146. Un calcul fondé sur la concentration d'iode 131 dans le lait paraît être le meilleur moyen d'estimer les doses à la thyroïde pour les différents groupes de la population. De plus, cette méthode a l'avantage d'être applicable lorsqu'on ne peut faire de dosage direct de l'iode 131 dans la thyroïde humaine.

IV. — Doses provenant de la contamination du milieu et de la contamination interne

INFLUENCE DE LA DISTRIBUTION DE LA RETOMBÉE ET DE LA POPULATION

147. Aux fins du présent rapport, la "dose engagée" est définie comme étant l'intégrale dans un temps infini du débit de dose moyen dans un tissu donné pour la population mondiale, résultant d'une pratique déterminée, par exemple une série donnée d'explosions nucléaires. L'irradiation proprement dite peut s'étendre sur de nombreuses années après la pratique qui en est la cause et peut être reçue par des individus qui ne sont pas nés au moment où cette pratique existe. Si l'on admet une relation dose-effet linéaire, sans seuil de dose et sans incidence du débit de dose, et en supposant une population stable, le nombre de dommages somatiques tardifs et de défauts héréditaires auxquels on peut s'attendre serait le même pour une pratique correspondant à une dose engagée donnée et pour une pratique qui aurait pour résultat une dose instantanée de la même grandeur pour tous les membres de la population.

148. Puisqu'on s'occupe dans le présent rapport de doses moyennes reçues par les populations, il est nécessaire de pondérer le dépôt moyen de la retombée selon la répartition de la population. Il est commode de définir un facteur de population Z d'après l'équation :

$$\bar{F}_N = Z \times \bar{F}_A,$$

où \bar{F}_A est le dépôt moyen dans la région considérée et \bar{F}_N le dépôt moyen pondéré selon la population qui se trouve dans cette même région. \bar{F}_N est calculé d'après la formule :

$$\bar{F}_N = \frac{\sum N_i F_i}{\sum N_i}.$$

Le facteur de population Z peut être calculé pour le monde entier, pour un hémisphère ou pour toute autre région limitée qui présente un intérêt.

149. Le facteur de population peut être exprimé comme somme de plusieurs facteurs de population partiels. Par exemple, en subdivisant la région considérée en trois régions plus petites, on a trois facteurs partiels :

$$Z = Z_1 + Z_2 + Z_3.$$

Z_1 est défini de la façon suivante :

$$Z_1 = \frac{\sum N_a F_a}{\bar{F}_A (N_1 + N_2 + N_3)},$$

la sommation étant effectuée sur la région 1. Pour les deux autres facteurs, Z_2 et Z_3 , la sommation est faite sur les régions 2 et 3, respectivement. Pour estimer les doses engagées internes provenant du strontium 90, on divise le monde en trois régions d'après les trois types fondamentaux de régime alimentaire et on emploie trois facteurs de population partiels.

150. Le dépôt local F_1 varie considérablement d'un lieu à un autre; pour en tenir compte, on peut faire intervenir un "facteur géographique" G_1 , défini de la façon suivante :

$$G_1 = F_1 / \bar{F}_a,$$

où \bar{F}_a est le dépôt mondial moyen. Ce facteur peut être utilisé pour estimer les doses dans des régions limitées. Dans le rapport de 1962 figurait une courbe montrant la variation de G_1 avec la latitude. Il est intéressant de noter que la moyenne mondiale du facteur géographique local G_1 pondéré selon la population est égale au facteur de population Z mondial.

151. Comme environ 90 p.100 de la population mondiale habitent l'hémisphère Nord, la valeur estimée du facteur Z mondial dépend de la répartition de la retombée entre les hémisphères. Lorsque les débris se déposent en majeure partie dans l'hémisphère Nord, le facteur Z est approximativement égal à 2; il n'est plus que de 1,2 environ lorsque les retombées sont égales dans les deux hémisphères. En utilisant la moyenne des chiffres du dépôt sur l'un et l'autre hémisphère, on a calculé pour chacun d'eux des valeurs séparées du dépôt moyen pondéré en fonction de la population.

152. Le tableau XXXI montre la répartition estimative de la population mondiale¹ et les données correspondantes relatives au dépôt de strontium 90 et 89. On s'est servi des valeurs de ce tableau pour calculer le facteur Z pour les deux hémisphères selon la formule donnée plus haut. Ces calculs, ainsi que les valeurs de Z obtenues pour diverses années, sont présentés dans le tableau XXXII. Il ressort de ce tableau que le facteur Z est resté relativement constant dans l'hémisphère Nord de 1960 à 1962, avec une variation maximale de 8 p.100 seulement, alors que la variation a été de 35 p.100 pour le facteur Z mondial pendant la même période. La faible variation constatée dans l'hémisphère Nord est probablement due à la retombée troposphérique de 1962, alors qu'en 1961 le strontium 90 récemment déposé était principalement d'origine stratosphérique. Il est remarquable que l'on ait obtenu les mêmes facteurs pour le strontium 89 et le strontium 90 dans l'hémisphère Nord.

153. Dans l'hémisphère Sud, la distribution de la retombée de strontium 90 donne un facteur de population relativement constant, égal à 1,00 environ, mais on a trouvé en 1962 un chiffre plus élevé — 1,45 — pour le dépôt de strontium 89. En effet, des quantités considérables de strontium 89 provenant de la troposphère de l'hémisphère Nord ont diffusé vers l'hémisphère Sud pour se déposer dans la bande de latitudes 0°-10°S, où vit près de la moitié de la population de cet hémisphère.

154. Pour le strontium 90 et le strontium 89, on a calculé les doses engagées en divisant la population mondiale en trois groupes d'après les habitudes alimentaires. Comme le carbone 14 est réparti uniformément dans la troposphère, il n'est pas nécessaire de tenir compte de la distribution de la population. Pour calculer les doses engagées dues à d'autres radioéléments, on utilise deux facteurs de population, l'un de 1,2 pour l'hémisphère Nord et l'autre de 1,0 pour l'hémisphère Sud.

155. Pour calculer les doses engagées, il faut considérer le rayonnement total émis par les radionucléides déposés. Les données des tableaux VII et X représentent

¹ Les chiffres absolus se rapportent à 1951. A l'heure actuelle, ils seraient naturellement différents, mais on n'en possède pas pour les diverses bandes de latitudes. De toute façon, il est peu probable que leurs valeurs relatives aient changé.

les niveaux cumulatifs de strontium 90 et de césium 137 au sol à un moment particulier, compte tenu de la décroissance radioactive. Pour calculer les doses engagées, on a aussi utilisé la notion de "dépôt intégré", c'est-à-dire le dépôt total, non corrigé pour la décroissance et les pertes dues aux agents atmosphériques. Les dépôts intégrés de strontium 90 et de césium 137 jusqu'en décembre 1963, ainsi que les dépôts futurs prévus, sont indiqués au tableau XXXIII.

DOSES EXTERNES

Dépôts de dose mesurés dans l'air

156. Des mesures directes de doses dans l'air ont été communiquées pour le Japon, la Suède et le Royaume-Uni³⁵¹⁻³⁵⁴. Le tableau XXXIV indique les doses annuelles en 1961, 1962 et 1963. Les mesures effectuées au Japon l'étaient avec des compteurs à scintillations étalonnés à l'aide d'une chambre d'ionisation. Le compteur de Tokyo était situé à 7 m au-dessus du toit d'un immeuble de béton à trois étages, mais avait été étalonné à l'aide d'une chambre d'ionisation équivalente à l'air située à 1 m au-dessus du sol. Toutes les autres mesures ont été faites à l'aide de chambres d'ionisation. Ces instruments mesurent le débit de dose gamma total dans l'air. Le débit de dose dû à la retombée s'obtient en soustrayant la contribution des rayons cosmiques et des émetteurs gamma naturels. A Leeds, les mesures ont été faites à 10 pieds au-dessus du sol, puis ramenées à 1 m^{355, 356}. En

$$R_j = \frac{\text{Dépôt annuel dans l'hémisphère Nord du radioélément à courte période } j}{\text{Dépôt annuel de strontium 89 dans l'hémisphère Nord}}$$

déterminée chaque année pour chaque produit de fission. Ces rapports R_j ont été évalués d'après les rapports locaux calculés en sept stations de l'hémisphère Nord. On utilise comme valeur approchée de R_j la moyenne des rapports établis dans les diverses stations. Le tableau XXXV donne les valeurs locales des rapports et les rapports moyens correspondants pour 1962^{27, 45, 75, 76, 91}.

159. On observera que toutes ces stations sont situées dans une bande de latitudes étroite, mais où la population est très dense. Bien que les rapports précités n'aient pas de signification en soi, en peut admettre que, si les débris de produits de fission sont bien mélangés à l'intérieur de l'hémisphère, la valeur de ces rapports ne doit pas varier considérablement d'un endroit à l'autre pendant des périodes d'essais suivis, sauf peut-être pour des radioéléments à période très courte comme l'iode 131, le baryum 140 et le cérium 131. Après la fin des essais, les rapports annuels changent du fait de la décroissance radioactive.

160. On ne possède pas assez de mesures de radioéléments à courte période dans l'hémisphère Sud pour estimer valablement les rapports en question dans cet hémisphère. Celui-ci n'étant habité que par 10 p.100 de la population mondiale et recevant moins de 20 p.100 de la retombée totale de strontium 89, les produits de fission à courte période qui s'y déposent ne peuvent contribuer à la dose mondiale que dans une très faible proportion.

161. Pour chaque radioélément, on calcule la dose engagée de rayonnement gamma externe par la formule

$$D_j = K_j \times B_j \times Z \times T_j \times R_j \times \bar{F}_{89}$$

où : $K_j \times B_j$ = constante de dose de rayonnement gamma, comprenant un facteur d'accumulation pour le produit de fission j (mrad/an par mCi/km²) ; Z = facteur

Suède, les moyennes relatives à chaque région reposent sur des mesures effectuées dans plusieurs stations³⁵².

157. Le débit de dose gamma a également été évalué d'après les mesures du dépôt de produits de fission émetteurs gamma. Gustafson a utilisé des données de cette nature obtenues par analyse d'échantillons de sol pour évaluer les débits de dose gamma à Argonne (Illinois) [Etats-Unis]³⁵⁷⁻³⁵⁹. En utilisant des valeurs du dépôt fondées sur des dosages dans les précipitations, Collins a évalué les débits de dose externe dus au zirconium 95, au ruthénium 106, au césium 137 et au cérium 144 aux Etats-Unis, à Westwood (New Jersey), à Pittsburgh (Pennsylvanie) et à Richmond (Californie)³⁰⁰⁻³⁰². Comme ces trois radioéléments produisent au moins 80 p.100 du débit de dose externe total, les résultats obtenus présentent de l'intérêt. La figure 32 représente les estimations des débits de dose fondées sur les chiffres relatifs au dépôt.

Produits de fission à courte période

158. On pourrait obtenir des estimations des doses engagées pour la population mondiale en partant d'évaluations du dépôt mondial moyen des produits de fission à courte période et en leur appliquant des coefficients appropriés exprimant le débit de dose. Malheureusement, la plupart des stations de prélèvement ne mesurent pas le dépôt de ces produits. On doit donc évaluer celui-ci en partant du dépôt de strontium 89 dans l'hémisphère Nord, ainsi que de la valeur estimée du rapport

de population ; T_j = vie moyenne au sol du produit de fission j ; R_j = rapport défini au paragraphe 158 pour le produit de fission j ; \bar{F}_{89} = dépôt annuel moyen de strontium 89 dans l'hémisphère Nord (mCi/km²). Le tableau XXXVI donne le détail des calculs de la dose dans l'air pour le zirconium 95, le ruthénium 103, le ruthénium 106, l'iode 131, le baryum 140, le cérium 141 et le cérium 144. Les rapports R_j pour 1962 sont tirés du tableau XXXV ; les rapports pour 1961 sont calculés de manière analogue. Comme on ne possède pas de données complètes sur le dépôt de certains produits de fission à courte période en 1963, les doses attribuables au ruthénium 106 et au césium 144 ont été calculées d'après les valeurs moyennes des rapports ¹⁰⁶Ru/¹⁴⁴Ce et ¹⁴⁴Ce/⁹⁰Sr et les évaluations du dépôt de strontium 90 en 1963.

162. La dose totale mesurée dans l'air imputable au césium 137 et aux produits de fission à courte période pendant les années 1961-1963, pondérée selon la population, était de 54 mrad. En déduisant la contribution du césium 137 pendant cette même période, c'est-à-dire 15 mrad, on obtient 39 mrad pour la contribution des produits de fission à courte période. Ce chiffre concorde raisonnablement avec la valeur calculée de 46 mrad que l'on peut tirer du tableau XXXVI après déduction de la dose reçue après 1963. Il convient de noter que la dose engagée pour chacune des années ne correspond pas exactement à la dose annuelle, car une partie de la dose engagée est reçue dans les années suivantes. Il faut tenir compte des doses reçues en 1964 du fait de matières déposées en 1963 et aussi de matières qui ne se sont pas encore déposées. On estime ces doses additionnelles à environ 10 mrad, ce qui donne une dose engagée totale de 49 mrad pour les essais faits en 1961 et 1962. On a indiqué dans le rapport de 1962 que la dose engagée due aux radioéléments à courte période formés à la suite des

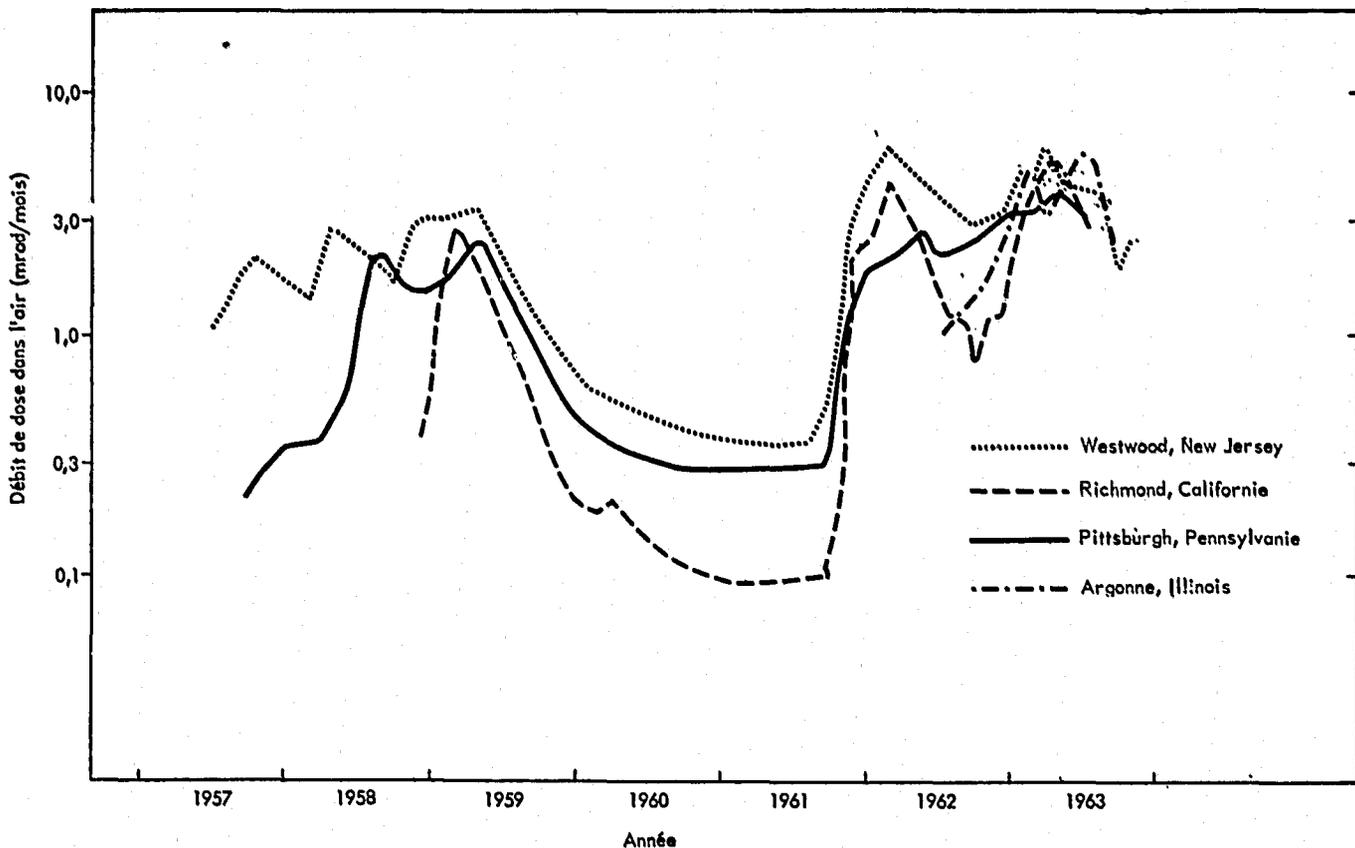


Figure 32.—Débit de dose gamma dans l'air dû à la retombée, calculé d'après le dépôt des produits de fission^{357, 362}

essais faits jusqu'en 1960 était égale à 55 mrad. La dose engagée totale dans l'air résultant de tous les essais faits jusqu'en décembre 1963 est par conséquent de 104 mrad.

163. La question de la protection assurée par les bâtiments et de l'effet d'écran dû au corps humain a été examinée dans le rapport de 1962. On a pris la valeur 0,2 comme moyenne mondiale du facteur de protection. En supposant que les hommes passent en moyenne 17 heures par jour à l'intérieur de bâtiments, le facteur de réduction de dose total résultant de cette protection a été pris égal à 0,4. On utilise la même valeur dans le présent rapport, de même qu'un coefficient de 0,6 pour la réduction de la dose aux gonades et à la moelle osseuse due à l'effet d'écran par le corps. Cette valeur avait déjà été admise dans le rapport de 1962. En appliquant le produit de ces deux coefficients (0,2) à la dose engagée dans l'air, on obtient une dose aux tissus de 21 mrad pour les produits de fission à courte période.

Césium 137

164. La dose externe provenant du césium 137 est calculée à l'aide d'une expression combinant une constante de débit de dose et un facteur d'accumulation: $(K_1 \times B_1) = 0,12 \text{ mrad/an par mCi/km}^2$. Les données du tableaux X, corrigées pour tenir compte de la vie moyenne effective du césium 137 au sol — qui est de 14 ans du fait de la décroissance et de l'effet des agents atmosphériques³⁶² —, ont été utilisées pour calculer les doses annuelles pour 1961, 1962 et 1963: ces doses dans l'air dues au césium 137 pondérées selon la population sont de 4, 5 et 6 mrad respectivement pour les trois années en question.

165. La dose engagée dans l'air due au césium 137 peut être évaluée d'après les estimations du dépôt intégré

total de césium 137, figurant au tableau XXXIII. La valeur de cette dose, qui est la même que dans le rapport de 1962, est confirmée par des résultats obtenus au Royaume-Uni, où l'on a mesuré le débit de dose sur des parcelles de terrain contaminées par le césium 137³⁶³. On évalue à 143 mrad la dose engagée dans l'air due au césium 137 provenant de tous les essais effectués jusqu'à la fin de 1962. En utilisant un coefficient de 0,2 pour le résultat combiné de la protection et de l'effet d'écran, on obtient une dose de 29 mrad aux gonades et à la moelle osseuse.

DOSES INTERNES

Strontium 90

166. *Teneurs intégrées de l'alimentation.* — L'estimation de la valeur moyenne du rapport strontium 90/calciure dans l'alimentation repose sur la relation

$$C(t) = p_a F_a(t) + p_r F_r(t), \text{ pCi } ^{90}\text{Sr/g Ca},$$

où $F_a(t)$ est le dépôt cumulatif moyen de strontium 90 (mCi/km^2) et $F_r(t)$ l'intensité annuelle moyenne de la retombée ($\text{mCi/km}^2 \text{ par an}$) au temps t ; p_a et p_r sont les coefficients de proportionnalité mentionnés au paragraphe 83. Comme dans le rapport de 1962, la population mondiale est répartie en trois groupes (tableau XXXVII) d'après les habitudes alimentaires, et des coefficients de proportionnalité ont été calculés pour chacun de ces groupes. Ils sont les mêmes que dans le rapport de 1962, mais il est vraisemblable que dans le coefficient relatif à l'intensité (p_r) dans le cas du régime alimentaire japonais — qui est du type III — est légèrement inférieur à la valeur moyenne pour les autres régimes du même type⁴²⁷. D'autre part, les valeurs utilisées pour p_a pèchent probablement plutôt par excès que par défaut.

167. La teneur moyenne intégrée de l'alimentation en strontium 90 est donnée par la formule :

$$\int_0^{\infty} C(t) dt = p_a \int_0^{\infty} F_a(t) dt + p_r \int_0^{\infty} F_r(t) dt.$$

Si T_m est la vie moyenne effective (en années) du strontium 90 dans le sol, on démontre que

$$\int_0^{\infty} F_a(t) dt = T_m \int_0^{\infty} F_r(t) dt = T_m F,$$

où F est la quantité intégrée de strontium 90 déposé sur le sol (mCi/km²). La teneur moyenne intégrée de l'alimentation est donc

$$\int_0^{\infty} C(t) dt = (p_a T_m + p_r) F, \text{ pCi-ans } ^{90}\text{Sr/g Ca.}$$

168. En admettant qu'il se perde annuellement 2 p.100 de strontium 90 dans le sol par lessivage et par absorption dans les végétaux, la vie moyenne effective du strontium 90 dans le sol est de 22 ans⁴⁰². Le dépôt total intégré de strontium 90 à prévoir pour la bande 50°S à 80°N est de 14,2 MCi (tableau XXXIII). Cela équivaut à un dépôt moyen (F) de 31,7 mCi/km² et conduit aux valeurs estimatives suivantes des teneurs intégrées de l'alimentation : 310, 480 et 530 pCi-ans de strontium 90 par gramme de calcium pour les régimes alimentaires I, II et III respectivement.

169. La teneur composite intégrée de l'alimentation en strontium 90, pondérée selon la population, est obtenue, comme dans le rapport de 1962, en additionnant les produits des teneurs intégrées de chacun des trois régimes alimentaires par les facteurs de population partiels correspondants, qui sont 0,7, 0,5 et 0,7 respectivement. Ces coefficients tiennent compte du fait que la majorité de la population du globe vit dans les bandes de latitudes de l'hémisphère Nord, où le dépôt de strontium 90 est environ deux fois supérieur à la moyenne mondiale. La teneur composite intégrée pour l'ensemble du globe est de 830 pCi-ans de strontium 90 par gramme de calcium.

170. *Dose engagée.* — On calcule la dose engagée due au strontium 90 comme dans le rapport de 1962. La dose dD que le squelette reçoit pendant le restant de la vie du fait du strontium 90 absorbé par suite de l'exposition à la contamination du milieu entre l'instant t et l'instant $t + dt$ à l'âge de u années est, d'après les calculs de Lindell³⁶⁵ :

$$dD = \theta c(t) dt \alpha(u) \int_u^m \frac{1}{B(\tau)} \exp[-k_1(\tau-u)] d\tau \text{ (mrads),}$$

où θ est la constante du débit de dose dans les os (mrad/an par pCi⁹⁰Sr/g Ca) ; $c(t) = OR \times C(t)$ est le rapport strontium 90/calcium dans les minéraux des os déposés au temps t (ou a pris ici un OR (os/alimentation) de 0,25) ; $\alpha(u)$ est le taux d'absorption du calcium par les os à l'âge de u années ; $B(\tau)$ est le poids total de calcium dans le squelette à l'âge de τ années ; k_1 est le taux de renouvellement du strontium 90 dans les os ; m est l'espérance de vie. Cette expression peut aussi s'écrire

$$dD = \theta c(t) dt F_m(u).$$

171. L'augmentation $d\bar{D}$ de la dose pendant le reste de la vie calculée en moyenne sur l'ensemble de la population, en admettant une distribution par âge uniforme au moment de l'absorption du strontium 90, est donnée par la formule

$$d\bar{D} = \theta c(t) dt \frac{1}{m} \int_0^m F_m(u) du = \theta c(t) dt \bar{F}_m.$$

La dose engagée pour l'ensemble de la population par suite d'une période finie d'essais est alors donnée par la formule

$$\bar{D} = \theta \bar{F}_m \int_0^{+\infty} c(t) dt.$$

Lindell a calculé le coefficient \bar{F}_m d'accroissement de la dose pour différentes valeurs du taux de renouvellement du strontium 90 dans les os et pour différentes espérances de vie³⁶⁵. Les valeurs ainsi obtenues sont représentées sur la figure 33, qui montre que \bar{F}_m ne dépend pas étroitement du taux de renouvellement non plus que de l'espérance de vie lorsque celle-ci est supérieure à 20 ans.

172. Cette faible variation de \bar{F}_m est due à l'effet mutuellement compensateur des modifications du taux de renouvellement et de l'espérance de vie. Par exemple, un taux de renouvellement plus rapide diminue la rétention du strontium 90 absorbé par l'enfant, mais augmente l'absorption et l'exposition chez les adultes. De même, lorsque l'espérance de vie est plus courte, une proportion plus grande de la population se trouve dans les groupes d'âges les plus jeunes qui absorbent beaucoup de strontium 90, mais l'exposition totale pendant la durée de la vie est plus faible. Comme dans le rapport de 1962, on utilise ici un coefficient de 0,6 pour exprimer l'accroissement de la dose.

173. Aussi comme dans le rapport de 1962, on prend ici des facteurs de débit de dose (θ) égaux à 2,7, 1,4 et 0,7 mrad/an par picocurie de strontium 90 par gramme de calcium pour calculer les doses reçues respectivement par les os, les cellules recouvrant les surfaces des os et la moelle osseuse. La dose engagée due au strontium 90 provenant de tous les essais effectués jusqu'à la fin de 1962 s'établit donc à 336 mrads pour les os, 174 mrads pour les cellules revêtant les surfaces des os et 87 mrads pour la moelle osseuse. Ces doses auront été reçues à environ 90 p.100 en l'an 2000.

174. Outre les doses engagées, il est intéressant de connaître la dose annuelle reçue par l'os nouvellement formé ; on peut la calculer à partir de la teneur de l'alimentation en utilisant un facteur de discrimination de 0,25 (voir paragraphes 91 à 97). Alors que pendant la première année de vie le tissu osseux nouveau représente tout le squelette, il n'en constitue chez les adultes qu'une faible proportion. La teneur mondiale moyenne

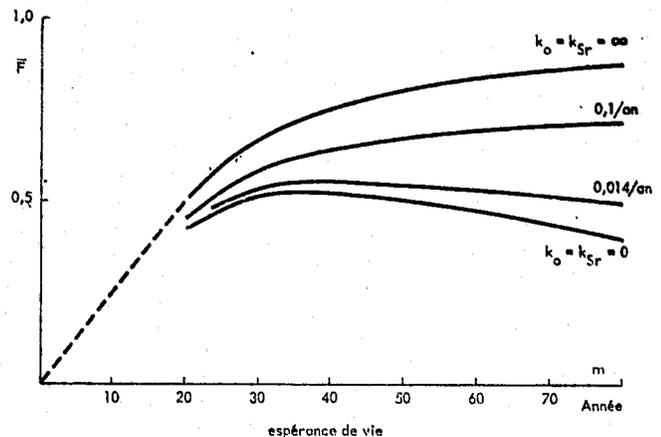


Figure 33.—Moyenne du facteur d'accroissement de la dose, calculée pour l'ensemble de la population et pour différents taux de renouvellement biologique, en fonction de l'espérance de vie³⁶⁵

en strontium 90 de l'alimentation en 1961, 1962 et 1963 peut être calculée à partir des valeurs du dépôt cumulatif et du dépôt annuel de strontium 90 pour chacune de ces années (tableau VII). Les teneurs annuelles moyennes correspondantes, pondérées selon la population, étaient respectivement de 17, 26 et 38 pCi de strontium 90 par gramme de calcium. La dose résultante au tissu osseux nouveau en 1963 était de 25 mrad. Elle ne peut se comparer directement aux doses relatives aux autres tissus pour lesquels on a calculé des doses engagées.

Strontium 89 et baryum 140

175. Comme le métabolisme du strontium 89 est le même que celui du strontium 90, les doses du premier isotope peuvent être calculées d'après les valeurs moyennes du rapport $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ dans le lait en utilisant des coefficients de débit de dose appropriés. Pour l'os et la moelle osseuse, ces coefficients sont de 1,5 et 0,33 mrad/an par picurie de strontium 90 et par gramme de calcium osseux. Le coefficient moyen \bar{F} d'accroissement de la dose pour le strontium 89 est de 0,005. Ces valeurs sont les mêmes que dans le rapport de 1962. D'après les chiffres des tableaux XVI et XVII, les rapports moyens $^{89}\text{Sr}/^{90}\text{Sr}$ dans le lait s'établissent à 2,6, 4,5 et 1,8 respectivement pour 1961, 1962 et 1963 dans l'hémisphère Nord. En appliquant ces rapports à l'ensemble de l'alimentation (ce qui tend à surestimer les doses), et en utilisant les concentrations moyennes du strontium 90 dans l'alimentation totale en 1961, 1962 et 1963 (paragraphe 174), on obtient pour ces années des teneurs annuelles de l'alimentation totale, pondérées selon la population, égales à 44, 117 et 68 pCi de strontium 90 par gramme de calcium.

176. En utilisant la dernière formule du paragraphe 171 et en prenant les coefficients relatifs de débit de dose pour le strontium 89 déposé en 1961, 1962 et 1963, on obtient des doses engagées de 0,43 mrad pour les os et de 0,09 mrad pour la moelle osseuse. En 1961 et 1962, environ 7 MCi de strontium 90 ont été injectés dans l'atmosphère, contre 5 MCi jusqu'en 1960. Les doses engagées dues au strontium 89 provenant de tous les essais effectuées jusqu'à la fin de 1962 peuvent donc être évaluées à $\frac{12}{7} \times 0,43 = 0,74$ mrad pour le tissu osseux et à 0,9 mrad pour la moelle osseuse.

177. Comme pour le strontium 90, on peut calculer, outre la dose engagée, la dose annuelle due au strontium 89 dans le tissu osseux nouvellement formé. En 1961 et en 1962, cette dose annuelle moyenne était égale à environ un tiers de la dose moyenne au tissu osseux nouvellement formé provenant du strontium 90 pendant ces mêmes années. Cette évaluation repose sur l'hypothèse que le régime alimentaire comprend du lait frais et surestime par conséquent la dose moyenne provenant du strontium 89. Il faut aussi souligner que l'irradiation par le strontium 90 se poursuit alors que les doses provenant du strontium 89 sont limitées à quelques années.

Césium 137

178. On calcule la dose engagée résultant de l'irradiation interne par le césium 137 en admettant que la valeur annuelle moyenne du rapport césium 137/potassium dans l'organisme (Q_i) peut être reliée au dépôt de césium 137 par la formule du paragraphe 134 et compte tenu les coefficients de proportionnalité moyens p_r et p_{2c} du tableau XXVII. Dans ces conditions, la charge corporelle

totale intégrée dans l'hémisphère Nord (Q_n) est donnée par la formule :

$$Q_n = \sum_{i=1}^{\infty} Q_i = (p_r + 2p_{2c}) \sum_{i=1}^{\infty} f_i = (p_r + 2p_{2c}) F_{co},$$

où F_{co} est le dépôt total prévu de césium 137 (mCi/km²) dans l'hémisphère Nord. La charge corporelle totale intégrée pour l'hémisphère Sud (Q_s) se calcule de manière analogue. En pondérant ces valeurs Q_n et Q_s selon la population et le dépôt total prévu dans chaque hémisphère, on obtient une moyenne mondiale pondérée de la charge corporelle intégrée de césium 137 égale à 640 pCi/an par gramme de potassium pour l'ensemble des essais effectués jusqu'ici.

179. Comme on l'a vu au paragraphe 122, on peut admettre aux fins de la dosimétrie que la distribution du césium 137 dans le corps est uniforme. On admet que le débit de dose, supposé constant, dû à 1 pCi de césium 137 par gramme de tissu est égal à 10 mrad/an ou, si l'on admet que l'organisme contient en moyenne 140 g de potassium, à 0,02 mrad/an par picurie par gramme de potassium, valeur déjà donnée dans le rapport de 1962. La valeur calculée de la dose engagée due à l'irradiation interne par le césium 137 est donc de 13 mrad pour l'ensemble des essais effectués jusqu'à la fin de 1962.

180. Les hypothèses faites ici pour le calcul de la dose engagée provenant du dépôt interne de césium 137 diffèrent de celles qui avaient été faites dans le rapport de 1962. Les valeurs résultantes ne sont donc pas directement comparables. On pense, toutefois, que l'estimation actuelle, établie d'après des renseignements récents, est plus satisfaisante.

Iode 131

181. La dose d'irradiation totale accumulée à la thyroïde (D) peut être exprimée par la formule

$$D = \frac{K \times I \times F \times T}{m},$$

où K = coefficient de débit de dose exprimé en mrad/jour par pCi/g de tissu; F = fraction de l'iode 131 qui parvient à la thyroïde; I = ingestion totale d'iode 131 (en picocuries) intégrée sur un temps donné; T = durée effective moyenne de séjour de l'iode 131 dans la thyroïde; et m = masse de la thyroïde. Pour calculer la dose thyroïdienne accumulée à la population d'enfants en bas âge et de jeunes enfants (tableau XXX, colonnes 6-8), on a donné les valeurs suivantes aux paramètres de l'équation ci-dessus :

K = 0,010 mrad/jour par picurie et par gramme; F = 0,3; I = produit des valeurs données dans les colonnes 3 à 5 du tableau XXX et de la consommation de lait, prise égale à 0,7 litre par jour; T = 11 jours³⁴¹; m = 2 g jusqu'à l'âge de 2 ans.

Les doses à la thyroïde indiquées dans le tableau XXX sont établies pour une consommation journalière de lait de 0,7 l et correspondent au groupe le plus exposé de la population, à savoir aux enfants qui sont nourris de lait frais au cours de leur première année de vie.

182. Il convient de souligner que selon des études récentes la masse de la thyroïde serait légèrement inférieure³⁴², et la fraction d'iode 131 absorbée inférieure aux chiffres ci-dessus^{250, 257, 343-345}. Il est à noter également que le lait utilisé pour l'alimentation des enfants peut être de trois origines: lait humain, lait frais d'animaux tels que la chèvre et la vache, et lait en poudre ou condensé (conservé). Seul le lait frais d'origine

animale peut contribuer à la présence de l'iode 131 dans cette alimentation. On a montré qu'aux Etats-Unis 50 p.100 environ des enfants en bas âge reçoivent du lait frais²¹⁰, et la proportion est probablement analogue dans la majeure partie de l'Europe²¹⁴. En conséquence, les chiffres indiqués dans le tableau XXX doivent être nettement plus grands que la dose totale moyenne à la thyroïde dans ce groupe d'âges.

183. Faute de données suffisantes sur la consommation de lait des adultes, on n'a pas calculé les doses dues à l'iode 131 pour ce groupe d'âges. On peut cependant relever qu'elles devraient normalement être 10 à 100 fois plus faibles que chez les enfants, puisque la masse de la thyroïde est environ 10 fois plus grande chez l'adulte et la consommation moyenne de lait sans doute beaucoup plus faible.

Radioéléments pénétrant dans les voies respiratoires et le tractus gastro-intestinal

184. On a relativement peu publié de dosages du plutonium 239 et d'autres produits de fission dans l'appareil respiratoire de l'homme. Les quelques renseignements disponibles sont résumés dans le tableau XXXVIII. La dose moyenne à l'ensemble de l'appareil respiratoire due à la totalité des radioéléments insolubles, évaluée à l'aide des données des tableaux établis par la Commission internationale de protection contre les radiations²⁴¹, est de l'ordre de quelques millirads par an pour 1962-1963, si l'on admet que les concentrations des radioéléments indiquées dans le tableau XXXVIII se sont maintenues pendant toute cette période. Comme les mesures ont été faites pour la plupart durant les périodes de concentration maximale des débris dans l'air, les concentrations effectives moyennes de 1961 à 1963 et les doses moyennes correspondantes reçues par l'organe considéré doivent être inférieures à celles du tableau. Lorsque les dosages ont été faits séparément pour les poumons et pour les ganglions lymphatiques trachéo-bronchiques, on a trouvé des concentrations 10 fois plus élevées dans les ganglions, ce qui indiquerait un débit de dose plus élevé d'autant.

185. On manque à l'heure actuelle de données sur l'activité artificielle totale ingérée de 1961 à 1963. Comme on l'a relevé dans le rapport de 1962, il est vraisemblable que la dose reçue par les intestins du fait des produits de fission entrant dans le tractus gastro-intestinal est négligeable.

Carbone 14

186. Comme on l'a vu au paragraphe 61, le taux de formation naturelle du carbone 14 est de $2,6 \times 10^{26}$ atomes par an. Le débit de dose d'irradiation dû à ce carbone 14 naturel est de 1,64 mrad/an pour les os, de 1,15 mrad/an pour les cellules qui tapissent les surfaces des os et de 0,71 mrad/an pour la moelle osseuse et les tissus mous. Ces valeurs sont celles que l'on a employées dans le rapport de 1962.

187. Comme on l'a montré également dans le rapport de 1962, la dose engagée D_{∞} est donnée par la formule

$$D_{\infty} = \gamma_0 \frac{Q}{B}$$

où γ_0 est le débit de dose dû au carbone 14 naturel, B le taux de formation naturelle du carbone 14 et Q la réserve totale de carbone 14 artificiel. Selon le tableau XV, la réserve de carbone artificiel à la fin de 1963 était de 65×10^{27} atomes environ. La dose engagée résultant des essais effectués jusqu'à la fin de 1963 est donc de 410

mrads pour les cellules osseuses, de 290 mrads pour les cellules qui tapissent les surfaces des os et de 180 mrads pour les tissus mous et la moelle osseuse.

188. La dose reçue au temps $1964 + t$ est donnée par la formule:

$$D_t = 10^{-2} \gamma_0 [220 + \int_0^t f(t) dt],$$

où $f(t)$ représente l'activité dans l'air due au supplément de carbone 14, exprimé en pourcentage de la réserve de carbone 14 naturel, t années après 1964. La dose est alors donnée par l'équation

$$D_t = 10^{-2} \gamma_0 [220 + \int_0^t (2,5e^{-0,00012t} + 64e^{-0,026t} + 26e^{-0,35t} - 26e^{-0,59t}) dt].$$

Pour $t = 36$, c'est-à-dire en l'an 2 000, la dose reçue sera égale à environ 7 p.100 de la dose engagée.

V. — Résumé

189. Dans la présente annexe, la plupart des doses considérées sont des doses engagées. On a utilisé cette notion parce qu'elle permettrait de calculer le nombre de dommages auxquels on pourrait s'attendre pour l'avenir du fait d'une série donnée quelconque d'essais si l'effectif de la population auquel s'applique la dose engagée et si les coefficients de proportionnalité appropriés caractérisant une relation dose-effet linéaire sans seuil étaient valables et connus. Le nombre de dommages serait alors simplement le produit de l'effectif de la population, du coefficient de proportionnalité et de la dose engagée.

190. Comme on l'a indiqué dans le rapport de 1962, lorsque le coefficient de proportionnalité n'est pas connu, on peut, au lieu de calculer le nombre total de dommages, évaluer les risques comparés en se fondant sur les doses provenant des sources naturelles de rayonnement.

191. Dans le rapport de 1962, les doses et les doses engagées étaient exprimées en rems. Depuis, la CIUMR a donné une nouvelle définition du rem, qui n'est plus maintenant une unité appropriée aux fins du Comité. Dans le présent rapport, les doses engagées sont exprimées en rads. Pour les irradiations résultant d'explosions nucléaires, le rad, utilisé ici, et le rem, tel qu'il avait été défini dans le rapport de 1962, sont numériquement équivalents. Dans le présent rapport, les doses résultant de l'irradiation naturelle sont aussi exprimées en rads, et leur valeur numérique sera par conséquent un peu plus petite que dans le rapport de 1962, où elles étaient exprimées en rems. Ces valeurs sont 99, 96 et 95 millirads aux gonades, aux cellules qui tapissent les surfaces des os et à la moelle osseuse, respectivement.

192. S'il est difficile de comparer des doses engagées résultant des essais nucléaires avec les doses provenant des sources naturelles de rayonnement, c'est en raison du caractère arbitraire de la période sur laquelle la dose d'irradiation naturelle doit être intégrée. En principe, plusieurs solutions seront possibles:

1) La dose engagée pourrait être comparée à la dose de rayonnement naturel reçue pendant une période égale à celle pendant laquelle est reçue une fraction importante de la dose engagée. Une telle comparaison pourrait être trompeuse, car l'irradiation due à des essais nucléaires futurs pourrait empiéter sur la période en question.

2) Comme dans le rapport de 1962, on pourrait aussi faire une comparaison avec la dose de rayonnement

naturel reçue pendant la période des essais; cela se justifie parce que c'est la dose engagée pendant cette période qu'il faut considérer, quelle que soit la source d'irradiation. Toutefois, cette comparaison peut aussi être considérée comme peu satisfaisante, parce que la période en question n'est pas facile à définir.

3) Une comparaison directe entre les doses engagées (millirads) et les débits de dose annuels dus au rayonnement naturel (millirad/an) n'est guère justifiée.

4) Une autre méthode, qui a aussi été utilisée dans le rapport de 1962, et que l'on adopte ici, consiste à exprimer les doses engagées par le temps durant lequel le rayonnement naturel devrait être doublé pour donner une augmentation de dose égale à la dose engagée.

193. Les doses engagées pour la population mondiale, résultant de la radioactivité dégagée dans l'atmosphère à la suite des explosions nucléaires provoquées jusqu'à la fin de 1962, époque à laquelle les essais ont pris fin, sont résumées dans le tableau XXXIX. Les doses engagées sont données pour des tissus particuliers et pour les plus importantes des substances radioactives introduites dans le milieu par les essais nucléaires. Les doses engagées calculées dans le rapport de 1962 pour la période d'essais 1954-1960 figurent dans le tableau pour comparaison. Pour le carbone 14, on a pensé qu'il convenait d'indiquer seulement la dose accumulée jusqu'à l'an 2000, époque

à laquelle les doses provenant des autres radioéléments auraient été reçues presque en totalité. Les doses engagées totales qui résulteraient du carbone 14 sur des milliers d'années sont indiquées dans une note au bas du tableau.

194. Si l'on considère séparément l'hémisphère Nord et l'hémisphère Sud, on constate que les doses engagées pour l'hémisphère Nord (non compris la contribution du carbone 14 après l'an 2000) sont un peu plus grandes que celles qui s'appliquent à la population du monde entier. D'autre part, les doses engagées pour l'hémisphère Sud sont beaucoup plus petites que la moyenne mondiale (dont elles représentent 20 p.100).

195. Pour tous les essais effectués avant janvier 1963, les temps pendant lesquels le rayonnement naturel devrait être doublé pour donner une augmentation de dose égale à la dose engagée pour la population mondiale sont approximativement 9 mois pour les gonades, 32 mois pour les cellules tapissant les surfaces des os et 20 mois pour la moelle osseuse. Ces temps ne sont pas directement comparables aux temps donnés dans le rapport de 1962 parce qu'ils ne tiennent compte que de la partie de la dose provenant du carbone 14 artificiel qui sera reçue avant l'an 2000. De plus, les temps indiqués dans le rapport de 1962 se rapportaient à la période d'essais 1954-1961 et reposaient sur une hypothèse concernant la pratique des essais en 1961.

TABLEAU I. — EVALUATION DU TEMPS DE SÉJOUR MOYEN DANS LA STRATOSPHERE PAR DIVERSES METHODES

| Radioélément | Date des mesures | Hémisphère | Temps de séjour moyen, T_m (années) | Méthode de calcul | Références |
|------------------------|------------------|--------------|---------------------------------------|-------------------|------------|
| ^{85}W | 1959-1960 | Nord | 0,6 | a | 23 |
| ^{90}Sr | 1960 | Nord | 2,0 | a | 23, 27 |
| ^{90}Sr | 1961 | Nord | 1,2 | a | 23, 27 |
| ^{90}Sr | 1963 | Nord | 2,1 | a | 23, 419 |
| ^{90}Sr | 1959, 1961 | Nord | 1,4 | b | 27 |
| ^{85}W | 1959-1960 | Sud | 1,8 | a | 23 |
| ^{90}Sr | 1959 | Sud | 2,3 | a | 23, 27 |
| ^{90}Sr | 1960 | Sud | 2,8 | a | 23, 27 |
| ^{90}Sr | 1961 | Sud | 2,0 | a | 23, 27 |
| ^{90}Sr | 1959, 1961 | Monde entier | 2,0 | b | 27 |
| ^{90}Sr | 1960 | Monde entier | 2,5 | a | 23, 27 |
| ^{90}Sr | 1961 | Monde entier | 1,8 | a | 23, 27 |
| ^{90}Sr | 1963 | Monde entier | 2,0 | a | 23, 419 |

a Calculé d'après la formule $T_m = 1/\ln \frac{I}{I-F}$, où I est la réserve stratosphérique en janvier et F le dépôt annuel ultérieur.

b Calculé d'après la formule $T_m = 1/\ln (F_1/F_2)$, où F_1 et F_2 sont les dépôts totaux en 1959 et 1961.

c Calculé d'après la formule $T_m = 1/\ln (I_1/I_2)$, où I_1 et I_2 sont les réserves stratosphériques en mai 1959 et en mai 1960 respectivement.

TABLEAU II. — EVALUATION DU TEMPS D'ÉCHANGE TROPOSPHERIQUE MOYEN ENTRE LES HÉMISPHERES

| Auteur | Traceur utilisé | Temps d'échange (années) |
|--|---|--------------------------|
| Fergusson ⁶⁶ | Dilution du carbone 14 dans l'atmosphère par la combustion de combustibles fossiles | < 1,8 |
| Münnich et Vogel ⁶⁷ | Carbone 14 provenant d'explosions | > 1-2 |
| Münnich et Vogel ¹⁴¹ | Carbone 14 provenant d'explosions | < 1 |
| Bolin et Keeling ^{64, 68} | CO ² de combustible fossile | > 0,9 |
| Junge ⁶⁸ d'après les données de Bishop et al ¹⁴⁰ | Méthane tritié | 3,4 |

TABEAU III. — VALEUR APPROXIMATIVE DE L'ÉNERGIE DE FISSION ET DE L'ÉNERGIE TOTALE LIBÉRÉES PAR LES ESSAIS D'ARMES NUCLÉAIRES EFFECTUÉS DANS L'ATMOSPHÈRE PAR TOUS LES PAYS⁷⁰

(mégatonnes)

| Années | Energie de fission | | Energie totale | |
|--------------|--------------------|------------|----------------|------------|
| | dans l'air | en surface | dans l'air | en surface |
| 1945-51..... | 0,02 | 0,5 | 0,2 | 0,6 |
| 1952-54..... | 1 | 37 | 1 | 59 |
| 1955-56..... | 5,6 | 7,5 | 11 | 17 |
| 1957-58..... | 31 | 9 | 57 | 28 |
| 1959-60..... | — | — | — | — |
| 1961..... | 25 | — | 120 | — |
| 1962..... | 76 | — | 217 | — |
| TOTAL | 140 | 54 | 406 | 105 |

TABEAU IV. — RÉSERVE TOTALE DE STRONTIUM 90^{23, 23, 430}
(mégacuries)

| | Mai 1960 | Mai 1961 | Avril 1962 | Janvier 1963 | Septembre 1963 (Prélim.) | Janvier 1964- (Prélim.) |
|---------------------------------------|-------------|-------------|-------------|--------------|--------------------------|-------------------------|
| Stratosphère | | | | | | |
| Hémisphère Nord | | | | | | |
| Jusqu'à 21 km..... | 0,25 | 0,22 | 1,11 | 4,51 | 2,61 | 2,7 |
| 21-30 km..... | 0,25 | 0,12 | 0,13 | 1,21 | 1,22 | 0,7 |
| Hémisphère Sud | | | | | | |
| Jusqu'à 21 km..... | 0,25 | 0,26 | 0,21 | 0,42 | 0,70 | 0,4 |
| 21-30 km..... | 0,19 | 0,12 | 0,05 | 0,10 | 0,43 | 0,2 |
| TOTAL dans la stratosphère | 0,94 | 0,72 | 1,50 | 6,24 | 4,96 | 4,0 |
| Troposphère..... | 0,03 | 0,03 | 0,16 | 0,32 | 0,20 | 0,30 |
| TOTAL dans l'atmosphère | 1,0 | 0,8 | 1,7 | 6,6 | 5,2 | 4,3 |
| Dépôt mondial^a..... | 5,0 | 5,2 | 5,8 | 6,7 | 8,6 | 9,0 |
| TOTAL général | 6,0 | 6,0 | 7,5 | 13,3 | 13,8 | 13,0 |

^a Les estimations pour les échantillons de sol ont été majorées de 15 p. 100 par rapport à celles données dans la référence 23, pour tenir compte d'une extraction radiochimique incomplète¹⁰⁸. Ces chiffres sont une évaluation indépendante du dépôt mondial de strontium 90 et ne sont pas ceux qui ont été utilisés pour les tableaux VII et VIII.

TABEAU V. — DÉPÔT MENSUEL ET ANNUEL MOYEN DE STRONTIUM 90 EN URSS^{81, 83, 418}

| Région de prélèvement | 1961 | 1962 | | | | 1962 total annuel | 1963 | | | | 1963 total annuel |
|---|------------------------------|------------------------------|--------------|--------------|--------------|---------------------|------------------------------|--------------|--------------|--------------|---------------------|
| | mCi/km ² par mois | mCi/km ² par mois | | | | | mCi/km ² par mois | | | | |
| | 4e trimestre | 1er trimestre | 2e trimestre | 3e trimestre | 4e trimestre | mCi/km ² | 1er trimestre | 2e trimestre | 3e trimestre | 4e trimestre | mCi/km ² |
| Région de Mourmansk..... | 0,22 | 0,29 | 2,1 | 1,3 | 0,70 | | | | | | |
| Région de Leningrad..... | 0,23 | 0,22 | 2,4 | 0,93 | 0,34 | | 0,3 | 1,5 | 2,3 | 0,22 | 13,0 |
| Région de Moscou..... | 0,15 | 0,33 | 1,7 | | | | | | | | |
| Kiev..... | | | | 0,40 | 0,40 | | 1,8 | 1,6 | 3,0 | 0,6 | 21,0 |
| Territoire de Kasnoïarsk..... | | 0,11 | | | | | 0,5 | 3,0 | 2,3 | 0,4 | 18,6 |
| Sud de Sakhaline..... | 0,24 | 0,19 | 1,0 | 1,0 | 1,1 | | 1,7 | 2,9 | 3,0 | 0,9 | 25,8 |
| Régions d'URSS en Asie centrale situées dans les zones indiquées. | | | | | | | | | | | |
| 60-70°N..... | | | | | | | 0,7 | 2,7 | 2,6 | 0,5 | 19,5 |
| 50-60°N..... | | | | | | | 1,1 | 3,4 | 2,9 | 0,7 | 24,3 |
| 40-50°N..... | | | | | | | 1,1 | 3,3 | 2,9 | 0,8 | 24,3 |
| 37-40°N..... | | | | | | | 1,2 | 2,2 | 1,1 | 0,6 | 15,3 |
| Moyenne pour l'URSS | | | | | | | | | | | |
| mCi/km ² | | 0,23 | 1,5 | 0,8 | 0,7 | 9,6 | 1,1 | 3,0 | 2,8 | 0,7 | 22,5 |

TABEAU VI. — DISTRIBUTION EN LATITUDE DU STRONTIUM 90 ESTIMÉE D'APRÈS LES DÉPÔTS DE LA RETOMBÉE RECUEILLIS MENSUELLEMENT^{27, 124, 276, 419}

| Bande de latitudes | 1961 mCi/km ² | 1962 mCi/km ² | 1963 mCi/km ² | Bande de latitudes | 1961 mCi/km ² | 1962 mCi/km ² | 1963 mCi/km ² |
|--------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|--------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| 80-70°N..... | n.d. ^a | 1,5 | 4,0 | 10- 0°N..... | 0,7 | 2,7 | 3,7 |
| 70-60°N..... | n.d. | 4,8 | 10,6 | 0-10°S..... | 0,58 | 1,8 | 1,2 |
| 60-50°N..... | 1,4 | 6,6 | 14,9 | 10-20°S..... | 0,53 | 0,74 | 0,78 |
| 50-40°N..... | 2,0 | 8,6 | 16,3 | 20-30°S..... | 0,87 | 1,2 | 1,1 |
| 40-30°N..... | 1,6 | 6,7 | 10,9 | 30-40°S..... | 0,96 | 0,91 | 1,5 |
| 30-20°N..... | 1,4 | 6,0 | 11,0 | 40-50°S..... | 0,72 | 1,3 | 1,5 |
| 20-10°N..... | 0,6 | 2,4 | 4,5 | | | | |

^a On ne dispose pas de données suffisantes.

TABEAU VII. — DÉPÔT ANNUEL ET CUMULATIF DE STRONTIUM 90^{27, 124, 276, 279, 419}

| Période | Hémisphère Nord 0-80°N | | Hémisphère Sud 0/50°S | | Total 50°S-80°N MCi |
|--|---------------------------|---------------------|--------------------------|---------------------|---------------------------|
| | MCi | mCi/km ² | MCi | mCi/km ² | |
| 1961..... | 0,31 | 1,2 | 0,15 | 0,77 | 0,46 |
| 1962..... | 1,3 | 5,2 | 0,23 | 1,2 | 1,5 |
| 1963..... | 2,3 | 9,1 | 0,23 | 1,2 | 2,5 |
| Dépôt cumulatif au 31 décembre 1963 ^a | 7,9 | 31 | 1,5 | 7,7 | 9,4 |

^a Corrigé pour la décroissance.

TABEAU VIII. — DÉPÔT CUMULATIF DE STRONTIUM 90 PAR BANDE DE LATITUDES ESTIMÉ D'APRÈS LES DONNÉES RELATIVES AU SOL ET LES MESURES DE LA RETOMBÉE MENSUELLE^{27, 104, 124, 276, 407, 419}

| Latitude | (Préliminaire) D'après l'analyse des échantillons de sol recueillis entre juin 1963 et mars 1964 ^a | | Estimé d'après les données relatives au sol en 1960 plus les précipitations jusqu'en décembre 1963 ^a |
|----------------------|---|-----|--|
| | mCi/km ² | MCi | |
| 70-80°N..... | 21 | 0,2 | 0,15 |
| 60-70°N..... | 32 | 0,6 | 0,6 |
| 50-60°N..... | 51 | 1,3 | 1,1 |
| 40-50°N..... | 58 | 2,0 | 1,6 |
| 30-40°N..... | 47 | 1,7 | 1,6 |
| 20-30°N..... | 40 | 1,6 | 1,7 |
| 10-20°N..... | 24 | 1,0 | 0,7 |
| 0-10°N..... | 8 | 0,3 | 0,5 |
| Hémisphère Nord..... | | 8,7 | 8,0 |
| 0-10°S..... | 5 | 0,2 | 0,3 |
| 10-20°S..... | 5 | 0,2 | 0,2 |
| 20-30°S..... | 7 | 0,2 | 0,3 |
| 30-40°S..... | 9 | 0,3 | 0,3 |
| 40-50°S..... | 7 | 0,2 | 0,3 |
| Hémisphère Sud..... | | 1,1 | 1,4 |
| TOTAL | | 9,8 | 9,4 |

^a Tous les résultats provenant de l'analyse de sols ont été majorés de 15 p. 100 pour tenir compte d'une extraction chimique incomplète.

TABLEAU IX. — VALEUR MOYENNE DU RAPPORT CÉSIMUM 137/STRONTIUM 90 DANS L'AIR STRATOSPHERIQUE ET DANS LES PRÉCIPITATIONS

| | Avant septembre 1961 | Après septembre 1961 |
|--|--|--|
| Moyenne des précipitations recueillies en 20 points de l'hémisphère Nord ^{45, 76} | janv.-août 1961 1,74 ± 0,05 ^a (36 observations) | sept. 1961-juin 1962 1,42 ± 0,04 (84 observations) |
| Echantillons recueillis par ballon dans la stratosphère au-dessus de San Angelo (Texas) ^b | janv.-août 1961 1,77 ± 0,06 (8 observations) | janv. 1962-mai 1963 1,51 ± 0,03 (21 observations) |
| Echantillons recueillis par avion dans la stratosphère ^{41, 408} | janv. 1959-mars 1960 1,71 ± 0,03 (217 observations) | mars 1962-oct. 1963 1,59 ± 0,02 (114 observations) |

^a Erreur type de la moyenne.

^b Chaque valeur mensuelle du rapport a été établie d'après des échantillons recueillis à plusieurs altitudes.

TABLEAU X. — DÉPÔT DE CÉSIMUM 137 CALCULÉ D'APRÈS LES DONNÉES SUR LE STRONTIUM 90 FIGURANT DANS LES TABLEAUX VII ET VIII

| Période | Hémisphère Nord 0-30°N | | Hémisphère Sud 0-50°S | | Total 50°S-30°N MCi |
|--|---------------------------|---------------------|--------------------------|---------------------|---------------------------|
| | MCi | mCi/km ² | MCi | mCi/km ² | |
| 1961..... | 0,5 | 2,0 | 0,25 | 1,3 | 0,78 |
| 1962..... | 1,9 | 7,5 | 0,30 | 1,5 | 2,2 |
| 1963..... | 3,5 | 14 | 0,30 | 1,5 | 3,8 |
| Dépôt cumulatif au 31 décembre 1963 ^a ... | 13,2 | 52 | 2,5 | 13 | 15,7 |

^a Corrigé pour la décroissance.

TABLEAU XI. — DÉPÔT DE STRONTIUM 89^{27, 124, 378}

| Bande de latitudes | 1961 | | 1962 | | 1963 | |
|--------------------|---------------------|-------------------|---------------------|------|---------------------|------|
| | mCi/km ² | MCi | mCi/km ² | MCi | mCi/km ² | MCi |
| 80-70°N..... | n.d. ^a | n.d. ^a | 13 | 0,16 | 5,4 | 0,06 |
| 70-60°N..... | n.d. ^a | n.d. ^a | 90 | 1,7 | 70 | 1,3 |
| 60-50°N..... | n.d. ^a | n.d. ^a | 105 | 2,7 | 81 | 2,1 |
| 50-40°N..... | 53 | 1,8 | 135 | 4,2 | 103 | 3,3 |
| 40-30°N..... | 44 | 1,6 | 135 | 4,9 | 93 | 3,4 |
| 30-20°N..... | 33 | 1,3 | 107 | 4,3 | 80 | 3,2 |
| 20-10°N..... | 15 | 0,65 | 61 | 2,6 | 27 | 1,2 |
| 10- 0°N..... | 16 | 0,73 | 49 | 2,2 | 28 | 1,2 |
| 0-80°N..... | 31 | 6,1 | 95 | 24 | 63 | 15,8 |
| 0-10°S..... | 13 | 0,59 | 29 | 1,3 | 12 | 0,52 |
| 10-20°S..... | 0,0 | 0,0 | 16 | 0,69 | 1,4 | 0,06 |
| 20-30°S..... | 0,0 | 0,0 | 15 | 0,60 | 2,9 | 0,12 |
| 30-40°S..... | 0,0 | 0,0 | 9,2 | 0,33 | 2,7 | 0,10 |
| 40-50°S..... | 0,0 | 0,0 | 7,7 | 0,24 | 1,8 | 0,06 |
| 0-50°s..... | | | 16 | 3,2 | 4,4 | 0,86 |

^a On ne dispose pas de données.

TABLEAU XII. — DÉPÔT DE CÉSIMUM 137, DE ZIRCONIUM 95, DE BARYUM 140 ET DE CÉRIUM 144 (mCi/km²)
À MILFORD HAVEN ET CHILTON (ROYAUME-UNI) ET D'IODE 131 À CHILTON¹²

| Époque | Pluie cm | Milford Haven | | | | Pluie cm | Chilton | | | | |
|----------------|-------------|-------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------|-------------------|------------------|-------------------|-------------------|------------------|
| | | ¹³⁷ Cs | ⁹⁵ Zr | ¹⁴⁰ Ba | ¹⁴⁴ Ce | | ¹³⁷ Cs | ⁹⁵ Zr | ¹⁴⁰ Ba | ¹⁴⁴ Ce | ¹³¹ I |
| 1962 | | | | | | | | | | | |
| Janvier..... | 12,1 | 1,2 | 25 | 5,1 | 21 | 10,6 | 0,91 | 26 | 3,2 | 9,8 | n.d. |
| Février..... | 2,3 | 2,3 | 6,8 | 0,3 | 5,2 | 0,9 | 0,15 | 2,8 | 0,14 | 2,2 | n.d. |
| Mars..... | 9,6 | 2,1 | 26 | 0,5 | 17 | 3,3 | 0,54 | 7,8 | 0,10 | 6,9 | n.d. |
| Avril..... | 5,4 | 1,1 | 4,3 | n.d. | 8,8 | 4,1 | 0,95 | 8,7 | n.d. | 10,7 | n.d. |
| Mai..... | 6,6 | 1,7 | 3,0 | n.d. | 16 | 4,3 | 0,80 | 5,3 | n.d. | 10,3 | n.d. |
| Juin..... | 3,4 | 1,0 | 4,2 | n.d. | 12 | 0,5 | 0,27 | 1,3 | n.d. | 3,8 | n.d. |
| Juillet..... | 4,5 | 1,2 | 3,2 | n.d. | 7,5 | 2,8 | 0,81 | 3,1 | n.d. | 6,7 | n.d. |
| Août..... | 11,4 | 1,5 | 5,5 | 3,5 | 18 | 11,3 | 1,3 | 4,4 | 1,2 | 14 | n.d. |
| Septembre..... | 13,7 | 1,2 | 7,1 | 18 | 17 | 8,1 | 0,77 | 6,6 | 13 | 6,7 | 40 |
| Octobre..... | 3,3 | 0,38 | 6,2 | 13 | 5,5 | 3,5 | 0,29 | 3,4 | 8,4 | 3,3 | 8,4 |
| Novembre..... | 8,68 | 1,0 | 14 | 33 | 14 | 8,3 | 0,73 | 13 | 34 | 14 | 7,5 |
| Décembre..... | 8,75 | 1,2 | 20 | 35 | 23 | 5,2 | 0,51 | 20 | 21 | 12 | 12 |
| 1963 | | | | | | | | | | | |
| Janvier..... | 2,3 | 0,4 | 7,9 | 3,7 | 6,8 | 2,8 | 0,62 | 13 | 8,5 | 15 | 1,2 |
| Février..... | 5,5 | 1,6 | 16 | 4,5 | 21 | 1,0 | 0,57 | 5,8 | 1,0 | 8,3 | n.d. |
| Mars..... | 12,8 | 4,5 | 27 | 2,6 | 54 | 10,0 | 3,4 | 27 | 1,5 | 37 | n.d. |
| Avril..... | 10,9 | 3,9 | 24 | 0,1 | 46 | 5,6 | 2,9 | 15 | n.d. | 32 | n.d. |
| Mai..... | 4,8 | 4,1 | 15 | n.d. | 52 | 2,2 | 1,5 | 5,0 | n.d. | 19 | n.d. |
| Juin..... | 9,6 | 4,9 | 19 | n.d. | 50 | 5,7 | 3,1 | 11 | n.d. | 40 | n.d. |
| Juillet..... | 5,2 | 2,0 | 4,8 | n.d. | 26 | 4,4 | 2,1 | 4,2 | n.d. | 25 | n.d. |

TABLEAU XIII. — SOMME DES DÉPÔTS MENSUELS (mCi/km²) DE RADIOÉLÉMENTS
À COURTE PÉRIODE EN 1962

| Point de prélèvement | ⁹⁰ Sr | ⁹⁵ Zr | ¹⁰³ Ru | ¹⁰⁶ Ru | ¹³¹ I | ¹⁴⁰ Ba | ¹⁴⁴ Ce | ¹⁴⁷ Ce |
|--------------------------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Etats-Unis | | | | | | | | |
| Westwood (N. J.) ²⁷ | 240 | 390 | | | | | 160 | 305 |
| Pittsburgh (Pa.) ²⁷ | 190 | 290 | | | | | 360 | 290 |
| Richmond (Cal.) ²⁷ | 90 | 110 | | 41 | | | 53 | 73 |
| Houston (Tex.) ²⁷ | 180 | 340 | | | | 330 | 220 | 300 |
| Royaume-Uni | | | | | | | | |
| Milford Haven ⁴⁵ | 161 | 125 | | | | 108 | | 165 |
| Chilton ⁴⁵ | 63 | 103 | | | 68 | 81 | | 100 |
| Italie | | | | | | | | |
| Ispira ³¹ | 131 | 270 | 190 | 190 | | | 110 | 350 |

TABLEAU XIV. — RÉPARTITION DU CARBONE ET DU CARBONE 14 NATUREL ENTRE LES RÉSERVOIRS CAPABLES D'ÉCHANGES²³

| Réservoir de carbone | Masse de carbone (g/cm ²) ^a | Contenu en carbone 14 naturel (10 ²¹ atomes) | Réservoir de carbone | Masse de carbone (g/cm ²) ^a | Contenu en carbone 14 naturel (10 ²¹ atomes) |
|----------------------------|---|---|--|---|---|
| Atmosphère..... | 0,12 | 40 | Couches superficielles de l'océan (au-dessus du thermocline)... | 0,18 | 55 |
| Biosphère (terrestre)..... | 0,06 | 19 | Reste de l'océan..... | 7,5 | 2 000 |
| Humus..... | 0,20 | 55 | | | |
| | | | TOTAL | 8,1 | 2 170 |

^a Grammes par centimètre carré de la surface de la Terre.

TABLEAU XV. — RÉPARTITION DE L'EXCÉDENT DE CARBONE 14 ENTRE LES RÉSERVOIRS ET RÉSERVE TOTALE^{1, 23, 24, 423}
(10²¹ atomes)

| Réservoir | Juillet 1957 | Juillet 1958 | Juillet 1959 | Novembre 1960 | Mai-juin 1961 | Mars-avril 1963 | Juillet 1963 | Janvier 1964 |
|------------------------------|-----------------|-----------------|-------------------|------------------|------------------|--------------------|-----------------|-----------------|
| Stratosphère..... | 7,4 | 8,4 | 12,0 ^a | 6,4 | 8,1 | 23,6 | 26,7 | 22,0 |
| Troposphère..... | 2,5 | 4,0 | 6,7 | 10,5 | 11,8 | 24,5 | 28,4 | 26,0 |
| Océan ^a | 0,5 | 1,2 | 2,2 | 5,1 | 6,2 | 12,1 | 13,4 | 15,4 |
| Biosphère ^a | 0,1 | 0,2 | 0,4 | | | | | |
| TOTAL | 10,5 | 13,8 | 20,0 | 21,4 | 25,3 | 60,2 | 68,5 | 63,4 |

^a Valeurs calculées. Pour ce qui est de l'absorption dans l'océan, on admet que celle-ci représente annuellement 20 p. 100 du carbone 14 contenu dans la troposphère.

TABLEAU XVI. — RAPPORT DU STRONTIUM 90 AU CALCIUM DANS LE LAIT

(Les valeurs sont données en picocuries et par gramme de calcium et sont des moyennes annuelles, sauf indication contraire.)

Nature de l'étude: A. — Etude étendue systématique

B. — Etude locale systématique

C. — Prélèvements irréguliers

| Lieu | Latitude | 1961 | 1962 | 1963 | Nature de l'étude | Références |
|-------------------------------|-----------|-----------------------|---------------------|---------------------|-------------------|-------------------------|
| AMÉRIQUE DU NORD | > 15°N | | | | | |
| Canada..... | 40-55°N | 8,4 ^a | 19,4 ^a | 27,8 ^a | A | 262, 263 |
| Etats-Unis..... | 25-48°N | 7 ± 2 ^b | 11 ± 4 ^b | 19 ± 6 ^b | A | 164 |
| Alaska..... | 62°N | 7 | 9 | 18 | A | 164 |
| New York (N. Y.)..... | — | 6,7 | 12 | 26 | B | 165 |
| Chicago (Ill.)..... | — | 4,3 | 7,0 | 14,1 | C | 165 |
| San Francisco (Cal.)..... | — | 1,7 | 3,5 | 10,2 | C | 165 |
| Mexique..... | ~ 15-30°N | — | 0,9 | 0,9 ^o | B | 267 |
| EUROPE | > 30°N | | | | | |
| Autriche..... | 47-49°N | 10,3 | 16,9 | — | A | 268, 386 |
| Belgique..... | ~ 50°N | 4,2 ^d | — | — | A | 79 |
| Tchécoslovaquie..... | 48-51°N | 4,6 ^e | 8,4 ^f | — | C | 269 |
| Danemark..... | 55-60°N | 4,1 | 10,1 ^g | 23,8 ^g | A | 97, 167, 179 |
| | | | 8,1 ^h | 24,1 ^h | | |
| Iles Féroé..... | 60-70°N | — | 68 | 131 | A | 98, 179 |
| Finlande..... | 60-67°N | 5,6 ^h | 13,0 ^h | 22,7 ^h | A | 270 |
| France..... | 42-50°N | 7,9 | 16,8 | 26,7 ⁱ | A | 282 |
| Allemagne (Rép. féd.)..... | 43-55°N | — | — | 17,4 [*] | * | 387 |
| Irlande..... | 52-55°N | — | 21,5 ⁱ | 23,7 ^k | A | 169, 272 |
| Italie..... | 37-47°N | 5,7 ^l | 12,4 ^l | — | A | 42, 100, 101, 273 |
| Pays-Bas..... | 52-54°N | 4,4 | 9,3 ^{aa} | 24,5 ^{aa} | A | 274, 275, 388 |
| Norvège..... | 58-70°N | 12,1 ^a | 18,5 ^a | — | A | 88, 276 |
| Pologne..... | 50-55°N | 5,8 ^{ba} | 7,8 ^{bo} | — | A | 183, 184 |
| Suède..... | 55-70°N | — | — | 26 | C | 277 |
| Suisse..... | ~ 47°N | 7,7-18,9 ^b | 16,7 ^a | — | B | 278, 279 |
| Royaume-Uni..... | 50-60°N | 5,9 ^h | 11,7 ^h | 25,6 ^h | A | 168, 169, 280 |
| URSS | | | | | | |
| Région de Moscou..... | ~ 55°N | 4,4 | 6,4 ^m | — | B | 281 |
| Région de Riazan..... | ~ 55°N | 6,1 ^r | — | — | C | |
| PROCHE-ORIENT | > 30°N | | | | | |
| Israël..... | | — | 4,8 ^u | 8,7 ^m | C | 283 |
| ASIE | | | | | | |
| Inde (Bombay)..... | 20°N | 1,4 | 2,6 | — | B | 284, 285 |
| EXTRÊME-ORIENT | | | | | | |
| Japon..... | 30-50°N | — | 8,8 | 14,9 | AC | 186, 286, 287, 288, 289 |
| PACIFIQUE | | | | | | |
| Etats-Unis (Hawaii)..... | 21°N | 4 | 4 | 9 | B | 164 |
| AMÉRIQUE CENTRALE | | | | | | |
| Etats-Unis, Porto Rico..... | 18°N | 3 | 9 | 12 | B | 164 |
| AMÉRIQUE DU SUD | | | | | | |
| Argentine (littoral)..... | ~ 36°S | 2,5 | 3,3 | 3,7 | B | 265 |
| AFRIQUE | | | | | | |
| RAU..... | 20-30°N | 4,6 ^x | 7,7 ^y | 16,0 ^y | A | 290, 291, 292 |
| OCÉANIE | | | | | | |
| Australie..... | 10-40°S | 4,4 ^a | 5,9 ^a | 5,8 ^{yy} | A | 293, 294, 395 |
| Nouvelle-Zélande..... | 35-47°S | 4,9 ^a | 6,1 ^a | 7,1 ^a | A | 295, 296, 389 |

* Inconnue.

^a Moyenne non pondérée de toutes les stations.

^b Moyenne nationale pondérée selon la population.

^c Février-juillet seulement.

^d Juillet-décembre seulement.

^e Prélèvements limités sur 9 mois.

^f Prélèvements limités sur 4 mois de 1962.

^g Moyenne nationale pour le lait en poudre, pondérée selon la production.

^h Moyenne nationale pour le lait frais, pondérée selon la production.

ⁱ Janvier-août, moyenne non pondérée de 7 stations de prélèvement.

^j Avril-décembre seulement.

^k Septembre 1962-septembre 1963.

^l Moyenne pondérée selon la population.

^m Janvier-juin seulement.

ⁿ Août 1960-juillet 1961.

^o Août 1961-juillet 1962.

^p Intervalle de valeurs pour les plaines et les montagnes respectivement.

^q Janvier-mai seulement.

^r Avril-décembre seulement.

^s Région du Delta, juillet-décembre seulement.

^t Moyenne de la région du Delta et de la Haute-Egypte.

^u Janvier-février seulement.

^v Janvier-septembre seulement.

^{aa} Moyenne nationale pondérée selon la consommation.

TABLEAU XVII. — STRONTIUM 90 DANS LE LAIT EN 1961, 1962 ET 1963
(Moyennes annuelles en picocuries par gramme de calcium, sauf indication contraire)

Nature de l'étude: A. — Etude étendue systématique
B. — Etude locale systématique
C. — Prélèvements irréguliers

| Lieu | Latitude | 1961 | 1962 | 1963 | Nature de l'étude | Références |
|-----------------------------|----------|---------------------|----------------------|----------------------|-------------------|---------------|
| AMÉRIQUE DU NORD | | | | | | |
| Canada..... | 40-55°N | — | 106 ^{b, o} | 32 ^b | A | 262, 263 |
| Etats-Unis..... | 25-48°N | 9 ± 6 ^a | 38 ± 34 ^a | 37 ± 21 ^a | A | 164 |
| Alaska (Etats-Unis)..... | 62°N | 14 | 45 | 25 | B | 164 |
| EUROPE | | | | | | |
| Danemark..... | 50-60°N | 18 ^b | 48 ^b | 56 ^b | A | 97, 167, 179 |
| Iles Féroé..... | 60-70°N | — | 333 ^o | 352 | A | 98, 179 |
| Italie..... | 37-47°N | — | 63 ^a | — | A | 100, 101 |
| Pays-Bas..... | 52-54°N | — | 44 ^b | 32 ^{b, t} | A | 246 |
| Royaume-Uni..... | 50-60°N | 140 ^{d, o} | 60 ^o | 45 ^o | A | 168, 169, 280 |
| AMÉRIQUE CENTRALE | | | | | | |
| Porto Rico (Etats-Unis).... | 18°N | 13 | 61 | 59 | B | 164 |
| PACIFIQUE | | | | | | |
| Hawaii (Etats-Unis)..... | 21°N | 2 | 24 | 15 | B | 164 |

^a Moyenne nationale pondérée selon la population ± écart type.

^b Moyenne non pondérée de toutes les stations de prélèvement.

^c Avril-décembre seulement.

^d Octobre-décembre seulement.

^e Moyenne nationale pondérée selon la production.

^f Janvier-juin.

TABLEAU XVIII. — STRONTIUM 90 ET CALCIUM DANS L'ALIMENTATION TOTALE ET DANS LES DIVERS ALIMENTS
(Calcium en grammes par jour entre parenthèses. Strontium 90 en picocuries par jour. Rapport ⁹⁰Sr/Ca dans l'alimentation totale en pCi/g Ca colonne 10)

Nature de l'étude: A. — Etude étendue sur des aliments déterminés
B. — Analyses étendues systématiques de l'alimentation
C. — Prélèvements locaux réguliers
D. — Prélèvements irréguliers

| Lieu | Latitude | Année | Lait et produits laitiers | Céréales | Fruits et légumes à feuilles | Racines comestibles | Divers | Nature de l'étude | Total (pCi/g Ca) | Références |
|--|----------|-------|---------------------------|----------|------------------------------|---------------------|----------------------|-------------------|----------------------|------------|
| AMÉRIQUE DU NORD | | | | | | | | | | |
| Groenland..... | > 60°N | 1962 | 3,2 | 4,6 | 0,5 ^a | 0,2 ^b | 1,5-6,6 ^o | A | 6,6-9,9 ^o | 99 |
| Etats-Unis..... | 25-49°N | | (0,64) | (0,16) | (0,10) | (0,04) | (0,11) | | | |
| New York (N. Y.)..... | | 1961 | 4,8 | 1,8 | 1,1 | 1,0 | 1,4 | C | 9,7 | 165 |
| | | 1962 | 6,7 | 2,5 | 1,6 | 1,1 | 1,7 | C | 12,8 | 165 |
| | | 1963 | 18,4 | 6,6 | 2,6 | 1,3 | 2,8 | C | 30,0 | 165 |
| Chicago (Ill.)..... | | 1961 | 2,6 | 1,9 | 1,1 | 0,7 | 0,9 | C | 7,1 | 165 |
| | | 1962 | 4,3 | 2,8 | 1,2 | 0,8 | 1,4 | C | 10,7 | 165 |
| | | 1963 | 8,4 | 6,4 | 2,0 | 1,1 | 1,5 | C | 19,2 | 165 |
| San Francisco (Cal.)..... | | 1961 | 1,1 | 0,8 | 0,4 | 0,5 | 0,7 | C | 3,3 | 165 |
| | | 1962 | 2,4 | 1,5 | 0,4 | 0,5 | 0,8 | C | 5,2 | 165 |
| | | 1963 | 6,9 | 3,9 | 0,9 | 0,7 | 1,6 | C | 12,6 | 165 |
| Etats-Unis (échantillons de régime alimentaire dans les établissements) ^t | | 1961 | | | | | | B | 7 | 366 |
| | | 1962 | | | | | | B | 5-11 ^v | 366 |
| | | 1963 | | | | | | B | 10 | 366 |
| | | | | | | | | | 5-20 ^v | |
| | | | | | | | | | 22 | 366 |
| | | | | | | | | | 9-35 ^v | |
| Etats-Unis — Alaska (échantillons de régime alimentaire dans les établissements)..... | 62°N | 1961 | | | | | | C | 7 | 366 |
| | | 1962 | | | | | | C | 12 | 366 |
| | | 1963 | | | | | | C | 24 | 366 |

TABLEAU XVIII. — STRONTIUM 90 ET CALCIUM DANS L'ALIMENTATION TOTALE ET DANS LES DIVERS ALIMENTS (suite)
 Calcium en grammes par jour entre parenthèses. Strontium 90 en picocuries par jour. Rapport ⁹⁰Sr/Ca dans l'alimentation
 totale en pCi/g Ca (colonne 10)

Nature de l'étude: A.—Etude étendue sur des aliments déterminés.
 B.—Analyses étendues systématiques de l'alimentation.
 C.—Prélèvements locaux réguliers.
 D.—Prélèvements irréguliers.

| Lieu | Latitude | Année | Lait et produits laitiers | Céréales | Fruits et légumes à feuilles | Racines comestibles | Divers | Nature de l'étude | Total (pCi/g Ca) | Référence |
|--|----------|-------------------|---------------------------|----------|------------------------------|---------------------|---------------------|-------------------|-------------------|-----------|
| EUROPE | > 30°N | | | | | | | | | |
| Autriche..... | | | (0,52) | (0,08) | (0,05) | (0,02) | (0,04) | | | |
| | | 1961 | 5,9 | 2,6 | 0,8 | 0,5 | — | A | 13,8 | 268 |
| | | 1962 | | | | | | A | 26,7 ^d | 297, 386 |
| | | 1963 | | | | | | | 32,7 ^e | |
| Danemark..... | | 1961 | 3,1 | 3,8 | 1,5 ^a | 0,5 ^b | 0,4 | A,B | 5,9 | 167 |
| | | 1962 | 7,6 | 7,3 | 3,1 ^a | 0,5 ^b | 1,1 | A | 12,4 | 97 |
| | | 1963 | 17,9 | 28,0 | 4,4 ^a | 0,9 ^b | 2,0 | A | 31,3 | 179 |
| | | | | | | | | B | 30,8 ^f | |
| Iles Féroé..... | | 1962 | 27,8 | 7,5 | 1,5 ^a | 2,7 ^b | 4,8 | A | 26,9 | 98 |
| | | 1963 | 54,0 | 27,8 | 2,2 ^a | 5,0 ^b | 7,1 | A | 58,5 | 179 |
| Allemagne (Rép. féd.)..... | | 1962 | | | | | | C | 19,8 ^g | 298 |
| | | 1963 | | | | | | | | |
| France ^u | 42-50°N | | (0,54) | (0,07) | (0,09) | (0,04) | | | | |
| | | 1961 | 3,9 | 1,6 | 0,9 | 0,4 ^b | | A | 9,2 | 374 |
| | | 1962 | 8,1 | 1,8 | 2,1 | 0,5 ^b | | A | 16,9 | 374 |
| Pologne | | | | | | | | | | |
| Villes..... | | | (0,43) | (0,16) | (0,04) | (0,03) | (0,04) | | | |
| | | 1961 ^h | 2,5 | 8,1 | 0,9 | 1,2 ^b | 0,4 | A | 18,2 | 184 |
| | | 1962 ⁱ | 3,1 | 7,0 | 0,8 | 1,3 ^b | 0,4 | A | 17,8 | 183 |
| | | 1963 | | | | | | | | |
| Régions rurales..... | | | (0,88) | (0,22) | (0,07) | (0,04) | (0,02) | | | |
| | | 1961 ^h | 5,1 | 10,7 | 1,3 | 1,6 ^b | 0,1 | A | 15,4 | 184 |
| | | 1962 ⁱ | 6,2 | 9,5 | 1,4 | 1,6 ^b | 0,1 | A | 15,2 | 183 |
| | | 1963 | | | | | | | | |
| Royaume-Uni..... | | | (0,59) | (0,05) | (0,06) | (0,02) | (0,36) ^k | | | |
| | | 1961 | 3,4 | 1,0 | 0,6 | 0,6 | 1,0 ^j | A | 6,2 | 168 |
| | | 1962 | 6,6 | 0,9 | 1,1 | 0,6 | 1,5 ^j | A | 9,9 | 169 |
| | | 1963 | 14,6 | 3,4 | 2,2 | 1,3 | 3,2 ^j | A | 22,8 | 280 |
| EXTRÊME-ORIENT | 30-45°N | | | | | | | | | |
| Japon..... | | 1961 | | 2,7 | 3,0 ^l | 2,2 | 0,6 ^m | D ⁿ | 18,5 | 170, 221 |
| | | | | (0,05) | (0,14) | (0,08) | (0,20) | | | |
| | | 1962 | | 1,3 | 5,6 ^l | 2,6 | 1,1 ^m | D ^o | 17,8 | 170, 221 |
| | | | | (0,07) | (0,28) | (0,05) | (0,20) | | | |
| | | 1963 | | 1,7 | 9,4 ^l | 3,5 | 0,8 ^m | D ^p | 24,6 | 170, 221 |
| | | | | (0,05) | (0,31) | (0,07) | (0,20) | | | |
| AFRIQUE | | | | | | | | | | |
| RAU (région du Delta)..... | < 30°N | 1961 | — | — | — | — | — | C ^r | 5,6 | 290 |
| | | 1962 | — | — | — | — | — | C | 10,8 | 291 |
| | | 1963 | — | — | — | — | — | B | 13,7 ^a | 292 |
| AMÉRIQUE DU SUD | | | | | | | | | | |
| Argentine (littoral)..... | ~ 35°S | | (0,45) | (0,02) | (0,11) | (0,02) | (0,06) | | | |
| | | 1963 | 1,7 | 0,5 | 1,2 | 0,4 | 0,5 | B | 6,5 | 265 |
| Océanie | | | | | | | | | | |
| Hawaii (échantillons de régime alimentaire dans les établissements)..... | 21°N | 1961 | | | | | | C | 8 | 366 |
| | | 1962 | | | | | | C | 10 | 366 |
| | | 1963 | | | | | | C | 16 | 366 |
| Australie..... | 10-40°S | | (0,64) | (0,05) | (0,07) | (0,01) | (0,05) | | | |
| | | 1961 | 2,8 | 0,4 | 0,4 | 0,1 | 0,2 | A | 4,7 | 293 |
| | | 1962 | 3,8 | 0,3 | 0,5 | 0,2 | 0,1 | A | 5,9 | 294 |

^a Fruits et légumes.
^b Pommes de terre seulement.
^c Suivant l'origine de l'eau de boisson.
^d Villes.
^e Pays.
^f Moyenne nationale pondérée selon la population.
^g Echantillons de la ration alimentaire journalière entre juillet et octobre dans un hôpital de Munich.
^h Août 1960-juillet 1961.
ⁱ Août 1961-juillet 1962.
^j Y compris l'eau de boisson et le thé.
^k Y compris *creta praeparata*.
^l Y compris les algues.

^m Y compris poissons et crustacés, produits laitiers, œufs et viande.
ⁿ Octobre 1961 à Tokyo seulement.
^o Quatre séries d'échantillonnage, chacune dans quatre localités.
^p Trois séries d'échantillonnage, chacune dans quatre localités, janvier-juin seulement.
^r Second semestre de 1961 seulement.
^s Moyenne pour la Haute et la Basse-Egypte.
^t Etude étendue sur l'alimentation dans 21 internats des Etats-Unis, fondée sur des régimes alimentaires composés pour des enfants et adolescents de 6 à 18 ans.
^u Chiffres représentatifs du Sud-Est de la France.
^v Valeurs extrêmes des moyennes annuelles obtenues pour les diverses écoles.

TABLEAU XIX. — QUOTIENT STRONTIUM 90/CALCIUM (ALIMENTATION VARIÉE)

STRONTIUM 90/CALCIUM (LAIT)

| Lieu | 1960 | 1961 | 1962 | 1963 | Références |
|--|------|---------------------|---------------------|------|--------------------|
| AMÉRIQUE DU NORD | | | | | |
| Etude sur 3 villes des Etats-Unis | | | | | |
| New York..... | 1,5 | 1,4 | 1,3 | 1,3 | 165, 245, 309, 310 |
| Chicago..... | 1,4 | 1,9 | 1,8 | 1,5 | |
| San Francisco..... | 1,7 | 1,9 | 1,7 | 1,2 | |
| Etude par sondage dans les établissements..... | — | 1,5 | 1,2 | 1,4 | 182, 245, 309, 310 |
| EUROPE | | | | | |
| Royaume-Uni..... | 1,0 | 1,0 | 0,9 | 0,9 | 169, 280 |
| Danemark..... | 1,7 | 1,4 | 1,4 | — | 97, 167 |
| Pologne..... | — | 2,5(r) ^a | 2,2(r) ^a | — | 183, 184 |
| | | 3,2(u) ^b | 2,7(u) ^b | — | |
| Autriche..... | — | 1,3 | — | — | 268 |
| ASIE | | | | | |
| Japon..... | 3,0 | — | ~ 2,0 | — | 1, 185, 186 |
| AFRIQUE | | | | | |
| RAU (région du Delta)..... | — | 1,2 | 1,4 | — | 290, 291 |
| AUSTRALIE | | | | | |
| | — | 1,2 | 1,1 | — | 293, 294 |

^a r = régions rurales.

^b u = régions urbaines.

TABLEAU XX. — STRONTIUM 90 DANS LES OS HUMAINS

(pCi ⁹⁰Sr/g Ca)

(Entre parenthèses, nombre d'échantillons)

| Lieu | Année | Nouveaux-nés, mort-nés | 0-1 an | 1 an | 2 ans | 3 ans | 4 ans | 5-19 ans | > 19 ans | Os étudiés (adultes) | Références |
|----------------------------|-------------|------------------------|--------------|-------------|--------------|--------------|-------------|--------------|--------------|----------------------|---------------|
| AMÉRIQUE DU NORD | | | | | | | | | | | |
| 30-50°N | | | | | | | | | | | |
| Canada..... | 1961 | — | 2,11 (1) | — | 1,99 (5) | — | — | 1,86 (6) | 1,00 (87) | Vertèbres | 318, 319 |
| | 1962 | 1,25 (4) | 2,20 (5) | — | 3,24 (7) | — | — | 1,61 (8) | 1,21 (36) | Vertèbres | |
| Etats-Unis | | | | | | | | | | | |
| New York (N. Y.)..... | 1961 | — | 3,43 (8) | 2,67 (5) | 2,34 (2) | 2,05 (5) | 1,74 (4) | 1,24 (35) | 0,83 (7) | Vertèbres | 320, 321, 322 |
| | 1962 | — | 3,81 (16) | 3,05 (8) | 2,68 (4) | 2,61 (10) | 1,93 (3) | 1,84 (26) | 1,00 (14) | Vertèbres | |
| | 1963 | | | | | | | | | | |
| | Janv.-juin | — | — | 3,49 (1) | 2,44 (3) | 1,54 (1) | 2,22 (1) | 1,82 (16) | 1,55 (2) | Vertèbres | |
| | 1963 | | | | | | | | | | |
| | Juill.-déc. | — | 6,81 (10) | 9,84 (1) | 5,03 (3) | 3,41 (2) | — | 2,41 (10) | 1,55 (21) | Vertèbres | |
| Chicago (Ill.)..... | 1961 | — | 1,40 (1) | — | — | 2,26 (1) | 2,08 (3) | 1,15 (9) | 0,55 (39) | Vertèbres | 320, 321, 322 |
| | 1962 | — | — | 2,32 (1) | — | 0,68 (1) | 1,06 (1) | 1,38 (10) | 0,83 (50) | | |
| | 1963 | | | | | | | | | | |
| | Janv.-juin | — | — | — | — | — | — | — | 0,74 (2) | Vertèbres | |
| | 1963 | | | | | | | | | | |
| | Juill.-déc. | — | 3,51 (2) | — | 3,70 (2) | 2,76 (3) | — | 2,42 (2) | 1,19 (10) | Vertèbres | |
| San Francisco (Cal.)..... | 1961 | — | 0,49 (10) | 0,79 (3) | — | 1,33 (4) | 2,15 (2) | 0,92 (11) | 0,48 (45) | Vertèbres | 320, 321, 322 |
| | 1962 | — | 1,07 (26) | 1,27 (2) | 1,02 (6) | 1,18 (5) | 1,15 (4) | 0,89 (19) | 0,73 (9) | Vertèbres | |
| | 1963 | | | | | | | | | | |
| | Janv.-juin | — | 1,31 (11) | 2,72 (2) | 1,40 (6) | 1,13 (5) | 1,64 (2) | 1,04 (11) | 0,70 (5) | Vertèbres | |
| | 1963 | | | | | | | | | | |
| | Juill.-déc. | — | 2,43 (21) | — | 3,51 (1) | — | 1,72 (3) | 1,64 (16) | 1,02 (17) | | |
| AMÉRIQUE CENTRALE | | | | | | | | | | | |
| 10-20°N | | | | | | | | | | | |
| San Juan (Porto Rico)..... | 1961 | — | — | — | — | — | — | 0,98 (23) | 0,79 (28) | Vertèbres | 320, 321 |
| | 1962 | — | — | — | — | — | — | 1,36 (33) | 1,36 (13) | Vertèbres | |
| AMÉRIQUE DU SUD | | | | | | | | | | | |
| > 20°S | | | | | | | | | | | |
| Argentine (littoral)..... | 1961 | — | 0,71 | 0,77 | 0,75 | — | — | — | — | Vertèbres | 265 |
| | 1962 | — | 0,83 (7) | 0,66 (7) | 0,76 (2) | — | — | — | — | Vertèbres | |
| | 1963 | 0,77 (23) | — | — | — | — | — | — | — | Vertèbres | |
| EUROPE | | | | | | | | | | | |
| 45-70°N | | | | | | | | | | | |
| Tchécoslovaquie..... | 1961 | — | 3,2 (3) | 3,7 (1) | — | 2,3 (1) | 2,5 (1) | 1,6 (1) | — | Vertèbres | 323 |
| Danemark..... | 1961 | — | — | — | — | — | — | 1,04 (19) | 0,82 (45) | Vertèbres | 97, 167, 179 |
| | 1962 | — | 3,80 (9) | 2,68 (1) | 1,66 (2) | — | 1,61 (1) | 0,94 (20) | 0,81 (78) | Vertèbres | |
| | 1963 | 2,80 (11) | — | — | 4,23 (18) | — | — | 2,17 (13) | 1,53 (20) | Vertèbres | |
| Allemagne (Rép. féd.)..... | 1961 | 0,88 (136) | — | — | 1,23 (35) | — | — | 1,12 (17) | 0,38 (30) | Tibias | 204, 324 |
| | 1962 | 1,16 (118) | — | — | 1,87 (25) | — | — | — | — | | |

TABLEAU XX. — STRONTIUM 90 DANS LES OS HUMAINS (suite)

(pCi ⁹⁰Sr/g Ca)

(Entre parenthèses, nombre d'échantillons)

| Lieu | Année | Nouveaux, mort-nés | 0-1 an | 1 an | 2 ans | 3 ans | 4 ans | 5-19 ans | > 19 ans | Os étudiés (adultes) | Références |
|-------------------------|--------------------|--------------------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|----------------|-----------------------------|------------------------------|----------------------------|
| Norvège..... | 1961 | 1,43 (11) | 1,91 (27) | — | 2,16 (17) | — | — | 1,59 (25) | 1,18 (14) | Vertèbres | 325 |
| | 1962 | 0,99 (9) | 3,60 (6) | — | 1,83 (3) | — | — | 1,99 (17) | 1,05 (5) | Vertèbres | |
| | 1963 | 1,80 (3) | 7,1 (1) | — | — | — | — | 3,7 (2) | — | | |
| Pologne..... | 1961 | — | 1,77 (58) | 2,59 (12) | — | 2,19 (8) | 1,92 (5) | 2,04 (28) | 1,18 (191) | Vertèbres | 326, 327 |
| | 1962 | 1,54 (26) | 1,96 (29) | 2,20 (3) | — | 4,00 (1) | — | 1,78 (9) | 1,40 (160) | Vertèbres | |
| Suisse..... | 1961 | 1,10 (12) | — | — | — | — | — | — | 0,80 (39) | Vertèbres et sternum | 278, 279 |
| | 1962 | — | — | — | — | — | — | — | 0,58 (16) | Côtes | |
| | 1962 | — | — | — | — | — | — | — | 0,92 (21) | Vertèbres | |
| | 1962 | — | — | — | — | — | — | — | 0,68 | Côtes | |
| Royaume-Uni..... | 1961 ^a | 0,81 (282) | 1,67 (105) | 2,60 (24) | 2,54 (18) | 1,71 (7) | 1,67 (12) | 1,10 (68) | 0,33 (25) | Fémurs | 328, 329, 330, 331, 373 |
| | 1961 ^b | 0,69 (9) | — | — | 1,83 (47) | — | — | 1,00 (30) | 0,68 (48) | Vertèbres | |
| | 1962 | 0,99 (230) | 2,00 (132) | 2,38 (22) | 2,55 (10) | 1,75 (3) | 2,37 (6) | 1,19 (44) | 0,32 (11) | Fémurs | |
| | 1963 Janv.-juin | 1,5 (56) | 3,3 (73) | 3,7 (10) | 4,0 (6) | 2,0 (8) | 2,1 (8) | 1,4 (35) | 0,5 (9) | Fémurs | |
| URSS ^c | 1961 | 1,41 (13) | 1,17 (7) | — | 1,41 (2) | — | — | 1,09 (6) | 0,52 ^d (112) | Divers (normali- sées) | 399 |
| | 1962 | 1,62 (62) | 2,13 (52) | — | 2,51 (14) | — | — | 1,77 (1661) | 0,85 ^d (2071) | Divers (normali- sées) | 399 |
| | 1963 | — | 5,00 (6) | — | 4,23 (7) | — | — | 1,88 (1567) | 1,05 ^d (4142) | Divers (normali- sées) | 399 |
| EXTRÊME-ORIENT | | | | | | | | | | | |
| 30-45°N | | | | | | | | | | | |
| Japon..... | 1961 | 1,68 (2) | — | — | 1,36 (9) | — | — | 1,38 (51) | 0,43 (92) | Côtes | 332 |
| | 1962 | 0,88 ^e (5) | — | — | 1,86 (19) | — | — | 1,38 (36) | 0,44 (124) | Côtes | |
| | 1963 | 1,35 (17) | 1,68 (26) | — | 1,43 (12) | — | — | 1,40 (44) | — | | |
| OCÉANIE | | | | | | | | | | | |
| 20-40°S | | | | | | | | | | | |
| Australie..... | 1961 | 0,64 (226) | 1,10 (273) | 1,52 (34) | 1,15 (24) | 1,15 (27) | 0,75 (12) | 0,68 (191) | 0,56 (879) | Vertèbres | 293, 294 |
| | 1962 | 0,69 (203) | 1,36 (234) | 2,04 (27) | 1,06 (21) | 1,20 (11) | 1,15 (12) | 0,81 (234) | 0,55 (751) | Vertèbres | |

^a AERE, résultats combinés de l'Ecosse et de Cambridge.^b Etude dans l'ouest de Londres.^c Y compris 4 fœtus.^d Moyennes pour le squelette obtenues d'après divers os. Nor-malisées en 1961 selon Kuip et Schulert³⁹⁹, en 1962 et 1963 selon des facteurs établis par les auteurs⁴⁰⁰.^e Moyennes pour 9 régions du territoire européen et asiatique de l'URSS.

TABLEAU XXI. — RAPPORTS DE LA VALEUR DE $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ POUR LES OS DES ENFANTS DE MOINS DE UN AN À LA VALEUR POUR LE LAIT PENDANT L'ANNÉE 1962

| <i>Lieu</i> | $\frac{^{90}\text{Sr}/\text{Ca} (\text{os})}{^{90}\text{Sr}/\text{Ca} (\text{lait})}$ | <i>Lieu</i> | $\frac{^{90}\text{Sr}/\text{Ca} (\text{os})}{^{90}\text{Sr}/\text{Ca} (\text{lait})}$ |
|----------------|---|--------------------|---|
| Argentine..... | 0,25 | Pologne..... | 0,25 |
| Australie..... | 0,24 | Royaume-Uni..... | 0,17 |
| Canada..... | 0,11 | Etats-Unis | |
| Danemark..... | 0,42 | New York..... | 0,32 |
| Japon..... | 0,19 | San Francisco..... | 0,30 |
| Norvège..... | 0,20 | | |

TABLEAU XXII. — TENEUR RELATIVE EN STRONTIUM 90 DES ALIMENTS ET DES OS D'ADULTES (VERTÈBRES) EN 1961 ET 1962
(Entre parenthèses, nombre d'échantillons d'os)^a

| <i>Lieu</i> | $\frac{^{90}\text{Sr}/\text{Ca} (\text{aliments})}{^{90}\text{Sr}/\text{Ca} (\text{os})}$ 1961-62 | <i>Lieu</i> | $\frac{^{90}\text{Sr}/\text{Ca} (\text{aliments})}{^{90}\text{Sr}/\text{Ca} (\text{os})}$ 1961-62 |
|------------------|--|--------------------|--|
| Australie..... | 9,4 (1630) | Etats-Unis | |
| Danemark..... | 11,1 (123) | New York..... | 12,2 (21) |
| Pologne..... | 13,9 (351) | Chicago..... | 13,0 (89) |
| Royaume-Uni..... | 10,2 ^a (48) | San Francisco..... | 7,1 (22) |

^a 1961 seulement.

TABLEAU XXIII. — CÉSURIUM 137 DANS LE LAIT
(Les valeurs sont données en picocuries par litre et sont des moyennes annuelles, sauf indication contraire)

Nature de l'étude: A. — Etude étendue systématique
B. — Etude locale systématique
C. — Prélèvements irréguliers

| Lieu | Latitude | 1961 | 1962 | 1963 | Nature de l'étude | Références |
|---|----------|--------------------------------|---|---|-------------------|-------------------|
| AMÉRIQUE DU NORD | | | | | | |
| Canada..... | 40-55°N | — | 81,4 ^a | 172 ^a | A | 262, 263 |
| Etats-Unis..... | 25-48°N | 10 ± 11 ^b | 43 ± 18 ^b | 111 ± 37 ^b | A | 164 |
| Alaska (Etats-Unis).. <td>62°N</td> <td>10</td> <td>37</td> <td>117</td> <td>B</td> <td>164</td> | 62°N | 10 | 37 | 117 | B | 164 |
| EUROPE | | | | | | |
| Autriche..... | 47-49°N | 49° | 100 | — | A | 268, 386 |
| Danemark..... | 55-60°N | 14 ^a | 43 ^a , ^d 35 ^a , ^e 117 ^a , ^d 112 ^a , ^e | — | A | 97, 167, 179 |
| Iles Féroé..... | 60-70°N | — | 535 ^f | 974 ^f | A | 98, 179 |
| Finlande..... | 60-67°N | — | — | 210 ^g | C | 299 |
| France..... | 42-50°N | 25 ^a , ^d | 67 ^a , ^d | 220 ^h | A | 428 |
| Allemagne (Rép. féd.) | 43-55°N | — | — | 127 ⁱ | * | 387 |
| Irlande..... | 50-55°N | — | 77 ^f | — | A | 169 |
| Italie..... | 37-47°N | 32 ^b | 80 ^b | — | A | 42, 100, 101, 273 |
| Pays-Bas..... | 52-54°N | — | 54 ^b | 155 ^b | A | 246, 275, 388 |
| Norvège..... | 58-70°N | — | 75 ^a , ^k | 150 ^a , ^k 444 ^a , ^l | A | 223, 367 |
| Suède..... | 55-70°N | 30 | 75 ^m | 185 ^m | A,B (1961) | 214, 277 |
| Suisse (Genève)..... | ~46°N | — | — | 103 ⁿ | B | 300 |
| Royaume-Uni..... | 50-60°N | 21° | 62° | 135° | A | 168, 169, 280 |
| AMÉRIQUE CENTRALE | | | | | | |
| Porto Rico (Etats-Unis)..... | 18°N | 5 | 40 | 88 | B | 164 |
| OCÉANIE | | | | | | |
| Hawaii (Etats-Unis) | 21°N | 10 | 27 | 73 | B | 164 |
| Australie..... | 10-40°S | — | — | 30 ^b | A | 397 |
| Nouvelle-Zélande.... | 35-47°S | — | — | 56 ± 10 ^a , ^e | A | 295, 296, 389 |
| EXTRÊME-ORIENT | | | | | | |
| Japon..... | 30-50°N | — | 57 | 119 | A ^o | 186, 286-289 |
| ASIE | | | | | | |
| Inde (Bombay)... | 19°N | 9,0 | 8,8 | — | B | 284, 285 |
| AFRIQUE | | | | | | |
| RAU..... | 20-30°N | — | 12,0 | — | A | 291 |
| AMÉRIQUE DU SUD | | | | | | |
| Argentine (littoral).. <td>35-55°S</td> <td>17</td> <td>19</td> <td>13</td> <td>B</td> <td>394</td> | 35-55°S | 17 | 19 | 13 | B | 394 |

- * Inconnue.
- ^a Moyenne non pondérée de toutes les zones productrices de lait étudiées.
- ^b Moyenne nationale pondérée selon la population (±écart type).
- ^c Moyenne nationale pondérée selon la production.
- ^d Lait en poudre.
- ^e Lait frais.
- ^f Production locale (consommation moyenne en 1962: 412 pCi/l)
- ^g Moyenne non pondérée de 3 zones productrices de lait pour octobre 1962 à juillet 1963 inclusivement.
- ^h "Laits départementaux".
- ⁱ Avril-décembre seulement.
- ^k Février-mars seulement.
- ^l Mars 1963-février 1964. 31 stations étudiées régulièrement.
- ^m Moyenne nationale pondérée selon la consommation.
- ⁿ Lait livré à Genève, juin-décembre seulement.
- ^o Prélèvements non systématiques.
- ^r Janvier-septembre seulement.
- ^s Juillet-décembre seulement.

TABEAU XXIV. — CÉSIIUM 137 DANS L'ALIMENTATION TOTALE
(Moyennes annuelles en picocuries par jour, sauf indication contraire)
 Nature de l'étude: A.—Etude étendue sur des aliments déterminés
 B.—Analyses systématiques de régimes composites
 C.—Prélèvements irréguliers

| Lieu | Latitude | Année | Lait et produits laitiers | Viande | Divers | Tota | Nature de l'étude | Références |
|--|----------|-------------------|---------------------------|--------|--------------------|-----------------------|-------------------|------------|
| AMÉRIQUE DU NORD | | | | | | | | |
| Groenland..... | 60-80°N | 1962 | 9 | 43 | 16-21 ^a | 68-73 | A | 99 |
| Etats-Unis..... | 25-49°N | | | | | | | |
| New York..... | | 1963 ^b | 82 | 2 | 72 | 156 | C | 165 |
| Chicago..... | | 1963 ^c | 42 | 23 | 51 | 116 | C | 165 |
| San Francisco..... | | 1963 ^d | 36 | 26 | 116 | 278 | C | 165 |
| Etats-Unis (échantillons de régime alimentaire dans les établissements ^e) | | 1961 | | | | 28 | B | 366 |
| | | | | | | (11-134) ^a | | |
| | | 1962 | | | | 49 | B | 366 |
| | | | | | | (11-100) ^a | | |
| | | 1963 | | | | 140 | B | 366 |
| | | | | | | (45-270) ^a | | |
| Alaska (Etats-Unis) | | | | | | | | |
| (échantillons de régime alimentaire dans les établissements)..... | 62°N | 1961 | | | | 46 | B | 366 |
| | | 1962 | | | | 42 | B | 366 |
| | | 1963 | | | | 140 | B | 366 |
| EUROPE | | | | | | | | |
| Danemark..... | 50-60°N | 1962 | 20 | 27 | 19 | 66 | A | 97 |
| | | 1963 | 50 | 94 | 114 | 258 | A | 179 |
| Iles Féroé..... | 60-70°N | 1962 | 166 | 401 | 84 | 651 | A | 98 |
| Finlande (Laponie)..... | >68°N | | | | | | | |
| Hommes..... | | 1961 | 210 | 4 330 | 460 ^e | 5 000 | A | 226 |
| Femmes..... | | 1961 | 140 | 1 440 | 320 ^h | 1 900 | A | 226 |
| Suède..... | ~55-70°N | 1962 ^g | 95 | 50 | 70 | 215 | A | 214 |
| | | 1964 ^f | 90 | 75 | 100 | 265 | A | 277 |
| Royaume-Uni..... | 50-60°N | 1961 | 9 | 11 | 11 | 31 | A | 280 |
| | | 1962 | 26 | 40 | 16 | 82 | A | 280 |
| | | 1963 | 57 | 70 | 40 | 162 | A | 280 |
| AFRIQUE | | | | | | | | |
| RAU (région du Delta)..... | <30°N | 1962 | | | | ~34 | C | 291, 393 |
| EXTRÊME-ORIENT | | | | | | | | |
| Japon..... | 30-50°N | 1961 ⁱ | 12 ^j | — | 53 | 65 | C | 170, 221 |
| | | 1962 ^k | 17 ^j | — | 61 | 78 | C | 170, 221 |
| | | 1963 ^l | 20 ^j | — | 67 | 87 | C | 170, 221 |
| Océanie | | | | | | | | |
| Hawaï (échantillons de régime alimentaire dans les établissements)..... | 21°N | 1961 | | | | 32 | B | 366 |
| | | 1962 | | | | 39 | B | 366 |
| | | 1963 | | | | 95 | B | 366 |
| AMÉRIQUE DU SUD | | | | | | | | |
| Argentine..... | ~35°S | 1961 | 11,6 | 20,2 | 8,6 | ~40 | B | 301 |

^a Suivant l'origine de l'eau de boisson.

^b Novembre 1963.

^c Octobre 1963.

^d Décembre 1963.

^e Fin de l'été 1962.

^f Janvier 1964.

^g Y compris 420 pCi/j provenant du poisson.

^h Y compris 310 pCi/j provenant du poisson.

ⁱ Données relatives à Tokyo, octobre 1961 seulement.

^j Produits laitiers, œufs, viande, poisson et crustacés.

^k Les chiffres de 1962 comprennent 4 séries d'échantillons pris dans 4 localités du Japon.

^l Les chiffres de 1963 comprennent 3 séries d'échantillons pris dans 4 localités en janvier et juillet.

^m Etude étendue sur l'alimentation dans 21 internats des Etats-Unis, fondée sur des régimes alimentaires composés pour des enfants et des adolescents de 6 à 18 ans.

ⁿ Valeurs extrêmes des moyennes annuelles obtenues pour les diverses écoles.

TABLEAU XXV. — PÉRIODE BIOLOGIQUE DU CÉSIMUM CHEZ L'HOMME ADULTE, DÉTERMINÉE PAR LA MÉTHODE
DU COMPTAGE POUR LE CORPS ENTIER
(Composante à long terme de la rétention)

| Auteur | Nombre de sujets étudiés | Période en jours (entre parenthèses, valeurs extrêmes) | Auteur | Nombre de sujets étudiés | Période en jours (entre parenthèses, valeurs extrêmes) |
|-------------------------------|-----------------------------|--|--|-----------------------------|--|
| Linden ²⁴⁴ | 1 | 74 | Oberhausen ²²⁶ | 1 | 144 |
| Richmond ²²³ | 4 | 135 (110-147) | Rowe ²²⁷ | 1 | 150 |
| Rundo ²²⁰ | 10 | 89 (58-129) | Van Dilla <i>et al.</i> ²²⁸ | 3 | ~ 140 |
| Rundo ²²⁰ | 4 | ~ 119 (109-149) | Taylor <i>et al.</i> ²²⁹ | 4 | 109 (79-123) |
| McNeil ²²³ | 3 | 115 | Colard ²²⁸ | 2 | 99 |
| Miller ²²⁴ | 2 | 110 | Linden ²⁷⁶ | 8 | 72 (32-92) |
| Miller ²²⁶ | 2 | 88 (82, 95) | Häsänen <i>et al.</i> ²⁷⁰ | 6 | 63 (42-93) |

| | | | | | | | | | | | | | | |
|--|-----------|------------|------------|------------|------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|---------------------------|-------------------------|--------------------------|----------------------------------|
| Belgique..... | ~ 50°N | 51 (49) | 44 (60) | 38 (55) | 33 (94) | 31 (279) | 29 (303) | 48 (495) | 73 (507) | 117 (529) | 143 ^a (233) | 316 | | |
| Suisse..... | ~ 47°N | | | | | | | | | 107 (5) | 151 (5) | 300 | | |
| ASIE | | | | | | | | | | | | | | |
| Asie..... | non spéc. | 32 (1) | | | | | | | | | | 311 | | |
| Extrême-Orient..... | non spéc. | 44 (27) | 42 (38) | 30 (28) | 19 (3) | 31 (2) | 19 (9) | 37 (3) | | | | 311 | | |
| Proche-Orient..... | non spéc. | 33 (1) | 62 (2) | 49 (2) | | | | | | | | 311 | | |
| Japon..... | 30-45°N | | 28 (12) | 28 (12) | 37 (11) | 41 ^m (21) | 39 ^m (62) | 41 ^m (57) | 55 ^m (54) | 59 ^m (68) | 66 ^m (74) | 79 ^m (65) | 104 ^m (66) | 239, 241, 242, 311, 385 |
| AFRIQUE | | | | | | | | | | | | | | |
| Pays non spéc..... | non spéc. | | 43 (5) | 26 (1) | | 20 (4) | | | | | | 311 | | |
| AUSTRALIE ^c non spéc. | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | 36 (1) | 30 (5) | 27 (23) | 25 (10) | 35 (7) | 33 (19) | 33 (22) | 21 (21) | 32 (29) | 317 |

- ^a Octobre seulement.
^{aa} Données de Harvell (Berkshire) seulement.
^a Valeurs moyennes pour divers groupes de la population locale (Lapons seulement).
^b Agriculteurs locaux.
^c Ensemble de données publié par le Walter Reed Army Institute of Research.
^d Données communiquées de Los Angeles concernant 155 personnes.
^e Habitants d'Oslo.
^f Habitants de Bergen.
^g Habitants de Masfjorden.
^h Habitants d'Helsinki.
ⁱ Mars seulement.
^j Juillet seulement.
^k Avril seulement. Habitants de Lodz.
^m Valeur estimée d'après l'analyse radiochimique de tissu musculaire (selon Yamagata).
ⁿ Eleveurs de rennes.
- ^p Janvier et février.
^q Octobre seulement.
^r Novembre seulement. Habitants de Lodz.
^s Habitants de Stockholm.
^t Habitants de Genève.
^u Janvier seulement.
^v Personnes originaires de l'ouest de la Norvège. La moyenne de Masfjorden était de 1404 (778-2147) pcurie/g K.
^x Valeurs extrêmes des concentrations observées chez les éleveurs de rennes dans les régions de Mourmansk, de Magadan, les districts de Nenets, Yamal-Nenets et Taimyr et dans la République socialiste soviétique autonome de Komi.
^y Valeurs approximatives calculées pour les adultes seulement d'après la charge totale du corps (en nanocuries) en admettant que le corps contient 140 g de potassium.
^z Garçons de 12 à 16 ans d'Oslo.

TABEAU XXVII. — COEFFICIENTS DE PROPORTIONALITÉ RELIANT LE RAPPORT¹³⁷ Cs/K DANS LE CORPS HUMAIN À LA RETOMBÉE MOYENNE DE CÉSIMUM 137 DANS LA BANDE DE LATITUDES 30°-60°N

P_1 = coefficient exprimant l'intensité de la retombée au cours des 12 mois se terminant le 1er juillet de l'année donnée

P_2 = coefficient relatif au dépôt pendant les 24 mois précédents

(Les deux coefficients sont exprimés en picocuries de césium 137 par gramme de potassium et par mCi/km²)

| Pays | P_1 | P_2 |
|-----------------------------------|--------------------|--------------------|
| Belgique..... | 2,25 | 2,42 |
| Allemagne (Rép. féd.)..... | 1,94 | 3,35 |
| Royaume-Uni (Berkshire)..... | 1,54 | 2,90 |
| Etats-Unis (Nouveau-Mexique)..... | 1,79 | 3,47 |
| Moyenne | 1,88 \approx 1,9 | 3,04 \approx 3,0 |

TABEAU XXVIII. — TENEUR EN IODE 131 DE LA THYROÏDE HUMAINE DÉTERMINÉE PAR COMPTAGE *in vitro* APRÈS AUTOPSIE (Picocuries par gramme de tissu frais; entre parenthèses, nombre d'échantillons)

| Lieu et sujets étudiés | 1961 | | | 1962 | | | | Références |
|---|-----------------------------|-------------|-------------|---------------------------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|------------|
| | Oct. | Nov. | Déc. | Sept. | Oct. | Nov. | Déc. | |
| New York, thyroïdes de fœtus allant de 3 mois d'âge prénatal jusqu'au terme de la grossesse | — | — | — | 199 ^a 10,5-630,0 (4) | 29,0 0-61,0 (7) | 4,7 0-13,1 (4) | 20,0 0-40,5 (2) | 249 |
| New York, victimes d'accidents..... | ~ 11,5 ^b (20) | 2,2 (26) | | 5,8 (82) | | | | 248, 249 |
| New York, adultes hospitalisés..... | 2,3 (4) | | | | 1,6 \pm 1,5 (7) | | | 248, 249 |
| New York, enfants hospitalisés et morts accidentelles..... | | | | | 26 \pm 17 (5) | | | 249 |
| Tokyo, sujets hospitalisés..... | | | 5,6 (52) | | | | | |

^a A partir du 20 septembre; compte non tenu des résultats négatifs de la période précédente.

^b Valeur calculée d'après les données relatives à l'activité totale dans la thyroïde et d'après le poids moyen indiqué dans la même référence pour la thyroïde de l'adulte.

TABEAU XXIX. — TENEUR DE LA THYROÏDE EN IODE 131 DÉTERMINÉE PAR COMPTAGE *in vivo*
(Entre parenthèses, nombre de sujets)

| <i>Lieu et âge</i> | <i>Période de mesure</i> | <i>Consommation moyenne de lait (litres par jour)</i> | <i>Iode 131 dans la thyroïde pCi</i> | <i>Références</i> |
|--|------------------------------|---|--------------------------------------|-------------------|
| ÉTATS-UNIS | | | | |
| New York Adultes..... | Novembre 1961 | 0,25-1,0 | 57 ± 33 (6) | 248 |
| New York Adultes..... | Novembre 1961 | Très faible | 4,3 ± 4,9 (3) | 248 |
| New York < 18 ans..... | Novembre 1961 | ~ 1,0 | 83 ± 29 (16) | 248 |
| ROYAUME-UNI | | | | |
| Londres (Sutton) Adultes..... | Novembre 1961 | ~ 0,25 | 250 ^a (20) | 254 |
| ÉTATS-UNIS | | | | |
| Utah Adultes..... | 1 ^{er} -6 août 1962 | 1,3 | 5 900 3 700-11 000 (14) | 250 |
| Utah Adultes..... | 22-31 août 1962 | 1,3 | 3 600 700-10 900 (12) | 250 |
| Boston 4-17 ans..... | Septembre 1962 | non spécifiée | 30-56 ^b | 260 |
| Boston 4-17 ans..... | Octobre 1962 | non spécifiée | 71-124 ^b | 260 |
| Boston 4-17 ans..... | Novembre 1962 | non spécifiée | 775-175 ^b | 260 |
| New York Adultes..... | Octobre 1962 | 0,8 | 300 ± 130 (11) | 249 |
| ALLEMAGNE (RÉP. FÉD.) | | | | |
| Adultes (eau des services municipaux) | Sept.-oct. | < 0,5 | < 50 < 30-170 (16) | 256 |
| Adultes (eau de citerne)..... | Septembre 1962 | ~ 1,0 | ~ 300 < 30-700 (18) | 256 |
| Enfants en bas âge nourris au lait de vache frais..... | Octobre 1962 | | 64 10-100 (5) | 256 |

^a Maximum. Activité totale dans les thyroïdes de septembre 1961 à janvier 1962: 15 nanocurie-jours.

^b Intervalle des valeurs moyennes de mesures faites sur un groupe d'enfants à différents jours de la période.

TABLEAU XXX. — IODE 131 DANS LE LAIT ET DOSES À LA THYROÏDE

| Pays | Latitude | Activité intégrée dans le lait en $\mu\text{Ci} \cdot \text{j/l}$ (picocurie \times jour/litre) | | | Doses d'irradiation calculées chez les enfants en bas âge consommant 0,7 litre de lait frais par jour (millirads) | | | Références |
|-------------------------------|----------|---|---------------------|--------------------|---|------|------|---------------|
| | | 1961 | 1962 | 1963 | 1961 | 1962 | 1963 | |
| AMÉRIQUE DU NORD | | | | | | | | |
| Canada..... | ~40-50°N | ~6 100 ^a | 7 350 | — | 70 | 85 | — | 302,303 |
| Etats-Unis..... | 25-48°N | 8 220 ^b | 10 820 ^b | 1 700 ^b | 95 | 130 | 20 | 164 |
| Alaska..... | 62°N | 21 500 | 37 800 | 1 800 | 250 | 440 | 21 | 164 |
| EUROPE | | | | | | | | |
| Danemark..... | 55-60°N | — | 3 160 | — | — | 36 | — | 97 |
| France..... | 42-50°N | 12 250 | 9 630 | — | 140 | 110 | — | 282, 390 |
| Allemagne (Rép. féd.)..... | 43-55°N | 7 350 | 6 160 ^k | — | 85 | 71 | — | 256 |
| Irlande (nord de Dublin)..... | 52-55°N | — | 6 070 ^c | — | — | 70 | — | 169 |
| Italie..... | 37-47°N | 8 600 ^e | 9 100 ^d | — | 100 | 110 | — | 247, 304 |
| Pays-Bas..... | 52-54°N | 9 520 | 5 180 | — | 110 | 60 | — | 274, 391, 392 |
| Norvège..... | 58-70°N | 20 000 ⁱ | — | — | 230 | — | — | 276 |
| Suède..... | 55-70°N | — | 8 600 | — | — | 100 | — | 214 |
| Royaume-Uni..... | 50-60°N | 8 100 | 6 890 | — | 94 | 80 | — | 305, 306 |
| EXTRÊME-ORIENT | | | | | | | | |
| Japon..... | 30-50°N | — | — | — | — | — | — | — |
| Chiba..... | | — | 13 300 ^f | — | — | 150 | — | 185, 255 |
| Tokyo..... | | 5 000 ^h | 10 500 ^g | — | 58 | 120 | — | 185, 255 |
| AMÉRIQUE CENTRALE | | | | | | | | |
| Porto Rico (Etats-Unis)..... | 18°N | 2 750 | 4 560 | 2 950 | 32 | 53 | 34 | 164 |
| PACIFIQUE | | | | | | | | |
| Hawaï (Etats-Unis)..... | 21°N | 2 130 | 4 410 | 2 220 | 25 | 51 | 26 | 164 |
| AMÉRIQUE DU SUD | | | | | | | | |
| Argentine (Buenos Aires)..... | 35°S | ND | 4 450 | — | — | 51 | — | 307 |
| Océanie | | | | | | | | |
| Australie..... | 10-40°S | — | 950 ⁱ | — | — | 11 | — | 308 |

ND — Non décelée.

^a Région de l'Ontario seulement.

^b Moyenne nationale pondérée selon la population, enfants de 0-2 ans.

^c 17 septembre-17 décembre.

^d Septembre 1962-février 1963.

^e Octobre-décembre.

^f Septembre 1962-mars 1963.

^g Août 1962-février 1963.

^h Evaluation pour octobre-décembre 1961.

ⁱ Moyenne pondérée selon la population pour mai-novembre 1962.

^j Septembre-novembre 1961.

^k Janvier-octobre 1962.

TABLEAU XXXI. — DISTRIBUTION DE LA POPULATION ET DE LA RETOMBÉE SELON LA LATITUDE^{27, 104, 104, 878}

| Latitude | Superficie (10 ⁶ km ²) | Population (Millions) | Cumulatif Jusqu'en 1960 | Dépôt de ⁹⁰ Sr (mCi/km ²) | | | Dépôt de ⁸⁹ Sr (mCi/km ²) | | |
|--------------|--|--------------------------|-------------------------------|--|------|------|--|------|------|
| | | | | 1961 | 1962 | 1963 | 1961 | 1962 | 1963 |
| 60-70°N..... | 19 | 10 | 10 | 1,4 | 4,8 | 10,6 | 39 | 90 | 70 |
| 50-60°N..... | 26 | 270 | 9,7 | 1,4 | 6,6 | 15 | 38 | 105 | 81 |
| 40-50°N..... | 32 | 400 | 17 | 2,0 | 8,6 | 16 | 58 | 135 | 103 |
| 30-40°N..... | 37 | 530 | 23 | 1,6 | 6,7 | 11 | 44 | 135 | 93 |
| 20-30°N..... | 40 | 570 | 26 | 1,4 | 6,1 | 11 | 33 | 107 | 80 |
| 10-20°N..... | 43 | 190 | 6,4 | 0,6 | 2,4 | 4,5 | 15 | 61 | 27 |
| 0-10°N..... | 44 | 90 | 4,3 | 0,7 | 2,7 | 3,7 | 17 | 49 | 28 |
| 0-10°S..... | 44 | 95 | 5,3 | 0,6 | 1,8 | 1,2 | — | 29 | 12 |
| 10-20°S..... | 43 | 38 | 2,7 | 0,5 | 0,7 | 0,8 | — | 16 | 1,4 |
| 20-30°S..... | 40 | 34 | 4,0 | 0,9 | 1,2 | 1,1 | — | 15 | 2,9 |
| 30-40°S..... | 37 | 32 | 4,8 | 1,0 | 0,9 | 1,5 | — | 9 | 2,7 |
| 40-50°S..... | 32 | 3 | 5,2 | 0,7 | 1,3 | 1,5 | — | 8 | 1,8 |

TABLEAU XXXII. — ESTIMATIONS DES FACTEURS Z

| | Cumulatif jusqu'en 1960 | Strontium 90 | | | Strontium 89 | | |
|---|-------------------------------|--------------|--------|--------|--------------|---------|---------|
| | | 1961 | 1962 | 1963 | 1961 | 1962 | 1963 |
| HÉMISPHERE NORD | | | | | | | |
| Dépôt moyen \bar{F} , mCi/km ² ... | 17,6 | 1,2 | 5,3 | 9,7 | 33 | 95 | 62 |
| $\Sigma N_i F_i$ | 42 540 | 2 970 | 12 970 | 23 700 | 80 130 | 231 400 | 165 900 |
| Z _N | 1,17 | 1,17 | 1,20 | 1,18 | 1,18 | 1,18 | 1,27 |
| HÉMISPHERE SUD | | | | | | | |
| Dépôt moyen \bar{F} , mCi/km ² ... | 4,3 | 0,8 | 1,2 | 1,2 | | 16 | 4,4 |
| $\Sigma N_i F_i$ | 907 | 137 | 270 | 233 | | 4 180 | 1 380 |
| Z _S | 1,07 | 0,94 | 1,13 | 0,97 | | 1,30 | 1,54 |
| ENSEMBLE DU GLOBE | | | | | | | |
| Dépôt moyen \bar{F} , mCi/km ² ... | 11 | 1,0 | 3,4 | 5,6 | 16 | 58 | 37 |
| $\Sigma N_i F_i$ | 43 000 | 3 240 | 13 200 | 24 000 | 80 130 | 274 000 | 167 000 |
| Z _T | 1,75 | 1,45 | 1,74 | 1,82 | 2,16 | 1,78 | 2,00 |

TABLEAU XXXIII. — DÉPÔTS INTÉGRÉS TOTAUX DE STRONTIUM 90 ET DE CÉSIIUM 137
JUSQU'EN DÉCEMBRE 1963 ET DÉPÔTS FUTURS PRÉVUS
(Mégacuries)

| | 0°-30°N | | 0°-50°S | | 50°S-30°N | |
|---|------------------|-------------------|------------------|-------------------|------------------|-------------------|
| | ⁹⁰ Sr | ¹³⁷ Cs | ⁹⁰ Sr | ¹³⁷ Cs | ⁹⁰ Sr | ¹³⁷ Cs |
| Dépôt intégré jusqu'en décembre 1963 | 8,6 | 14,1 | 1,7 | 2,7 | 10,3 | 16,8 |
| Dépôt futur prévu d'après la réserve stratosphérique en janvier 1963.... | 3,0 | 4,5 | 0,9 | 1,3 | 3,9 | 5,8 |
| Dépôt intégré total prévu..... | 11,6 | 18,6 | 2,6 | 4,0 | 14,2 | 22,6 |

TABLEAU XXXIV. — VALEURS MESURÉES DES DOSES ANNUELLES DANS L'AIR DUES AUX PRODUITS
DE FISSION (MRAD/AN)³⁵¹⁻³⁵⁵

| Pays | 1961 | 1962 | 1963 | Pays | 1961 | 1962 | 1963 |
|---------------|------|------|------|---|------|------|------|
| Japon | | | | Suède ^a | 5 | 17 | 21 |
| Tokyo..... | 8,2 | 31 | 23 | Région A..... | 4 | 12 | 18 |
| Chiba..... | | 40 | 40 | Région B..... | 5 | 17 | 23 |
| Yokosuka..... | | | 26 | Région C..... | 6 | 16 | 23 |
| Royaume-Uni | | | | Région D..... | 3 | 24 | 18 |
| Leeds..... | 4 | 19 | 20 | Dose moyenne dans l'hémisphère Nord pondérée selon la population ^a | 5,2 | 26 | 23 |
| Grove..... | 5 | 27 | 31 | | | | |

^a Ces doses ont été corrigées pour la distribution en latitude de la retombée au moyen des données sur le dépôt de strontium 89 qui figurent dans le tableau XXXI.

TABLEAU XXXV. — RAPPORT ENTRE LE DÉPÔT ANNUEL DE DIVERS PRODUITS DE FISSION À COURTE PÉRIODE ET LE DÉPÔT ANNUEL DE STRONTIUM 89 EN 1962^{27, 48, 76, 70, 81}

| Station de prélèvement | $\frac{^{90}\text{Zr}}{^{89}\text{Sr}}$ | $\frac{^{106}\text{Ru}}{^{89}\text{Sr}}$ | $\frac{^{106}\text{Ru}}{^{89}\text{Sr}}$ | $\frac{^{131}\text{I}}{^{89}\text{Sr}}$ | $\frac{^{140}\text{Ba}}{^{89}\text{Sr}}$ | $\frac{^{144}\text{Ce}}{^{89}\text{Sr}}$ | $\frac{^{144}\text{Ce}}{^{89}\text{Sr}}$ |
|--------------------------------|---|--|--|---|--|--|--|
| | | | | | | | |
| Etats-Unis | | | | | | | |
| Westwood (New Jersey).... | 1,5 | | | | | 0,7 | 1,3 |
| Pittsburgh (Pennsylvanie).. | 1,5 | | 0,7 | | | 1,9 | 1,5 |
| Richmond (Californie)..... | 1,2 | | 0,45 | | | 0,6 | 0,8 |
| Houston (Texas)..... | 1,9 | | | | 1,8 | 1,2 | 1,7 |
| Royaume-Uni | | | | | | | |
| Milford Haven..... | 0,78 | | | | 0,67 | | 1,0 |
| Chilton..... | 1,6 | | | 1,1 | 1,3 | | 1,6 |
| Italie | | | | | | | |
| Ispra..... | 2,1 | 1,4 | 1,4 | | | 0,84 | 2,7 |
| Rapport moyen R_j en 1962... | 1,5 | 1,4 | 0,9 | 1,1 | 1,3 | 1,0 | 1,5 |

TABLEAU XXXVI. — ESTIMATION DES DOSES ENGAGÉES DANS L'AIR DUES AUX RADIOÉLÉMENTS À COURTE PÉRIODE^{27, 48, 76, 81, 82}

| Radioélément | ^{90}Zr | ^{106}Ru | ^{106}Ru | ^{131}I | ^{140}Ba | ^{144}Ce | ^{144}Ce | Doses engagées (mrads) |
|---|-------------------|-------------------|---|------------------|---|-------------------|-------------------|------------------------|
| Constante de dose gamma $K_j \times B_j$ (mrad/an par mCi/km²).... | | | | | | | | |
| | 0,30 ^a | 0,062 | 0,03 | 0,05 | 0,39 ^a | 0,008 | 0,004 | |
| Vie moyenne T_m (ans)..... | | | | | | | | |
| | 0,26 | 0,16 | 1,46 | 0,03 | 0,05 | 0,13 | 0,15 | |
| $T_m \times K_j \times B_j \times G_a$..... | | | | | | | | |
| | 0,094 | 0,012 | 0,053 | 0,0019 | 0,024 | 0,0012 | 0,0055 | |
| 1961 | | | | | | | | |
| <i>Dépôt annuel</i> | | | | | | | | |
| Dépôt annuel de ^{90}Sr | 1,7 | 0,8 | 0,2 | 0,8 | 1,8 | 1,6 | 0,5 | |
| Dose engagée (mrads).... | 5,1 | 0,32 | 0,3 | 0,05 | 1,4 | 0,06 | 0,16 | 7,4 |
| 1962 | | | | | | | | |
| <i>Dépôt annuel</i> | | | | | | | | |
| Dépôt annuel de ^{90}Sr | 1,5 | 1,4 | 0,9 | 1,1 | 1,3 | 1,0 | 1,5 | |
| Dose engagée (mrads).... | 14,4 | 1,7 | 4,9 | 2,1 | 3,2 | 0,1 | 0,8 | 27,2 |
| 1963 | | | | | | | | |
| <i>Dépôt annuel</i> | | | | | | | | |
| Dépôt annuel de ^{90}Sr | 1,5 | 0,4 | $\frac{^{106}\text{Ru}}{^{144}\text{Ce}} = 0,7$ | | $\frac{^{144}\text{Ce}}{^{90}\text{Sr}} = 18$ | | | 15,5 |
| Dose engagée (mrads).... | 8,5 | 0,3 | 5,8 | | | | 0,9 | |

^a Les constantes de dose gamma comprennent les doses dues aux éléments de filiation tels que le niobium 95 et le lanthane 140. Dans le cas de $^{90}\text{Zr} + ^{90}\text{Nb}$, on admet un état d'équilibre transitoire.

TABLEAU XXXVII. — COEFFICIENTS DE PROPORTIONNALITÉ EMPLOYÉS POUR L'ÉVALUATION DU RAPPORT FUTUR STRONTIUM 90/CALCIUM DANS L'ENSEMBLE DE L'ALIMENTATION

| Régime alimentaire | Région | Pd | | Pr | |
|--------------------|------------------------|-----------------------------|-----|-------------------------------|--------|
| | | $\text{pCi/g par mCi/km}^2$ | | $\text{pCi/g pour 1mCi/km}^2$ | par an |
| I | Amérique du Nord | } | 0,4 | 1,3 | |
| | Europe | | | | |
| | Océanie | | | | |
| II | Proche-Orient | } | 0,6 | 2,6 | |
| | Inde | | | | |
| | Amérique du Sud | | | | |
| | Afrique | | | | |
| III | Asie et Extrême-Orient | | 0,7 | 2,0 | |

TABLEAU XXXVIII. — RADIOÉLÉMENTS DANS LES VOIES RESPIRATOIRES ET ESTIMATIONS DES DOSES

| Auteur | Période d'observation | Radioélément | Poumons | Ganglions lymphatiques | Débit de dose (mrad/an) | Références |
|-------------------------------|-----------------------|---------------------------------------|---|--|---|------------|
| Krey <i>et al.</i> | 1958-59 | ²³⁹ Pu | 1,3-11,9 × 10 ⁻³ dés.mn ⁻¹ par g de tissu | 11-65 × 10 ⁻³ dés.mn ⁻¹ par g de tissu | Poumons: 0,06-0,5 Ganglions: 1,1-6,4 | 346 |
| Osborne <i>et al.</i> | Printemps 1962 | ²³⁹ Pu | 0,16 pCi par personne | | 0,016 | 347 |
| Rundo..... | Janv. 1962 | ⁹⁵ Zr + ⁹⁵ Nb | 250 pCi par personne | | 2,4 | 348 |
| Schönfeld (cité)..... | Fév. 1962 | ⁹⁵ Zr + ⁹⁵ Nb | 300 pCi par personne | | 2,9 | |
| Liebscher <i>et al.</i> | 1960 | ¹⁴⁴ Ce + ¹⁴⁴ Pr | 200 pCi par personne | | 2,0 | |
| Wegst <i>et al.</i> | Mars 1963 | ¹⁴¹ Ce | 0,03 pCi par g de tissu | 0,7 pCi par g de tissu | Poumons: 0,7 Ganglions: 17 | 349 |
| | | ¹⁴⁴ Ce + ¹⁴⁴ Pr | 156 pCi* | — | 1-7 | 350 |
| | | ¹⁰⁹ Ru | | | | |
| | | ¹⁰⁶ Ru + ¹⁰⁶ Rh | 106 pCi | — | 0,5-3 | |
| | | ⁹⁵ Zr + ⁹⁵ Nb | 173 pCi | — | 3,4 | |

* Dans un poumon après élimination des ganglions lymphatiques bronchiques.

TABLEAU XXXIX. — DOSES ENGAGÉES RÉSULTANT DES EXPLOSIONS NUCLÉAIRES*

| Tissu | Source d'irradiation | Doses engagées (mrads) | | Paragraphe |
|--|--|--|--|------------|
| | | Résultant de la période d'essais 1954-60 (estimations tirées du rapport de 1962) | Résultant de la période d'essais 1954-62 (nouvelles estimations) | |
| Gonades | Externe: courte période ^b | 11 | 21 | 163 |
| | césium 137..... | 16 | 29 | 165 |
| | Interne: césium 137 ^b | 8 | 13 | 179 |
| | carbone 14..... | 5 ^c | 13 ^c | 187 |
| | TOTAL | 40 | 76 | |
| Cellules tapissant les surfaces des os | Externe: courte période ^b | 11 | 21 | 163 |
| | césium 137..... | 16 | 29 | 165 |
| | Interne: strontium 90..... | 67 | 174 | 173 |
| | césium 137 ^b | 14 | 13 | 179 |
| | carbone 14..... | 8 ^c | 20 ^c | 187 |
| | strontium 89..... | 0,15 | 0,30 | 176 |
| TOTAL | 116 | 257 | | |
| Moelle osseuse | Externe: courte période ^b | 11 | 21 | 163 |
| | césium 137..... | 16 | 29 | 165 |
| | Interne: strontium 90..... | 33 | 87 | 174 |
| | césium 137 ^b | 10 | 13 | 179 |
| | carbone 14..... | 5 ^c | 13 ^c | 187 |
| | strontium 89..... | 0,07 | 0,15 | 176 |
| TOTAL | 75 | 163 | | |

* Dans le rapport de 1962, ces doses étaient données en mrems. Comme il est expliqué au paragraphe 191, dans le présent rapport toutes les doses sont exprimées en mrads.

^b Les doses engagées dues aux radioéléments à courte période et au césium 137 contenu dans l'organisme sont calculées dans le présent rapport (par. 162, 178) sur une base qui diffère légèrement de celle du rapport de 1962.

^c Pour le carbone 14, il semble indiqué de considérer seulement la dose cumulée jusqu'en l'an 2000, époque à laquelle les doses dues aux autres radioéléments auront été reçues presque en totalité. Les doses engagées totales imputables au carbone 14 provenant des essais faits jusqu'en 1960 pour les gonades, les cellules tapissant les surfaces des os et la moelle osseuse sont de 48, 80 et 48 mrads respectivement. Pour tous les essais qui ont eu lieu jusqu'à la fin de 1962, les doses engagées imputables au carbone 14 sont de 180, 290 et 180 mrads respectivement.

REFERENCES

1. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, annex F, part 2, table XX, pp. 329-330. General Assembly document, Suppl. No. 16 (A/5216), 1962.
2. U. S. Weather Bureau, Washington, D.C., Announced nuclear detonations 1945-1962, pp. 219-240 in USAEC report HASL-142; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.871.
3. Storebø, B., On particle formation in nuclear bomb debris. Paper presented at the XIII Session of UNSCEAR (1964). To be published.
4. Prawitz, J., A fallout model. II. Some quantitative properties. FOA 4 Rapport A 4220-455 (1961); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.760.
5. Drevinsky, P. J., E. A. Martell, Preliminary results on the size and vertical distributions of residual nuclear debris in the stratosphere. USAEC report TID-7632, pp. 170-187 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.775.
6. Manson, J. E., The interaction between radioactive and non-radioactive particles in the stratosphere. USAEC report TID-7632, pp. 98-119 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.775.
7. Bolin, B., The general circulation of the atmosphere as deduced with the aid of tracers. Paper presented at the XIII Session of UNSCEAR (1964). To be published.
8. Petterssen, S., Introduction to Meteorology. McGraw-Hill Book Co., Inc., 2nd edition, N.Y., 1958.
9. Junge, C. E., Air Chemistry and Radioactivity. Academic Press, N.Y., 1963.
10. Commission of Atmospheric Chemistry and Radioactivity, International Symposium on Trace Gases and Natural and Artificial Radioactivity in the Atmosphere. J. Geophysical Res. 68 (13): 3745-4016 (1963).
11. Friend, J. P., H. W. Feely, P. W. Krey, *et al.*, The high altitude sampling program. Vol. 3, Discussion of HASP results. Defense Atomic Support Agency report DASA-1300 (1961).
12. Kalkstein, M. I., Movement of material from high altitude deduced from tracer observations. J. Geophysical Res. 68 (13): 3835-3839 (1963).
13. Feely, H. W., Personal communication.
14. Friend, J. P., H. W. Feely, E. L. Fisher, *et al.*, Third quarterly report on Project Star Dust. Defense Atomic Support Agency report DASA-1303 (1962).
15. Lal, D., B. Peters, Cosmic ray produced isotopes and their application to problems in geophysics, chapter I, pp. 3-74 in Progress in Elementary Particle and Cosmic Ray Physics, vol. VI. J. G. Wilson and S. A. Wouthuysen, eds., North-Holland Publishing Co., Amsterdam, 1962.
16. Murgatroyd, R. J., Ozone and water vapour in the upper troposphere and lower stratosphere. Paper presented at the XIII Session of UNSCEAR (1964). To be published.
17. Brewer, A. W., The transfer of atmospheric ozone into the troposphere. WMO Technical Note No. 43, pp. 101-106 (1961).
18. Junge, C. E., Global ozone budget and exchange between stratosphere and troposphere. Tellus 14: 363-377 (1962).
19. Feely, H. W., J. Spar, Tungsten-185 from nuclear bomb tests as a tracer for stratospheric meteorology. Nature 188: 1062-1064 (1960).
20. Newell, R. E., The general circulation of the atmosphere and its effects on the movement of trace substances. J. Geophysical Res. 68 (13): 3949-3962 (1963).
21. Telegadas, K., R. List, To be published in J. Geophysical Res.
22. Machta, L., Personal communication.
23. Machta, L., R. J. List, K. Telegadas, Inventories of selected long-lived radioisotopes produced during nuclear testing, pp. 243-260 in USAEC report HASL-142; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.871.
24. Russell, I. J., R. V. Griffith, The production of Cd¹⁰⁹ and Cd^{113m} in a space nuclear explosion, pp. 306-322 in USAEC report HASL-142; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.871.
25. Leo, M. W. M., A. Walton, Rhodium-102 fallout: variations in deposition and concentrations in precipitation. Science 140: 1398-1400 (1963).
26. Machta, L., R. J. List, K. Telegadas, A survey of radioactive fallout from nuclear tests. J. Geophysical Res. 67 (4): 1389-1400 (1962).
27. Collins, Jr., W. R., Sr⁹⁰ deposition on the earth's surface from 1958 through 1962, pp. 240-247 in USAEC report HASL-140; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.856.
28. Telegadas, K., Global integrals of monthly Sr⁹⁰ fallout, January 1958-May 1962, pp. 215-239 in USAEC report HASL-135; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.831.
29. Mamuro, T., A. Fujita, T. Matsunami, *et al.*, Microscopic examination of highly radioactive fall-out particles. Nature 529-531 (1962).
30. Staley, D. O., On the mechanism of mass and radioactivity transport from stratosphere to troposphere. J. Atmosph. Sciences 19: 450-467 (1962).
31. Goldsmith, P., F. Brown, World-wide circulation of air within the stratosphere. Nature 191: 1033-1037 (1961).

32. Danielsen, E. F., K. H. Bergman, C. A. Paulson, Radioisotopes, potential temperature and potential vorticity. A study of stratospheric-tropospheric exchange processes. University of Washington, Seattle, 1962.
33. Danielsen, E. F., Radioactivity transport from stratosphere to troposphere. Mineral Industries 33 (6): 1-7 (1964) a publication of the Pennsylvania State University, Pennsylvania.
34. Machta, L., Some aspects of the U.S.A. fallout program. Paper presented at the XIII Session of UNSCEAR, Geneva, 1964. To be published.
35. Mamuro, T., T. Seiyama, T. Matsunami, *et al.*, Electron microscopic examination of highly radioactive fall-out particles. Nature 197: 478-479 (1963).
36. Bhandari, N., Rama, Atmospheric circulation from observations of sodium 22 and other short-lived natural radioactivities. J. Geophysical Res. 68 (7): 1959-1966 (1963).
37. Funk, J. P., G. L. Garnham, Australian ozone observations and a suggested 24-month cycle. Tellus 14: 378-382 (1962).
38. Reed, R. J., D. G. Rogers, The circulation of the tropical stratosphere in the years 1954-1960. J. Atmosph. Sciences 19: 127-135 (1962).
39. Junge, C. E., Studies of global exchange processes in the atmosphere by natural and artificial tracers. J. Geophysical Res. 68 (13): 3849-3859 (1963).
40. Angell, J. K., A climatological analysis of two years of transoceanic flights from Japan. Monthly Weath. Rev. 87: 427 (1959).
41. Lockhart, Jr., L. B., R. L. Patterson, Jr., A. W. Saunders, Jr., *et al.*, Airborne fission products along the 80th meridian (West) during 1961. Radiological Health Data 4 (2): 71-78 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.825.
42. Comitato Nazionale Energia Nucleare, Data on environmental radioactivity collected in Italy (July-December 1961). BIO/06/62 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.809.
43. Cambray, R. S., E. M. R. Fisher, Radioactive fallout: Short-lived fission products in air and rain, August 1962-April 1963. UKAEA Research Group report AERE-R-4384; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.864.
44. Lockhart, Jr., L. B., To be published as an NRL report.
45. Cambray, R. S., E. M. R. Fisher, G. S. Spicer, *et al.*, Radioactive fallout in air and rain, results to the middle of 1963. UKAEA Research Group report AERE-R-4392; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.874.
46. Малахов С. Г., Концентрация суммарной радиоактивности продуктов деления, а также Ce^{141} , Ce^{144} , $Zr^{95} + Nb^{95}$ и Cs^{137} в приземном слое воздуха в Подмоскowie в 1960-1962 годах. Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР, Москва, 1963; *v.e.* документ ООН A/AC.82/G/L.906.
47. Краснопецев Ю. В., Некоторые данные по концентрации радиоактивных продуктов над Индийским и Тихим океанами в 1961-1962 годах. Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР, Москва, 1963; *v.e.* документ ООН A/AC.82/G/L.908.
48. Walton, A., M. W. M. Leo, Studies of nuclear debris in precipitation. USAEC report NYO-9533 (1962).
49. Machta, L., Fallout forecasting. Paper presented at the XIII Session of UNSCEAR, Geneva, 1964. To be published.
50. Bleichrodt, J. F., Personal communication.
51. United States Department of Health, Education, and Welfare, National air sampling network, fourth quarter and annual summary 1962. Radiological Health Data 4 (4): 167-170 (1963).
52. Lund, L., O. B. Michelsen, B. Ottar, *et al.*, A study of Sr^{90} and Cs^{137} in Norway 1957-1959. Norwegian Defence Research Establishment Intern Rapport K-253 (1962).
53. Brown, W. L., W. N. Hess, J. A. Van Allen, eds., Collected papers on the artificial radiation belt from the July 9, 1962, nuclear detonation. J. Geophys. Res. 68 (3): 605-758 (1963).
54. Bolin, B., C. D. Keeling, Large-scale atmospheric mixing as deduced from the seasonal and meridional variations of carbon dioxide. J. Geophys. Res. 68 (13): 3899-3920 (1963).
55. Labeyrie, J., G. Lambert, Sur l'existence d'une barrière de diffusion entre les troposphères des hémisphères Nord et Sud. C.R. Acad. Sc. 256: 2664-2667 (1963).
56. Fergusson, G. J., Reduction of atmospheric radio-carbon concentration by fossil fuel carbon dioxide and the mean life of the carbon dioxide in the atmosphere. Proc. Roy. Soc. A. 243: 561-574 (1958).
57. Vogel, J. C., K. O. Münnich, Durch Atomexplosionen erzeugter Radiokohlenstoff in der Atmosphäre. Naturwiss. 45: 327-329 (1958).
58. Junge, C. E., Note on the exchange rate between the northern and southern atmosphere. Tellus 14: 242-246 (1962).
59. Stewart, N. G., R. N. Crooks, E. M. R. Fisher, The radiological dose to persons in the U.K. due to debris from nuclear test explosions prior to January 1956. AERE report HP/R.2017 (1956); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/R.20.
60. Burton, W. M., N. G. Stewart, Use of long-lived natural radioactivity as an atmospheric tracer. Nature 186: 584-589 (1960).
61. Miyake, Y., K. Saruhashi, Y. Katsuragi, *et al.*, Seasonal variation of radioactive fallout. J. Geophys. Res. 67: 189-193 (1962).
62. Machta, L., A preliminary model of tropospheric aerosol removal. Paper presented at the Symposium on Air Chemistry and Radioactivity, Helsinki, August 1960.
63. Eriksson, E., Vertical transports and depositions of atmospheric constituents. Paper presented at the XIII Session of UNSCEAR (1964). To be published.
64. Lambert, G., Etude du comportement des aérosols radioactifs artificiels. Applications à quelques problèmes de circulation atmosphérique. Thèses présentées à la faculté des sciences de l'Université de Paris, p. 183, novembre 1963.

65. Kruger, P., A. Miller, C. L. Hosler, Meteorological evaluation of radioactive fallout. Semi-annual report. USAEC report TID-17518 (1962).
66. Hardy, Jr., E. P., L. T. Alexander, The relationship between rainfall and strontium-90 deposition in Clallam County, Washington, pp. 287-298 in USAEC report TID-7632, Book 2 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.776.
67. Walton, A., R. E. Fried, Studies of nuclear debris in precipitation (summary report). USAEC report NYO-9530 (1961).
68. Hardy, Jr., E. P., R. J. List, L. Machta, *et al.*, Strontium-90 on the Earth's surface. II. Summary and interpretation of a world-wide soil sampling program: 1960-1961 results. USAEC report TID-17090 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.822.
69. Hvinden, F. T., Radioaktivt nedfall. Forsvarets Forskningsinstitut, Norge.
70. Federal Radiation Council, Estimates and evaluation of fallout in the United States from nuclear weapons testing conducted through 1962. Report No. 4 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.843.
71. Friend, J. P., H. W. Feely, M. W. M. Leo, Sixth quarterly report on Project Star Dust. Defense Atomic Support Agency report DASA-1306 (1962).
72. Friend, J. P., H. W. Feely, M. W. M. Leo, Seventh quarterly report on Project Star Dust. Defense Atomic Support Agency report DASA-1307 (1963); *v.e.* Eighth quarterly report on Project Star Dust, DASA-1308 (1963).
73. Salter, L. P., High altitude balloon sampling program, pp. 166-172 in USAEC report HASL-140 and pp. 184-219 in HASL-144; *v.e.* United Nations documents A/AC.82/G/L.856 and G/L-936, respectively.
74. Congress of the United States, Hearings before the Subcommittee on Research, Development and Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy on "Fallout, Radiation Standards, and Countermeasures", pp. 381-410. 88th Congress, 1st Session, June 3, 4, and 6, 1963; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.849.
75. Health and Safety Laboratory, Fallout program quarterly summary report. USAEC reports HASL-135; 138; 140; 142; 144; *v.e.* United Nations documents A/AC.82/G/L.831; 842; 856; 871; 936.
76. Cambray, R. S., E. M. R. Fisher, G. S. Spicer, *et al.*, Radioactive fallout in air and rain, results to the middle of 1962. UKAEA Research Group report AERE-R-4094; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.823.
77. Department of National Health and Welfare, Canada, Radiation Protection Division, Data from radiation protection programs, vol. I, Nos. 1-9 (1963).
78. Aarkrog, A., J. Lippert, J. Petersen, Environmental radioactivity in Denmark, 1961. Risö report No. 41 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.802.
79. Boulenger, R., G. Koch, La retombée radioactive à Mol (rapport d'avancement — second semestre 1961). Centre d'étude de l'énergie nucléaire, rapport R-2168 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.815.
80. Беляев Л. И., Гедонов Л. И., Максимова А. М., Радиоактивные выпадения близ Сименза в 1960-1961 годах. Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР, Москва, 1963; *v.e.* документ ООН А/АС.82/Г/Л.914.
81. Шубко В. М., Еремичева А. М., Выпадение стронция-90 на поверхность территории СССР в четвертом квартале 1961 года и первой половине 1962 года. Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР; *v.e.* документ ООН А/АС.82/Г/Л.916.
82. Department of National Health and Welfare, Canada, Radiation Protection Division, Annual report for 1961 on the radioactive fallout study program. Report CHNW (RP-5), 1962.
83. Малахов С. Г., Давыдов Е. Н., Карагод Н. А., Выпадение Ce^{141} , Ce^{144} , $Zr^{95}+Nb^{95}$ и Sr^{90} на территории СССР во второй половине 1962 года. Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР; *v.e.* документ ООН А/АС.82/Г/Л.902.
84. Gat, J. R., Y. Feige, N. Pazy, *et al.*, Early radioactive fallout in Israel following the 1961 nuclear weapon tests. Israel Atomic Energy Commission report IA-751; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.798.
85. McMurray, W. R., L. O. Stander, Radioactive fallout, its dispersion, deposition over South Africa and biological significance. South African J. Science 59 (1): 19-30 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.838.
86. Der Bundesminister für Atomkernenergie Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung. Bericht II/62.
87. Petersen, J., Environmental radioactivity at Copenhagen, February 1961-August 1962. Danish Atomic Energy Commission Research Establishment Risö report No. 51 (1962).
88. Hvinden, T., Radioactive fallout in Norway, July 1960 to July 1963. Norwegian Defense Research Establishment Intern rapport F-444 (1963).
89. Miyake, Y., K. Saruhashi, Y. Katsuragi, *et al.*, Deposition of Sr^{90} and Cs^{137} in Tokyo through the end of July 1963. Pap. Met. Geophys., Tokyo, 14 (1): 58-65 (1963).
90. Philippot, J.-Cl., G. Hemon, Retombées radioactives dans l'air et l'eau de pluie. Résultats de 1959 à 1962. Laboratoire "radioactivité de l'air". Extrait du BIST No 75, août 1963.
91. Communauté européenne de l'énergie atomique, Radioactivité ambiante dans les pays de la Communauté, vol. 1, No 2: 1-16 (1964).
92. Bortoli, M., P. Gaglione, A. Malvicini, *et al.*, Sorveglianza della radioattività del latte a Ispra risultati del periodo 1960-1962. Comunità Europea dell'Energia Atomica rapporto EUR-294.i (1963); *v.e.* Misure di radioattività ambientale Ispra 1962. EUR-481.i (1964).
93. Guthrie, J. E., W. E. Grummitt, Radioactivity in

- precipitation collected at CRNL and NPD. Atomic Energy of Canada Ltd. report AECL-1863 (1963).
94. Service central de protection contre les rayonnements ionisants, France, Surveillance de la radioactivité sur le territoire français de 1961 à 1963. Rapport SCPRI No 98 (1964); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.877.
 95. Khandekar, R. N., K. G. Vohra, Estimation of zirconium-95 deposited by fallout during September 1961 to February 1962. Atomic Energy Establishment Trombay report AEET/AM/31 (1963).
 96. Шведов В. П., Широков С. И., Радиоактивное загрязнение внешней среды. Атомиздат, Москва, 1962.
 97. Aarkrog, A., J. Lippert, J. Petersen, Environmental radioactivity in Denmark in 1962. Risø report No. 63 (1963).
 98. Aarkrog, A., J. Lippert, J. Petersen, Environmental radioactivity in the Faroes in 1962. Risø report No. 64 (1963).
 99. Aarkrog, A., J. Lippert, J. Petersen, Environmental radioactivity in Greenland in 1962. Risø report No. 65 (1963).
 100. Comitato Nazionale Energia Nucleare, Data on environmental radioactivity collected in Italy (January-June 1962). BIO/26/62 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.831.
 101. Comitato Nazionale Energia Nucleare, Data on environmental radioactivity collected in Italy (July-December 1962). BIO/03/63 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.890.
 102. Шведов В. П., Росляков С. П., Гритченко З. Г., О загрязнении растительности стронцием-90 и цезием-137 в 1961 году. Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР, Москва, 1963; *v.e.* документ ООН А/АС.82/Г/Л.913.
 103. Harley, J., Personal communication.
 104. Kulp, J. L., A. R. Schulert, Strontium-90 in man and his environment. Vol. I: Summary. USAEC report NYO-9934 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.792.
 105. Harley, J., Personal communication.
 106. Walton, A., The distribution in soils of radioactivity from weapons tests. J. Geophysical Res. 68 (5) : 1485-1496 (1963).
 107. Yamagata, N., S. Matsuda, K. Kodaira, Run-off of Cs¹³⁷ and Sr⁹⁰ from rivers. Nature 200: 668-669 (1963).
 108. Середа Г. А., Бобовникова Ц. И., Стронций-90 в воде пресных водоемов Советского Союза в 1961-1962 годах. Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР, Москва, 1963; *v.e.* документ ООН А/АС.82/Г/Л.896.
 109. Страдомский В. Б., Стронций-90 в воде бассейна р. Дон. Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР, Москва, 1963; *v.e.* документ ООН А/АС.82/Г/Л.918.
 110. Богоров В. Г., Попов Н. И., Вопросы глобального радиоактивного загрязнения вод Мирового океана. Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР, Москва, 1963; *v.e.* документ ООН А/АС.82/Г/Л.919.
 111. Bowen, V. T., T. T. Sugihara, Strontium-90 in the "mixed layer" of the Atlantic Ocean. Nature 186: 71-72 (1960).
 112. Bowen, V. T., T. T. Sugihara, Vertical distribution of fallout radionuclides in the Atlantic Ocean. USAEC report TID-18389 (1963).
 113. Шведов В. П., Юзефович А. А., Геденов Л. И. и др., Определение стронция-90 в водах Атлантического океана в 1961 году. Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР, Москва, 1963; *v.e.* документ ООН А/АС.82/Г/Л.-899.
 114. Rocco, G. G., W. S. Broecker, The vertical distribution of caesium-137 and strontium-90 in the oceans. J. Geophysical Res. 68 (15) : 4501-4512 (1963).
 115. Broecker, W. S., G. G. Rocco, M. Ewing, *et al.*, Natural radiocarbon in the Atlantic Ocean. J. Geophysical Res. 65 (9) : 2903-2931 (1960).
 116. Bien, G. S., N. W. Rakestraw, H. E. Suess, Radiocarbon dating of deep water of the Pacific and Indian Oceans, pp. 159-173 in Proceedings of a Symposium on Radiocarbon Dating. IAEA, Vienna, 1963.
 117. Попов Н. И., Патин С. А., Пчелкин В. А. и др., Стронций-90 в водах Тихого океана. Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР, Москва, 1963; *v.e.* документ ООН А/АС.82/Г/Л.907.
 118. Чулков П. М., Горбунов В. Ф., Содержание цезия-137 в поверхностных водах Атлантического океана и его морей в 1961 году. Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР, Москва, 1963; *v.e.* документ ООН А/АС.-82/Г/Л.897.
 119. Попов Н. И., Орлов В. М., Патин С. А. и др., Стронций-90 в поверхностных водах Индийского океана в 1960-1961 годах. Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР, Москва, 1963; *v.e.* документ ООН А/АС.82/Г/Л.-904.
 120. Шведов В. П., Патин С. А., Максимова А. М. и др., Содержание стронция-90 в Черном море в 1959-1961 годах. Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР, Москва, 1963; *v.e.* документ ООН А/АС.82/Г/Л.909.
 121. Katcoff, S., Fission product yields from neutron induced fission. Nucleonics 18: 201-208 (1960).
 122. Ehhalt, D., K. O. Münnich, W. Ræther, *et al.*, Artificially produced radioactive noble gases in the atmosphere. J. Geophysical Res. 68 (13) : 3817-3821 (1963).
 123. Delibrias, S., M. Perquis, J. Labeyrie, Mesure de l'activité de l'air due au krypton-85. Extrait du BIST No 54, septembre 1961.
 124. Harley, J., Personal communication.
 125. Kerr, V. N., F. N. Hayes, E. Hansbury, *et al.*, Radiocarbon in contemporaneous plant products, pp. 238-259 in Biological and Medical Research Group (H-4) of the Health Division, Semiannual Report, January through June 1961. USAEC report LAMS-2627 (1961).
 126. Craig, H., The natural distribution of radiocarbon

- and the exchange time of carbon dioxide between atmosphere and sea. *Tellus* 9 (1): 1-17 (1957).
127. Hagemann, F., J. Gray, Jr., L. Machta, *et al.*, Stratospheric carbon-14, carbon dioxide, and tritium. *Science* 130: 542-552 (1959).
 128. Münnich, K. O., Circulation of radiocarbon in nature. *Naturwissenschaften* 50: 211-218 (1963).
 129. Fergusson, G. J., Upper tropospheric carbon-14 levels during spring 1962. *J. Geophysical Res.* 68 (13): 3933-3941 (1963).
 130. Kigoshi, K., Personal communication.
 131. Broeker, W. S., Personal communication.
 132. Ostlund, H. G., Personal communication.
 133. Olsson, I. U., Personal communication.
 134. Nydal, R., Increase in radiocarbon from the most recent series of thermonuclear tests. *Nature* 200: 212-214 (1963).
 135. Tauber, H., Personal communication.
 136. Rafter, T. A., Personal communication.
 137. Kigoshi, K., To be published in *J. Rad. Res.*
 138. Kanwisher, J., Effect of wind on CO₂ exchange across the sea surface. *J. Geophysical Res.* 68 (13): 3921-3927 (1963).
 139. Olsson, I. U., I. Karlén, The half-life of C¹⁴ and the problems which are encountered in absolute measurements on beta-decaying gases, pp. 3-11 *in* Proceedings of a Symposium on Radioactive Dating. IAEA, Vienna, 1963.
 140. Latter, A. L., M. S. Plesset, Carbon-14 production from nuclear explosions. *Proc. Nat'l. Acad. Sci.* 46: 241-247 (1960).
 141. Münnich, K. O., J. C. Vogel, Investigation of meridional transport in the troposphere by means of carbon-14 measurements, pp. 189-197 *in* Proceedings of a Symposium on Radioactive Dating. IAEA, Vienna, 1963.
 142. Health and Safety Laboratory, Fallout program quarterly summary report, April 1, 1964, p. 169 only. USAEC report HASL-144; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.936.
 143. International Atomic Energy Agency, Tritium concentration in rain, rivers, oceans and other water. List No. 1, 2 and 3, WP/17/1, 2, 3 (1962-1963).
 144. Brown, R. M., W. E. Grummitt, The determination of tritium in natural waters. *Canadian J. Chem.* 34: 220-226 (1956).
 145. Brown, R. M., Tritium in rainfall. *Atomic Energy of Canada Quarterly Reports*, PR-13-46 - PR-13-49 (1961).
 146. Bibron, R., G. Delibrias, J. Labeyrie, Accroissement du tritium atmosphérique dû aux explosions thermonucléaires. Extrait du BIST No 54, septembre 1961.
 147. Martell, E. A., On the inventory of artificial tritium and its occurrence in atmospheric methane. *J. Geophysical Res.* 68 (13): 3759-3769 (1963).
 148. Begemann, F., The tritium content of atmospheric hydrogen and atmospheric methane. *J. Geophysical Res.* 68 (13): 3757-3758 (1963).
 149. Israel, G., W. Roether, G. Schumann, Seasonal variations of bomb-produced tritium in rain. *J. Geophysical Res.* 68 (13): 3771-3773 (1963).
 150. Bainbridge, A. E., Tritium in the North Pacific surface water. *J. Geophysical Res.* 68 (13): 3785-3789 (1963).
 151. Libby, W. F., Moratorium tritium geophysics. *J. Geophysical Res.* 68: 4485-4494 (1963).
 152. Bainbridge, A. E., B. J. O'Brien, Levels of tritium in a variety of New Zealand waters and some tentative conclusions from these results, pp. 33-39 *in* Proceedings of a Symposium on Tritium in the Physical and Biological Sciences, vol. I. IAEA, Vienna, 1962.
 153. Brown, R. M., Hydrology of tritium in the Ottawa valley. *Geochim. et Cosmochim. Acta* 21: 199-216 (1961).
 154. Thatcher, L. L., C. M. Hoffman, Tritium fallout over North America from the Soviet tests in 1961. *J. Geophysical Res.* 68 (20): 5899-5901 (1963).
 155. Taylor, C. B., Tritium content of Antarctic snow. *Nature* 201: 146-147 (1964).
 156. Bolin, B., Report of tritium in atmosphere, rain and sea in the European area. University of Stockholm, Sweden.
 157. Bleichrodt, J. F., E. R. van Abkoude, On the deposition of cosmic ray produced beryllium-7. *J. Geophysical Res.* 68 (18): 5283-5288 (1963).
 158. Bleichrodt, J. F., E. R. van Abkoude, Artificial beryllium-7 in the lower stratosphere. *J. Geophysical Res.* 68 (15): 4629-4631 (1963).
 159. Peirson, D. H., Beryllium-7 in air and rain. *J. Geophysical Res.* 68 (13): 3831-3832 (1963).
 160. Schumann, G., M. Stoepler, Beryllium-7 in the atmosphere. *J. Geophysical Res.* 68 (13): 3827-3830 (1963).
 161. Murayama, N., Meteorological features of cosmic ray produced beryllium-7. *J. Meteorological Society of Japan*, series II, 42 (1): 43-52 (1964).
 162. United States Department of Health, Education, and Welfare, Radiological Health Data, vol. IV, No. 6, pp. 291-296 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.851.
 163. Campbell, J. E., G. K. Murthy, Summary of results from the raw milk sampling program, June 1957-April 1963, pp. 511-523 *in* Radiological Health Data, vol. IV, No. 10 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.868.
 164. United States Department of Health, Education, and Welfare, Mean values of Sr⁸⁹, Sr⁹⁰ and Cs¹³⁷ in milk 1961-1963; Estimated dose to infant thyroids from iodine-131 in milk. Unpublished report.
 165. Rivera, J., Tri-city diet study. USAEC reports HASL-117, pp. 220-224 (1961); HASL-122, pp. 180-182 (1962); HASL-127, pp. 198-199 (1962); HASL-131, pp. 235-238 (1962); HASL-132, pp. 219-223 (1963); HASL-135, pp. 269-272 (1963); HASL-138, pp. 163-165 (1963); HASL-140, pp. 163-165 (1963); HASL-142, pp. 182-184 (1964); HASL-144, pp. 281-287 (1964); *v.e.* United Nations documents A/AC.82/G/L.737; G/L.766; G/L.793; G/L.803; G/L.814; G/L.831; G/L.842; G/L.856; G/L.871 and G/L.936.

166. International Atomic Energy Agency, Survey of radioactivity in food consumed in Austria. Report on second sampling period—January-June 1961. IAEA report WP/19; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.767.
167. Aarkrog, A., J. Lippert, J. Petersen, Environmental radioactivity in Denmark in 1961. Risø report No. 41; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.802.
168. Agricultural Research Council Radiobiological Laboratory, Annual report, 1961-1962. ARCRL report No. 8 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.806.
169. Agricultural Research Council Radiobiological Laboratory, Annual report, 1962-1963. ARCRL report No. 10 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.858.
170. Hiyama, Y., H. Hayami, N. Yamagata, *et al.*, Japanese dietary habits and the fallout problem II. To be published in *J. Rad. Res.*
171. Committee on Protection against Ionizing Radiations, Medical Research Council, The exposure of the population to radiation from fallout. HMSO, London, 1964.
172. Hiyama, Y., H. Hayami, N. Yamagata, *et al.*, Japanese dietary habits and the fallout problem. *J. Rad. Res.* 3: 61-67 (1961).
173. Mercer, E. R., J. D. Burton, B. O. Bartlett, Relationship between the deposition of strontium-90 and the contamination of milk in the United Kingdom. *Nature* 198: 662-665 (1963).
174. Harley, J., Prediction of levels of strontium-90 and caesium-137, pp. 210-218 in Hearings before the Subcommittee on Research, Development and Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy. 88th Congress, 1st session, June 3, 4 and 6, 1963; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.849.
175. Bartlett, B. O., J. D. Burton, F. B. Ellis, *et al.*, Information on food chain mechanisms obtained by the analysis of survey results. ARCRL report No. 10, pp. 82-85 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.858.
176. Minnesota Department of Health, and University of Minnesota, Factors influencing strontium-90 in milk from the Brainerd, Minn. milkshed. U.S. Department of Health, Education, and Welfare, Public Health Service Publ. No. 999-R-1 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.821.
177. Schulert, A. R., Strontium-90 in Alaska. *Science* 136: 146-148 (1962).
178. Miettinen, Y. K., Studies of Sr⁹⁰ and Cs¹³⁷ in plants, animals and man in Lapland. Plenary lecture held at the 11th Meeting of Scandinavian Chemists, August 20-25, 1962, Turku, Finland. Personal communication in form of typed manuscript.
179. Aarkrog, A., Preliminary 1963 data on environmental contamination in Denmark and its territories. Danish Atomic Energy Commission, Research Establishment Risø, April 1964. Personal communication.
180. Health and Safety Laboratory, Fallout program quarterly summary report, January 1, 1964, pp. 2-153. USAEC report HASL-142 (1964); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.871.
181. Rivera, J., A comparison of strontium-90 and calcium in infants and adult diets, pp. 273-275 in USAEC report HASL-135 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.831.
182. United States Department of Health, Education, and Welfare, Radiological Health Data, vol. III, pp. 42-49; 224-242; 471-475 (1962); vol. IV, pp. 177-182; 347-352; 441-446 (1963).
183. Czosnowska, W., Sr⁹⁰ in diet in Poland (August 1961-July 1962). In press.
184. Czosnowska, W., Sr⁹⁰ in diet in Poland in the period from 1 August 1960 to 31 July 1961. In press.
185. National Institute of Radiological Sciences, Chiba, Japan, Radioactivity survey data in Japan, No. 1 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82-G/L.921.
186. Tsugo, T., H. Nozaki, T. Asari, *et al.*, Radioactive contamination of milk in Japan, 1961-1963. To be published in *J. Rad. Res.*
187. Bryant, F. J., J. F. Loutit, Human bone metabolism deduced from strontium assays. AERE report R-3718 (1961); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.668.
188. Rivera, J., Stable strontium concentrations in three bones of the human skeleton, pp. 303-305 in USAEC report HASL-140 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.856.
189. Rivera, J., Calcium discrimination by adults and infants, pp. 235-238 in USAEC report HASL-138 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82-G/L.842.
190. Grummitt, W. E., Strontium and barium in bone and diet, pp. 376-380 in USAEC report TID-7632, Book 2 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.776.
191. Comar, C. L., Over-all considerations of strontium-calcium discrimination, pp. 405-417 in *The Transfer of Calcium and Strontium Across Biological Membranes*. R. H. Wasserman, editor, Academic Press, N.Y., 1963.
192. Kornberg, H. A., The use of element-pair in radiation hazard assessment. *Health Physics* 6: 46-62 (1961).
193. Bryant, F. J., J. F. Loutit, The entry of strontium-90 into human bone. *Proc. Roy. Soc. Series B*, 159: 449-465 (1964).
194. Lough, S. A., J. Rivera, C. L. Comar, Retention of strontium, calcium and phosphorus in human infants. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* 112: 631-636 (1963).
195. McClelan, R. O., J. R. McKenney, L. K. Bustad, Changes in calcium-strontium-90 discrimination with age in young miniature swine. *Life Sci.* No. 12: 669-675 (1962); *v.e.* USAEC report HW-SA-2790.
196. Ichikawa, R., Y. Enomoto, Strontium-calcium discrimination in rats feeding on rice, milk and commercial diets. *Health Physics* 9: 717-720 (1963).
197. McClelan, R. O., Calcium-strontium discrimina-

- tion in miniature pigs as related to age. *Nature* 202: 104-106 (1964).
198. Della Rosa, R. J., F. Gielow, G. Peterson, Skeletal uptake of injected Sr^{90} : Discrimination against strontium in growing beagles continually ingesting Sr^{90} , pp. 45-51 in University of California, Davis, report UCD-108 (1963).
 199. Loutit, F. J., R. Scott Russell, R. S. Bruce, *et al.*, Ratios of Sr^{90} to calcium in milk and in the bones of infants. *Nature* 201: 770-772 (1964).
 200. Rivera, J., Strontium-90 in human bones collected during 1962, pp. 239-248 in USAEC report HASL-138 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.842.
 201. Kulp, J. L., A. R. Schulert, Strontium-90 in man. *V. Science* 136: 619-632 (1962).
 202. Liniecki, J., Some aspects of the kinetics of Sr^{90} accumulation in the body under conditions of chronic intake. *Pelnomocnik Rządu d/s Wykzystania Energii Jadrowej*. Warszawa, 1963.
 203. Marshall, J. H., Theory of alkaline earth metabolism, pp. 5-29 in Argonne National Laboratory report ANL-6646 (1963).
 204. Pribilla, O., Der Gehalt menschlicher Knochen und Gewebe an radioaktivem Strontium (90-Sr) in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1958-1962. *Dtsch. med. Wschr.* 88: 1560-1564 (1963).
 205. Cohn, S. H., H. Spencer, J. Samachson, *et al.*, The turnover of Sr^{90} in man as determined by whole body counting. *Rad. Res.* 17: 173-182 (1962).
 206. Kulp, J. L., A. R. Schulert, E. J. Hodges, Strontium-90 in man. IV. *Science* 132: 448-454 (1960).
 207. Onstead, C. O., E. Oberhausen, F. V. Keavy, Cesium-137 in man. *Science* 137: 508-510 (1962).
 208. Fredriksson, L., B. Eriksson, A. Eriksson, *et al.*, Personal communication.
 209. Yamagata, N., S. Matsuda, The environmental increase of cesium-137 since 1957 to 1960; *v.* United Nations document A/AC.82/G/L.479.
 210. Liniecki, J., Personal communication.
 211. Agricultural Research Council, Strontium-90 in milk and agricultural materials in the United Kingdom 1959-1960. Report ARCRL-4 (1961); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.587.
 212. Lillegraven, A., L. Lund, O. L. Michelsen, Quoted by D. A. Barber and W. A. Mitchell, pp. 57-58 in Agricultural Research Council Radiobiological Laboratory Annual Report 1962-63. Report ARCRL-10 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.858.
 213. Agricultural Research Council, Surveys of radioactivity in human diet and experimental studies. Report for 1960. Report ARCRL-5 (1961); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.701.
 214. Lindell, B., B. Aberg, L. Fredriksson, *et al.*, Collected data on radioactivity in Swedish food. Swedish Radiation Council, 1962.
 215. Comar, C., R. H. Wassermann, F. W. Lange-mann, *et al.*, Fallout and the food-chain: A status review, pp. 426-456 in USAEC report TID-7632, Book 2 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.776.
 216. United States Department of Health, Education and Welfare, National food consumption survey: Fresh whole milk consumption in the U.S.—July 1962. Radiological Health Data, vol. IV, No. 1: 15-17 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.820.
 217. Fredriksson, L., Personal communication.
 218. Barber, D. A., W. A. Mitchell, Influence of soil organic matter on the uptake of caesium-137 by perennial rye-grass, pp. 57-58 in Agricultural Research Council Radiobiological Laboratory Annual Report 1962-63. Report ARCRL-10 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.858.
 219. Bartlett, O., R. Scott Russell, Personal communication.
 220. Anderson, E. C., G. M. Ward, J. Z. Holland, *et al.*, Cesium-137 in United States powdered milk and in the population, pp. 477-516 in USAEC report TID-7632, Book 2 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.776.
 221. Abe, M., K. Kitahara, Y. Hiyama, *et al.*, Annual reports of scientific research grants 1963. Radiation Effects, Ministry of Education, Japan 1964.
 222. Madshus, K., A. Strømme, K. Koren, Caesium-137 body burden in persons chosen at random from selected areas in Norway. *Nature* 200: 278-279 (1963).
 223. Madshus, K., A. Strømme, K. Koren, Rapport om innholdet av Cesium-137 i melk fra varen 1962 og 1963. Private communication in the form of typed manuscript.
 224. Madshus, K., A. Strømme, K. Koren, Redegjørelse for stralebelastningen fra Cs^{137} "in vivo" hos befolkningen i Vest-Norge 1963. Personal communication in the form of typed report.
 225. Hanson, W. C., H. E. Palmer, B. E. Griffin, Radioactivity in Northern Alaskan Eskimos and their foods. Summer 1962. *Health Physics* 10: 421-429 (1964).
 226. Miettinen, J. K., A. Jokelainen, P. Roine, *et al.*, Cs^{137} and potassium in people and diet—a study of Finnish Lapps. *Ann. Ac. Sci. Fennicae. II. Chemica* issue 120, Helsinki 1963.
 227. Salo, A., J. K. Miettinen, Strontium-90 and caesium-137 in Arctic vegetation during 1961. *Nature* 201: 1177-1179 (1964).
 228. Häsänen, E., J. K. Miettinen, Cs^{137} content of fresh-water fish in Finland. *Nature* 200: 1018-1019 (1963).
 229. Paakkola, O., J. K. Miettinen, Strontium-90 and caesium-137 in plants and animals in Finnish Lapland during 1960. *Ann. Ac. Sci. Fennicae. Series A, II. Chemica* issue 125, Helsinki 1963.
 230. Rundo, J., J. I. Mason, D. Newton, *et al.*, Biological half-life of caesium in man in acute and chronic exposure. *Nature* 200: 188-189 (1963).
 231. Cohn, S. H., B. Rosoff, E. A. Gusmano, *et al.*, Long-term Cs^{137} turnover in man as measured by a whole body counter. *Rad. Res.* 19: 655-658 (1963).
 232. Richmond, C. R., J. E. Furchner, W. H. Lang-

- ham, Long-term retention of radiocaesium by man. *Health Physics* 8: 201-205 (1962).
233. Karniewicz, W., J. Liniecki, A. Kosterkiewicz, Personal communication.
 234. Rundo, J., Personal communication.
 235. Oberhausen, E., Die Altersabhängigkeit des Kalium- und Cäsium-137-Gehaltes des Menschen. *Biophysik* 1: 135-142 (1963).
 236. Harrison, G. E., A. Sutton, K. B. Edwards, *et al.*, Concentrations of radioactive and stable caesium in bone and soft tissue. *Brit. J. Radiol.* 36: 745-748 (1963).
 237. Rosoff, B., S. H. Cohn, H. Spencer, Cesium-137 metabolism in man. *Rad. Res.* 19: 643-654 (1963).
 238. Yamagata, N., Cesium-137 levels in human body. August 1958-August 1960. *Bull. Inst. Public Health* 10: (1961); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.691.
 239. Yamagata, N., Estimation of the total-body load of caesium-137 in Japanese people. *Nature* 196: 284-285 (1962).
 240. Anderson, R. W., P. F. Gustafson, Concentration of Cs¹³⁷ in human rib bone. *Science* 137: 668 only (1962).
 241. Suguri, S., Cs¹³⁷ in man in Japan in 1961 and 1962. Personal communication.
 242. Saiki, M., T. Unuma, M. Uchiyama, Body burden of Cs¹³⁷ determined with human counter in November-December 1963. Summary book on 1964 Annual Meeting of the Atomic Energy Society of Japan.
 243. Andersson, J. O., J. Nilsson, Radioactivity in people living in the North of Sweden; *v.* United Nations document A/AC.82/G/L.650.
 244. Liden, K., Cs¹³⁷ burdens in Swedish Laplanders and reindeer; *v.* United Nations document A/AC.82/G/L.652.
 245. United States Department of Health, Education, and Welfare, Radiological Health Data, vol. II, pp. 484; 522-523 (1961); vol. III, pp. 13-17; 48-49; 86-87; 122-123; 150-151; 189-191; 224-242; 285-289; 336-342; 397-401; 437-441; 482-487 (1962); vol. IV, pp. 23-25; 31-34; 86-89; 96-99; 138-141; 147-149; 183-187; 196-199; 233-242; 291-295; 298-302 (1963).
 246. Ministerie van Landbouw en Visserij, The Netherlands. Unpublished report.
 247. Cigna, A. A., F. G. Giorcelli, Iodine-131 thyroid dose from milk in Italy during the period September 1962 to February 1963. *Science* 143: 379-380 (1964).
 248. Eisenbud, M., Y. Mochizuki, A. S. Goldin, *et al.*, Iodine-131 dose from Soviet nuclear tests. *Science* 136: 370-374 (1962).
 249. Eisenbud, M., Y. Mochizuki, G. R. Laurer, Iodine-131 dose to human thyroids in New York City from nuclear tests in 1962, pp. 1146-1157 in Hearings before the Subcommittee on Research, Development, and Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy, 88th Congress, August 20, 21, 22 and 27, 1963; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.888.
 250. Mays, C. W., Iodine-131 in Utah during July and August 1962. *Science* 141: 640-642 (1963).
 251. Mays, C. W., Iodine-131 in Utah from Nuclear tests in Nevada, pp. 559-563 in Hearings before the Subcommittee on Research, Development and Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy, 88th Congress, August 20, 21, 22 and 27, 1963; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.888.
 252. Knapp, H. A., Iodine-131 in fresh milk and human thyroids following a single deposition of nuclear test fallout. USAEC report TID-19266 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.872.
 253. Martell, E. A., Iodine-131 fallout from nuclear underground tests. *Science* 143: 126-129 (1964).
 254. Vennart, J., Measurements of iodine-131 in human thyroids following nuclear tests in 1961. *Nature* 196: 740-743 (1962).
 255. Yamagata, N., K. Iwashima, Environmental contamination with short-lived radionuclides in Japan in 1961. *J. Rad. Res.* 3: 1-15 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.764.
 256. Der Bundesminister für Atomkernenergie, Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, pp. 152-157. Bericht III/62.
 257. Eisenbud, M., B. Pasternack, G. Laurer, *et al.*, Estimation of the distribution of thyroid doses in a population exposed to I¹³¹ from weapon tests, pp. 1158-1172 in Hearings before the Subcommittee on Research, Development and Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy, 88th Congress, August 20, 21, 22 and 27, 1963; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.888.
 258. Comar, C. L., Factors influencing the biological availability of fallout radionuclides for animals and man. *Federation Proceedings* 22: 1402-1409 (1963).
 259. Laurer, G. R., M. Eisenbud, Low-level *in vivo* measurement of I¹³¹ in humans. *Health Physics* 9: 401-406 (1963).
 260. Visalli, F. J., *In vivo* measurements of I¹³¹ in children's thyroids, pp. 475-477 in Radiological Health Data, vol. IV, No. 8 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.853.
 261. Eisenbud, M., B. Pasternack, G. Laurer, *et al.*, Variability of I¹³¹ concentrations in the milk distribution system of a large city, pp. 1173-1175 in Hearings before the Subcommittee on Research, Development and Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy, 88th Congress, August 20, 21, 22 and 27, 1963; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.888.
 262. United States Department of Health, Education and Welfare, Radiological Health Data, vol. II, p. 528 only (1961); vol. III, pp. 45-50, 151-152, 342-343, 403-404 (1962); vol. IV, pp. 30-31, 94-96, 144-146, 192-194, 249-251, 297-298, 364-365, 411-412, 463-464, 505-506, 560-562, 601-603 (1963); vol. V, pp. 26-28, 65-67 (1964).
 263. Department of National Health and Welfare, Canada, Radiation Protection Division, Data from radiation protection programs, vol. I, No. 12, pp. 25-30 (1963); vol. II, No. 1, pp. 27-31 (1964).
 264. Comar, C. L., R. H. Wasserman, Radioisotope

- absorption and methods of elimination: Differential behavior of substances in metabolic pathways, pp. 526-540 in Symposium on Radioisotopes in the Biosphere, Univ. of Minnesota, Minneapolis, 1960.
265. Beninson, D., Radioestroncio y estroncio estable en la dieta y el hueso humano. Comisión Nacional de Energía Atómica de República Argentina, 1964.
 266. Lindell, B., Correlations between Cs¹³⁷ fallout rates, food levels and body burdens. The Radiation Protection Board, Institute of Radiophysics, Stockholm, June, 1964.
 267. Martínez, A. M., S. Bulbulian, T. A. Brody, Determinación del estroncio 90 en leches y aguas de lluvia. Instituto de Física, Universidad Nacional Autónoma de México, 1964.
 268. Suschny, O., Überblick über die Radioaktivität der in Österreich im Jahre 1961 konsumierten Lebensmittel. Mitteilungen Osterr. Sanitätsverw. 64: 15-24 (1963).
 269. Drasil, V., Z. Papezova, Milk contamination by Sr⁹⁰ in Czechoslovakia. Institute of Biophysics, Czechoslovak Academy of Sciences, Brno. Unpublished report to the UNSCEAR.
 270. Paakkola, O., Strontium-90 in Finnish milk during 1960-63. Personal communication.
 271. Saiki, M., N. Mochizuki, To be published in Radioactivity Survey Data in Japan, No. 3 (1964). National Institute of Radiobiological Sciences, Japan.
 272. Republic of Ireland, Department of Agriculture, Report on estimated levels of radionuclides in foodstuff during 1961, 1962 and 1963. Personal communication to the FAO.
 273. Comitato Nazionale Energia Nucleare, Data on environmental radioactivity collected in Italy (January-June 1961). BIO/12/61 (1961); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.770.
 274. Strackee, L., F. C. U. Mattern, Iodine-131 in milk and vegetables during the second part of 1961. Rijks Instituut voor de Volksgezondheid, Utrecht. Rep. RA-15 (1962).
 275. Strackee, L., F. C. U. Mattern, Sr⁹⁰ and Cs¹³⁷ in the human diet in the Netherlands during 1962. Rijks Instituut voor de Volksgezondheid, Utrecht. Rep. RA-21 (1964).
 276. Hvinden, T., L. Lund, P. Thorensen, Fallout in Norwegian milk in 1961. Interim rapport S-15. Forsvarets Forskningsinstitut, Norway, 1962.
 277. Lindell, B., A review of measurements of radioactivity in food, especially dairy milk, and a presentation of the 1963 data on Cs¹³⁷ and Sr⁹⁰. The Radiation Protection Board, Institute of Radiophysics, Stockholm, 1964.
 278. Huber, P., 5. Bericht der Eidgenössischen Kommission zur Überwachung der Radioaktivität zuhanden des Bundesrates für das Jahr 1961. Bulletin des Eidg. Gesundheitsamtes Nr. 4 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.801.
 279. Huber, P., 6. Bericht der Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität, zuhanden des Bundesrates für das Jahr 1962. Bulletin des Eidg. Gesundheitsamtes Nr. 4 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.894.
 280. Agricultural Research Council, Annual report for 1963-1964. Report ARCRL-12.
 281. Чулков П. М., Содержание стронция-90 в молоке отдельных районов СССР в 1960-1961 годах и в первой половине 1962 года. Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР, Москва, 1963; *v.e.* документ ООН А/АС.82/Г/Л.-910.
 282. Ministère de la santé publique, Service central de protection contre les rayonnements ionisants, Surveillance de la radioactivité sur le territoire français de 1961 à 1963. Rapport SCPRI No 98, p. 18-19 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.877.
 283. Pazy, N., Y. Feige, Radioactivity in milk in Israel for the period October 1961-June 1963. Israel Atomic Energy Commission report IA-882 (1964).
 284. Vohra, K. G., V. V. Shirvaikar, V. S. Bhatnagar, *et al.*, Measurements on the environmental radioactivity in India from nuclear weapon tests data collected during 1956-1961. Atomic Energy Establishment Trombay report AEET/AM/26 (1962).
 285. Vohra, K. G., C. Rangarajan, V. S. Bhatnagar, *et al.*, Measurements on the environmental radioactivity in India from nuclear weapon tests data collected during 1962-1963. Atomic Energy Establishment Trombay report AEET/AM/39 (1963).
 286. Asari, T., M. Chiba, M. Kuroda, Strontium-90 and cesium-137 in milk, pp. 9-13 in Radioactivity survey data in Japan, No. 1 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.921.
 287. Danbara, H., T. Mitsuhashi, Strontium-90 and cesium-137 in milk, pp. 13-16 in Radioactivity survey data in Japan, No. 1 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.921.
 288. Danbara, H., T. Mitsuhashi, Strontium-90 and cesium-137 in milk. To be published in Radioactivity survey data in Japan, No. 3, 1964.
 289. Asari, T., M. Chiba, M. Kuroda, Strontium-90 and cesium-137 in milk. To be published in Radioactivity survey data in Japan, No. 3, 1964.
 290. United Arab Republic Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Wide survey of Sr⁹⁰ in soil, food items and diet of the Delta region of UAR during the period July to December 1961. UARSCEAR report, vol. 4, No. 3 (1962).
 291. Mahmoud, K. A., F. H. Abd-el Said, A. T. Abd-el Fatah, Report on fallout and radioactive content of the food chain in UAR during the year 1962. UARSCEAR report, vol. 5, No. 1 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.932.
 292. Mahmoud, K. A., M. K. Moloukhia, S. A. Abde-Latif, *et al.*, Fallout and radioactive content of food chain in U.A.R. during the year 1963. UARSCEAR report, vol. 6-1, June 1964; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.948.
 293. Bryant, F. J., J. R. Moroney, D. J. Stevens, *et al.*, Strontium-90 in the Australian environment during 1961. Australian J. Sci. 26: 69-74 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.875.
 294. Bryant, F. J., W. J. Gibbs, J. R. Moroney, *et al.*

- Strontium-90 in the Australian environment during 1962. To be published.
295. Health and Safety Laboratory, Fallout program quarterly summary report, p. 229. USAEC report HASL-138 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.842.
 296. Health and Safety Laboratory, Fallout program quarterly summary report, p. 231. USAEC report HASL-140 and p. 208 in USAEC report HASL-142; *v.e.* United Nations documents A/AC.82/G/L.856 and A/AC.82/G/L.871.
 297. Mirna, A., Sr⁹⁰ in Austrian diet in 1960-62. Personal communication.
 298. Der Bundesminister für Atomkernenergie, Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung. Bericht III/62, p. 144 und Bericht IV/62, p. 155 (1962).
 299. Moisio, T., J. K. Miettinen, Caesium-137 and iodine-131 in Finnish milk from September 1962 to August 1963. Suomen Kemistilehti, B 36: 125-176 (1963).
 300. Wenger, P., K. Soucas, Radioactive fallout in Geneva during 1963. Personal communication.
 301. Beninson, D., J. Kramer, Radiocesio en la dieta humana. Comisión Nacional de Energía Atómica, Informe No. 67; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.746.
 302. United States Department of Health, Education and Welfare, Radiological Health Data, vol. IV, pp. 94-96, 144-146, 192-194 (1963).
 303. Grummitt, W. E., P. R. Kamath, Iodine-131 content of Canadian milk during 1961. AECL report AECL-1797 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.854.
 304. Cigna, A., C. Polvani, Intake of iodine-131 from milk in Italy during the period October-December 1961. Nature 194: 1123-1124 (1962).
 305. Agricultural Research Council, Interim report on radioactivity in diet. Report ARCRL-7 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.771.
 306. Agricultural Research Council, Interim report on radioactivity in milk. Report ARCRL-9 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.829.
 307. Beninson, D., E. Ramos, Contaminación por I¹³¹ debida al fallout. Comisión Nacional de Energía Atómica, Informe No. 75 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.808.
 308. Bonnyman, J., D. W. Keam, Iodine-131 levels in milk in Australia during the period May-November 1962. Australian J. Sci. 26: 74-76 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.866.
 309. United States Department of Health, Education and Welfare, Radiological Health Data, vol. III, pp. 189-191, 246-249, 285-288, 336-341, 397-401, 482-486 (1962).
 310. United States Department of Health, Education and Welfare, Radiological Health Data, vol. IV, pp. 23-25, 86-89, 138-142, 183-187, 233-242, 291-295, 359-362, 405-409, 455-459, 499-503, 551-557, 589-595 (1963).
 311. United States Department of Health, Education and Welfare, Radiological Health Data, vol. IV, No. 4, pp. 214-215 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.839.
 312. McDonald, N. S., D. L. Hutchinson, D. L. Moyer, *et al.*, Gamma-emitting radionuclides in newborn infants and children. Science 141: 1033-1035 (1963).
 313. Dean, P. N., Personal communication.
 314. Rundo, J., D. Newton, Some recent measurements of caesium-137 and zirconium-95 in human beings. Nature 195: 851-852 (1962).
 315. United States Department of Health, Education and Welfare, Radiological Health Data, vol. IV, p. 427 only and 573-574 (1963).
 316. Colard, J., Personal communication.
 317. Worthley, B., Personal communication.
 318. Mar, P. G., Strontium-90 content of human bone specimens, pp. 12-17 in Annual report for 1961 on the radioactive fallout study—CHNW (RP-5). Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada (1962).
 319. Department of National Health and Welfare, Canada, Radiation Protection Division, Data from radiation protection programs, vol. 1, No. 8, pp. 22-24 (1963).
 320. Rivera, J., Strontium-90 in human bones collected during 1961, pp. 203-212 in USAEC report HASL-127 (1962); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.793.
 321. Rivera, J., Strontium-90 in human bones collected during 1962, pp. 239-248 in USAEC report HASL-138 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.842.
 322. Rivera, J., Personal communication.
 323. Drasil, V., Z. Papezova, Personal communication.
 324. Pribilla, O., Personal communication.
 325. Kvale, E., A. F. Olsen, A. C. Pappas, *et al.*, Assay of Sr⁹⁰ in human bone in Norway, 1961-1963. Personal communication.
 326. Liniecki, J., W. Karniewicz, Sr⁹⁰ in human bones in Poland. Results for 1960 and 1961. Nukleonika 8: 401-410 (1963).
 327. Karniewicz, W., J. Liniecki, Personal communication.
 328. Medical Research Council, Assay of strontium-90 in human bone in the United Kingdom. Results for 1961, part I. MRC Monitoring report No. 4; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.779.
 329. Medical Research Council, Assay of strontium-90 in human bone in the United Kingdom. Results for 1961, part II. MRC Monitoring report No. 5; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.819.
 330. Medical Research Council, Assay of strontium-90 in human bone in the United Kingdom. Results for 1962, with some further results for 1961. MRC Monitoring report No. 6; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.844.
 331. Medical Research Council, Assay of strontium-90 in human bone in the United Kingdom. Results for 1962, part II. MRC Monitoring report No. 7; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.865.
 332. Saiki, M., T. Koyanagi, G. Tanaka, *et al.*, Assay of Sr⁹⁰ in human bone in Japan 1961-1963. To be published in J. Rad. Res.

333. McNeill, K. G., R. M. Green, The effective half-lives of caesium and iodine in the body. *Canadian J. Phys.* 37: 528-529 (1959).
334. Miller, C. E., Half-life of Cs¹³⁷ in two men, p. 31 in Argonne National Laboratory report ANL-5596 (1956).
335. Miller, C. E., Distribution and retention of Cs¹³⁷ after accidental inhalation. ANL report UAC-8383; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.892.
336. Oberhausen, E., Measurement of contaminated individuals, pp. 286-292 in USAEC report TID-7612 (1960).
337. Rowe, M. W., M. A. Van Dilla, Cesium-137 retention by one human subject, pp. 149-153 in Los Alamos Scientific Laboratory report LAMS-2780 (1962).
338. Van Dilla, M. A., M. J. Fulwyler, Retention of cesium-137 by adults. Los Alamos Scientific Laboratory report LAMS-3034.
339. Taylor, M. A., J. Vennart, D. M. Taylor, Retention and excretion of caesium-137 by man. *Phys. Med. Biol.* 7: 157-165 (1962).
340. Rundo, J., Measurements of fallout Cs¹³⁷ in human beings within the UKAEA. To be published.
341. International Commission on Radiological Protection, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Report of Committee II on permissible dose for internal radiation. Pergamon Press, N.Y., 1959.
342. Mochizuki, Y., R. Mowafy, B. Pasternack, The weight of human thyroids in New York City, pp. 1189-1194 in Hearings before the Subcommittee on Research, Development and Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy, 88th Congress, August 20, 21, 22 and 27, 1963; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.888.
343. Pendleton, R. C., C. W. Mays, R. D. Lloyd, *et al.*, Differential accumulation of I¹³¹ from local fallout in people and milk. *Health Physics* 9: 1253-1262 (1963).
344. Comar, C. L., R. A. Wentworth, J. R. Georgi, Thyroidal deposition in man, rat and dog of radioiodine from milk and non-milk sources. *Health Physics* 9: 1249-1252 (1963).
345. Van Dilla, M. A., M. J. Fulwyler, Thyroid metabolism in children and adults using very small (nanocurie) doses of iodine-125 and iodine-131. *Health Physics* 9: 1325-1331 (1963).
346. Krey, P. W., D. Bogen, E. French, Plutonium in man and his environment. *Nature* 195: 263-265 (1962).
347. Osborne, R. V., Plutonium-239 and other nuclides in ground-level air and human beings during spring 1962. *Nature* 199: 143-146 (1963).
348. Rundo, J., D. Newton, Some recent measurements of caesium-137 and zirconium-95 in human beings. *Nature* 195: 851-852 (1962).
349. Liebscher, K., T. Schönfeld, A. Schaller, Concentration of inhaled cerium-144 in pulmonary lymph nodes of human beings. *Nature* 192: 1308 only (1961).
350. Wegst, A. K., C. A. Peilletier, G. H. Whipple, Detection and quantitation of fallout particles in a human lung. *Science* 143: 957-959 (1964).
351. Yamasaki, F., Personal communication.
352. Swedjemark, G. A., Personal communication.
353. Gibson, J. A. B., The gamma radiation background at Grove, Berkshire. Report AERE-HP-Gen-39.
354. Burch, P. R. J., J. C. Duggleby, D. B. Oldroyd, *et al.*, Studies of environmental radiation at a particular site with a static gamma-ray monitor in Proceedings of the International Symposium on Natural Radiation Environment, Rice University, Houston, Texas, 1963. In press.
355. Chamberlain, A. C., Relation between measurements of deposited activity after the Windscale accident of October 1957. UKAEA report AERE-HP/R-2606 (1958).
356. Holme, D. A., K. Stewart, The gamma dose-rate above an infinite plane source. Report AWRE-E-6/63.
357. Gustafson, P. F., Assessment of the radiation dose due to fallout. *Radiology* 75: 282-288 (1960).
358. Gustafson, P. F., S. S. Brar, Gamma-ray doses from short-lived fission products from nuclear weapon tests. *Health Physics* 9: 629-634 (1963).
359. Gustafson, P. F., Personal communication.
360. Collins, W. R. Jr., G. A. Welford, R. S. Morse, Fallout from 1957 and 1958 nuclear test series. *Science* 134: 980-984 (1961).
361. Collins, W. R. Jr., Measured and predicted contribution from fallout to environmental radiation levels, pp. 271-278 in USAEC report TID-7632; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.776.
362. Collins, W. R. Jr., Personal communication.
363. Gale, H. J., D. L. O. Humphreys, E. M. R. Fisher, The weathering of caesium-137 in soil. UKAEA report AERE-4241; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.860.
364. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, National Food Survey Committee, Annual report for 1960. H.M.S.O., London, 1961.
365. Lindell, B., An approach to the question of computing doses and effects from fallout. *Health Physics* 2: 341-365 (1960).
366. United States Department of Health, Education and Welfare. Radionuclide concentration in daily diet of children 6-18 years old. Institution averages, 1961-1963. Unpublished report.
367. Koren, K., Personal communication.
368. Palmer, H. E., W. C. Hanson, B. J. Griffin, *et al.*, Radioactivity measurements in Alaskan Eskimos in 1963. *Science* 144: 859-860 (1964).
369. Miettinen, J. K., Measurements of Cs¹³⁷ in Finnish Lapps in 1962-63 by a mobile whole body counter. Proceedings of a Symposium on Assessment of Radioactive Body Burdens in Man, May 10-16, 1964, Heidelberg. IAEA, to be published.
370. Häsänen, E., J. K. Miettinen, The body burden of Cs¹³⁷ in people of Southern Finland, 1961-1963. *Ibid.*
371. Liden, K., Y. Naversten, The enhanced radio-cesium levels of people in Northern Sweden. *Ibid.*
372. Bengtson, G., K. Liden, The Cs¹³⁷ and potassium

- level of the population at Lund, February 1964. Personal communication.
373. Medical Research Council, Assay of Sr⁹⁰ in human bone in the United Kingdom. Repts for 1963, part I. Monitoring report series No. 8, 1964; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.938.
 374. Michon, G., Personal communication.
 375. Liden, K., Personal communication.
 376. Hardy, E., W. Collins, Health and Safety Laboratory fallout program quarterly summary report, p. 221. USAEC report HASL-131; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.803.
 377. Feely, H. W., J. E. Hardaway, R. J. Lagomarsino, An estimate of the stratospheric burden of strontium-90 on 1 January 1964. A report of work performed under contract DA-49-146-XZ-079. Defence Atomic Support Agency, Washington, D.C.
 378. Telegadas, K., Personal communication.
 379. Collins, W., Personal communication.
 380. Salter, L. P., Personal communication.
 381. Kalstein, M. I., Rhodium-102 high-altitude tracer experiment. *Science* 137: 645-652 (1962).
 382. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, annex F, part 3, paragraph 23. General Assembly document Suppl. No. 16 (A/5216), 1962.
 383. Ministry of Housing and Local Government, Scottish Development Department and Ministry of Health and Local Government of Northern Ireland, Radioactivity in drinking water in the United Kingdom—1962 results.
 384. Takahashi, T., T. Hamada, F. Yamasaki, Personal communication.
 385. Saiki, M., Personal communication.
 386. International Atomic Energy Agency, Division of Research and Laboratories, Überblick über die Radioaktivität der in Österreich konsumierten Lebensmittel. *Mitteilungen der Österreichischen Sanitätsverwaltung* 62, Heft 12: 365-376 (1961).
 387. Donth, H., Personal communication.
 388. Strackee, L., Personal communication.
 389. New Zealand Department of Health, National Radiation Laboratory, Fallout in New Zealand. Annual report for 1963, No. NRL/F-11 (1964).
 390. Jammet, H., Personal communication.
 391. Strackee, L., Iodine-137 in milk in the first quarter of 1962. Rijks Instituut voor de Volksgezondheid, Utrecht. Rep. F1/62 RA (1962).
 392. Mattern, F. C. U., Iodine-137 in the last part of 1962. Rijks Instituut voor de Volksgezondheid, Utrecht. Rep. 34/63 RA (1963).
 393. Mahmoud, K. A., Personal communication.
 394. Beninson, D., E. Van der Elst, E. Ramos, Studies on fission products in the environment. In press.
 395. Bryant, F. J., Personal communication.
 396. Kulp, J. L., A. R. Schulert, E. S. Hodges, Strontium-90 in man. *Science* 132: 448-457 (1960).
 397. Alsop, R. J. L., J. Bonnyman, D. W. Keam, *et al.*, Personal communication.
 398. Невструева М. А., Моисеев А. А., Попов Д. К. и др., Характеристика радиоактивного загрязнения биологической цепочки мох-олень-человек на крайнем севере СССР в период с 1961 года до начала 1964 года. Личная передача.
 399. Марей А. Н., Книжников В. А., Ярцев Е. И. и др., Содержание стронция-90 в костной ткани населения Советского Союза в 1959-1963 годах. Личная передача.
 400. O'Brien, B. J., Personal communication.
 401. Stebbins, A. K., Second special report on the high altitude sampling programme. Technical Analysis Report DASA-539B (1961).
 402. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, annex F, part II, paragraph 120. General Assembly document Suppl. No. 16 (A/5216), 1962.
 403. Miyake, Y., H. Tsubota, Estimation of the direct contribution of meteoric water to river waters by means of fall-out radiocaesium and radiostrontium, pp. 425-431 in *Radioisotopes in Hydrology*. IAEA, Vienna, 1963.
 404. Miyake, Y., K. Saruhashi, Y. Katsuragi, *et al.*, Penetration of Sr⁹⁰ and Cs¹³⁷ in deep layers of the Pacific and vertical diffusion rate of deep water. *J. Rad. Res.* 3 (3): 141-147 (1962).
 405. Kigoshi, K., Krypton-85 in the atmosphere. *Bull. Chem. Soc. of Japan* 35 (6): 1014-1016 (1962).
 406. Machta, L., Personal communication based upon analysis of stratospheric samples of CO for C¹⁴ by F. Hagermann.
 407. Telegadas, K., Personal communication.
 408. Machta, L., Personal communication.
 409. Keeling, C. D., The concentration and isotopic abundances of carbon dioxide in the atmosphere. *Tellus* 12 (2): 200-203 (1960).
 410. Bishop, K. F., H. J. Delafield, A. E. J. Eggleton, *et al.*, The tritium content of atmospheric methane, pp. 55-62 in *Tritium in the Physical and Biological Sciences*. IAEA, Vienna, 1962.
 411. Miyake, Y., K. Saruhashi, Y. Katsuragi, *et al.*, Cesium-137 and strontium-90 in sea water. *J. Rad. Res.* 2 (1): 25-28 (1961).
 412. Friend, J. P., H. W. Feely, P. W. Krey, *et al.*, The high altitude sampling program. Discussion of HASP results, pp. 201-247 in *Defense Atomic Support Agency report DASA-1300, vol. 3* (1961).
 413. United States Atomic Energy Commission, Press release No. F-250, Dec. 6 (1963).
 414. United States Atomic Energy Commission, Press release No. 110, May 11 (1964).
 415. Grummitt, W. E., J. E. Guthrie, Assessment of the radiation dose to Canadians from fallout. *Canadian J. Phys.* 42: 287-291 (1964).
 416. Menker, H. E., Isotopic composition of uranium and plutonium in Richmond, California, fallout.

- USAEC report HASL-131, p. 200; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.803.
417. Peterson, K. R., B⁵⁷ air sampling in Southwestern United States—February and March 1961. USAEC report HASL-142, pp. 277-292; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.871.
418. Малахов С. Г., Середа Г. А., Брендаков В. Ф. и др., Радиоактивные выпадения на территории СССР в 1963 году. Личная передача.
419. Collins, Jr., W. R., Sr⁹⁰ deposition on the Earth's surface from 1958 through 1963. USAEC report HASL-146, pp. 241-248 (1964).
420. Harley, J., Personal communication.
421. Chesselet, R., G. Lambert, B. C. Nguyen, *et al.*, Paper presented to International Symposium of the French Health Physics Society, Saclay, November 1963.
422. Lingenfelter, R. E., Production of carbon-14 by cosmic ray neutrons. *Rev. Geophys.* 1: 35-55 (1963).
423. Machta, L., Personal communication.
424. Brown, R. M., Personal communication; *v.e.* IAEA lists WP/17/1, 2 and 3 (January 1962, October 1962 and November 1963).
425. Kigoshi, K., Natural concentration of krypton-85, carbon-14 and tritium in recent years; *v.* United Nations document A/AC.82/G/L.693.
426. Beninson, D., Personal communication.
427. Hiyama, Y., Personal communication.
428. Commissariat à l'énergie atomique, Département de la protection sanitaire, Pollution radioactive des denrées alimentaires. Tableaux récapitulatifs. Document destiné à l'enquête de l'OAA, octobre 1963.
429. Tajima, E., Personal communication.
430. United States Department of Defense, Defense Atomic Support Agency, Project Star Dust, Personal communication.

ANNEXE B

RADIOCANCEROGENESE CHEZ L'HOMME

TABLE DES MATIERES

| | <i>Paragraphes</i> | | <i>Paragraphes</i> |
|---|--------------------|---|--------------------|
| I. — INTRODUCTION..... | 1-20 | IV. — TUMEURS DU COU (AUTRES QUE CELLES DE LA THYROÏDE) SURVENANT APRÈS RADIOTHÉRAPIE | 122-125 |
| II. — LEUCÉMIE..... | 21-89 | V. — TUMEURS DE LA PEAU SURVENANT APRÈS RADIOTHÉRAPIE..... | 126-129 |
| La leucémie chez les survivants des explosions de bombes atomiques au Japon..... | 21-33 | VI. — TUMEURS DES OS..... | 130-145 |
| La leucémie chez les personnes arrivées à Hiroshima peu après l'explosion..... | 34-36 | Tumeurs des os survenant après radiothérapie. | 130-131 |
| La leucémie chez les radiologues américains... | 37-39 | Tumeurs des os chez des personnes ayant absorbé du radium..... | 132-145 |
| La leucémie chez les malades atteints de spondylarthrite ankylosante..... | 40-35 | VII. — NÉOPLASMES LIÉS AU THORIUM..... | 146-151 |
| La leucémie chez les enfants irradiés pour traitement de l'"hypertrophie du thymus"..... | 56-61 | VIII. — CANCER DU POU MON CHEZ LES MINEURS..... | 152-174 |
| La leucémie chez les enfants irradiés <i>in utero</i> .. | 62-73 | IX. — FRÉQUENCE GLOBALE DES NÉOPLASMES SURVENANT APRÈS IRRADIATION TOTALE DU CORPS.. | 175-193 |
| La leucémie dans le cas d'autres groupes irradiés par des sources externes à des fins médicales | 74-81 | Survivants des explosions de bombes atomiques au Japon..... | 175-180 |
| La leucémie consécutive au traitement par l'iode 131..... | 82-85 | Populations exposées à un rayonnement ambiant élevé..... | 181 |
| La leucémie chez les personnes atteintes de polycythémie vraie traitées par le phosphore 32. | 86-87 | Enfants exposés aux rayons X <i>in utero</i> aux fins de diagnostic..... | 182-193 |
| La leucémie et l'exposition au rayonnement ambiant..... | 88-89 | | |
| III. — NÉOPLASMES DE LA THYROÏDE..... | 90-121 | | <i>Pages</i> |
| Carcinome de la thyroïde chez les survivants des explosions de bombes atomiques au Japon.. | 90-100 | TABLEAUX..... | 106 |
| Néoplasmes de la thyroïde chez les malades traités par des sources radioactives externes. | 101-119 | RÉFÉRENCES..... | 114 |
| Néoplasmes de la thyroïde chez les malades traités par l'iode 131..... | 120-121 | | |

I. — Introduction

1. Le principal objet de la présente annexe est de passer en revue les données concernant la cancérisation induite par les rayonnements ionisants chez l'homme, et tout spécialement les renseignements qui sont nouveaux ou qui n'ont pas été discutés de façon détaillée dans le rapport^a que le Comité a présenté en 1962 à l'Assemblée générale^{a, b}.

2. La plupart des renseignements dont on dispose sur la radio-induction de tumeurs chez l'homme et chez l'animal de laboratoire proviennent de l'étude des effets de doses de rayonnement élevées, c'est-à-dire d'au moins quelques centaines de rads. Ces données nous ont appris que des doses élevées de rayonnements ionisants peuvent provoquer chez les mammifères la cancérisation de tissus très divers ou contribuer à cette cancérisation, et que la radiosensibilité des différents tissus varie considérablement selon les facteurs génétiques et physiologiques.

3. En ce qui concerne les doses faibles (de l'ordre de 10 rads ou moins), les renseignements sont rares et

^a Documents officiels de l'Assemblée générale, dix-septième session, Supplément No 16 (A/5216); appelé ci-après "rapport de 1962".

^b Les nombres placés au-dessus de la ligne renvoient aux références bibliographiques qui se trouvent à la fin de la présente annexe.

l'on ne peut que faire des hypothèses quant à l'effet cancérogène général des rayonnements aux doses faibles.

4. Dans l'ensemble, les mécanismes de la cancérogenèse ne sont pas bien connus. On sait, cependant, que les modifications néoplastiques se produisent au niveau cellulaire et sont fréquemment associées à des modifications observables de la structure (en particulier, de la constitution chromosomique) et des fonctions de la cellule. Des agents cancérogènes divers, aussi bien substances chimiques et virus que rayonnements ionisants, provoquent des changements d'ordre structural et fonctionnel qui présentent un caractère semblable.

5. Parmi les processus qui jouent probablement un rôle important, et qui comprennent des facteurs de caractère systémique comme de caractère local, figurent a) les lésions directes de la cellule, notamment les modifications portant sur les gènes et les chromosomes; b) la promotion de la croissance et du développement de cellules potentiellement malignes par l'intermédiaire de dommages locaux dans des systèmes cellulaires ou un stroma lié à ces cellules; c) des perturbations complexes de l'homéostasie cellulaire ou tissulaire; d) des influences et effets systématiques agissant sur des tissus et cellules éloignés qui pourraient entraîner une altération des mécanismes d'immunité, des perturbations endocriniennes et des modifications du métabolisme et de la nutrition.

6. Les recherches et études radiobiologiques conduisent à penser qu'il faut en général des doses de rayonnement relativement grandes pour provoquer des effets systémiques graves ou des modifications observables de la structure et des fonctions des tissus. Ces effets des doses élevées peuvent jouer un grand rôle dans l'apparition des néoplasmes qui viennent se superposer aux altérations chroniques induites par les rayonnements dans les tissus. Cependant, comme le cancer peut aussi être provoqué par de faibles doses de rayonnements ionisants, il semble que les principaux mécanismes qui entrent en jeu devraient plutôt correspondre à la production de tumeurs malignes par suite de mutations, de lésions chromosomiques ou peut-être de modifications qui augmentent la susceptibilité des cellules à une transformation sous l'action des virus.

7. D'une manière générale, les tumeurs radio-induites ne peuvent être distinguées des cancers dus à d'autres causes. En outre, comme on l'a déjà dit, certains mécanismes fondamentaux peuvent être les mêmes. Ces deux considérations affectent le genre de renseignements statistiques que permettent d'obtenir des études cliniques ou expérimentales, et l'interprétation de ces renseignements.

8. Lorsque des mécanismes de base semblables interviennent dans la production des cancers radio-induits et dans celle d'autres cancers, les rayonnements peuvent avoir pour effet soit a) de déplacer vers l'origine la courbe témoin de la distribution des tumeurs par âge, soit b) de multiplier par un certain facteur la fréquence exprimée en fonction de l'âge. Si les mécanismes qui interviennent ne sont pas semblables, l'irradiation peut avoir pour effet un surcroît de fréquence qui n'est pas lié à la fréquence témoin en fonction de l'âge. Le nombre des tumeurs qui apparaissent dans un intervalle de temps donné suivant l'irradiation dépend du processus, ou de la combinaison de processus, qui agit ainsi que des modifications éventuelles de la durée de survie dues à l'irradiation.

9. La plupart des données dont on dispose pour l'homme, et même pour l'animal de laboratoire, correspondent à une période limitée postérieure à l'irradiation, de sorte que si l'on cherche à évaluer la fréquence des tumeurs sur la durée de vie totale on sera probablement obligé de faire une extrapolation.

10. Dans les estimations du risque pour les populations humaines, il convient de tenir compte des difficultés que présentent les études épidémiologiques. Il se peut, par exemple, que la susceptibilité dans la population soit très variable, par suite de différences dans les facteurs génétiques et physiologiques ainsi que dans l'environnement. Aussi la relation dose-effet que l'on observe en étudiant l'ensemble d'une population ne s'applique-t-elle pas nécessairement à des individus ou à des sous-groupes de cette population. Lorsque des estimations du risque ont été établies séparément dans le cas de sujets irradiés hautement sélectionnés pour telle ou telle raison, on ne peut les appliquer qu'avec une grande prudence à la population en général.

11. Souvent, on est obligé d'évaluer les doses longtemps après l'irradiation et, comme il peut être impossible de reproduire les conditions existant lors de cette irradiation, nombre des estimations de la dose sont nécessairement entachées d'une grande incertitude.

12. De plus, la terminologie et la définition de la dose posent des problèmes. Lorsque le corps n'a pas été irradié de façon uniforme (champ d'irradiation limité, péné-

tration limitée du rayonnement, ou distribution non uniforme des radioéléments dans le corps), il est impossible de décrire l'irradiation de façon précise par une seule valeur: on doit indiquer la distribution de la dose. Or, pour toute estimation de risque particulière, on doit se fonder sur une valeur unique d'une grandeur caractérisant l'irradiation, même si la précision ou la signification de cette valeur est limitée.

13. Les grandeurs physiques que l'on détermine le plus souvent dans le cas de l'irradiation externe sont le kerma ou la dose d'exposition à l'air libre², car les mesures se font souvent avec des dispositifs de masse minimale et sans recours à un fantôme. Comme les interactions physiques sont très complexes, les valeurs ainsi déterminées peuvent être très différentes de la dose absorbée dans les tissus considérés.

14. Dans tous les cas, les estimations empiriques du risque ne sont valables que pour les conditions d'irradiation dans lesquelles elles ont été obtenues. Ainsi, une estimation du risque valable pour une certaine dose administrée en une fois n'est probablement pas valable pour la même dose répartie sur une longue période.

15. Pour estimer le risque en fonction de la dose, il faudrait disposer d'une courbe dose-effet établie sur un grand intervalle de doses. Mais les données relatives à l'homme sont peu nombreuses, et celles qui existent ne se rapportent qu'à un intervalle de doses étroit. Dans cet intervalle et compte tenu des limitations précitées, on peut établir des estimations du risque. Hors de l'intervalle connu on doit nécessairement faire des hypothèses touchant la relation dose-effet.

16. L'une de ces hypothèses concerne la "dose seuil". Il se peut qu'une dose seuil existe pour certaines formes de cancer radio-induit, mais son existence ne peut être établie qu'en déterminant les mécanismes qui entrent en jeu, et même les études statistiques de la fréquence du cancer dans de vastes populations irradiées ne permettent pas de trancher le problème. C'est pourquoi, pour évaluer le risque aux doses faibles, on doit en général admettre qu'il existe, même aux doses les plus faibles, un risque limité, si petit soit-il, d'induction du cancer.

17. Dans la majorité des cas où l'on a tenté d'extrapoler aux doses faibles, on a admis une relation linéaire entre la dose et l'effet. L'emploi de l'hypothèse de la linéarité a été examiné dans le rapport de 1962. Il est à souligner que cette hypothèse est la seule qui permette d'utiliser des valeurs moyennes de la dose dans les évaluations du risque. En général, l'hypothèse d'une relation linéaire entre la dose et la fréquence aux faibles doses conduit probablement à surestimer le risque.

18. En effet, la plupart des courbes dose-effet connues tendent à être sigmoïdes ou linéaires à l'extrémité voisine de l'origine et, d'autre part, des considérations d'ordre théorique permettent de supposer que des modifications à un seul événement prédominent aux doses très faibles. La certitude que les extrapolations linéaires tendent à donner des valeurs surestimées du risque se renforce surtout lorsque l'observation porte sur la région où l'effet augmente rapidement avec la dose.

19. Une estimation fondée sur l'excédent par rapport à la fréquence "naturelle" dépend dans une grande mesure de cette dernière fréquence, laquelle est parfois très faible (par exemple dans le cas du cancer de la thyroïde ou des os). Quant aux estimations absolues du risque, elles constituent une mesure de la sensibilité des différents tissus à la radiocancérisation.

20. Dans le présent rapport, les estimations du risque d'induction d'un cancer sont données soit en valeur relative — accroissement par rapport à la fréquence naturelle —, soit sous forme absolue — nombre de cas par unité de temps et unité de dose dans une population de dimension donnée, par exemple nombre de cas pour un million par an et par rad. Il convient de souligner que ces estimations du risque ne sont dignes de foi que dans l'intervalle de doses (généralement élevées) pour lequel on dispose de renseignements. Les appliquer à des doses qui se trouvent hors de l'intervalle observé peut donner lieu à des erreurs considérables; dans la région des doses faibles, lorsqu'on a recours à une extrapolation linéaire jusqu'à la dose zéro, on ne peut considérer ces estimations que comme une indication de la limite supérieure du risque.

II. — Leucémie

LA LEUCÉMIE CHEZ LES SURVIVANTS DES EXPLOSIONS DE BOMBES ATOMIQUES AU JAPON

21. Les renseignements les plus utiles dont on dispose sur la relation entre l'irradiation et la leucémie chez l'homme sont ceux que l'on tire de l'étude des survivants du bombardement atomique d'Hiroshima et de Nagasaki. Toutefois, même ces études sont entachées d'une grande incertitude en ce qui concerne la dosimétrie, la dimension et les caractéristiques des populations exposées ainsi que la fréquence des cas de leucémie. De plus, la fréquence elle-même est observée sur une population de survivants, c'est-à-dire de sujets hautement sélectionnés, tout au moins aux niveaux de dose élevés.

22. Quelques études ont été faites sur une "population ouverte" et il se peut qu'elles n'aient guère pu tenir compte de la migration des personnes non exposées ou exposées. Cherchant à pallier les incertitudes que comporte l'observation prolongée d'une telle "population ouverte", l'Atomic Bomb Casualty Commission (ABCC) a établi un "échantillon principal", qui est une "population fermée" comprenant des fractions assorties, pour ce qui est de l'âge et du sexe, de la population exposée à faible distance (0 à 2 000 m de l'hypocentre), exposée à grande distance (2 000 à 10 000 m) et non exposée (plus de 10 000 m).

23. Watanabe⁶ a publié la fréquence de la leucémie parmi les survivants d'Hiroshima ("population ouverte") en prenant tous les cas de leucémie enregistrés pendant la période de 17 ans 1946-1962. Ces données ont servi à calculer la fréquence des cas de leucémie dans la population totale, dans la population non exposée (au-delà de 5 000 m, y compris vraisemblablement les personnes arrivées après l'explosion) et dans la population exposée (dans un rayon de 5 000 m); ces fréquences sont données dans le tableau I et représentées à la figure 1. Des évaluations du risque relatif sont données dans le tableau II.

24. Le tableau I et la figure 1 montrent que la fréquence indiquée des cas de leucémie parmi les personnes exposées (dans un rayon de 5 000 m) a fortement augmenté après 1946 pour atteindre en 1951 un maximum égal à 11 fois la valeur observée pour la population non exposée (à plus de 5 000 m). Entre 1952 et 1959, la fréquence dans la population exposée a oscillé en dessous de ce maximum; elle a varié entre des valeurs encore plus faibles entre 1960 et 1962.

25. Brill et coll.⁷ ont résumé et comparé des données publiées précédemment au sujet des leucémies relevées

jusqu'en 1958 parmi les survivants d'Hiroshima et de Nagasaki qui formaient l'échantillon principal ou "population fermée" de l'ABCC. Le tableau III donne les fréquences en fonction de la distance à l'hypocentre durant la période de 12 ans qui va de 1947 à 1958 pour les 89 et 60 cas confirmés d'Hiroshima et de Nagasaki respectivement.

26. La fréquence des leucémies était fortement accrue chez les survivants exposés dans un rayon de 1 500 m. Brill et coll. considèrent que la fréquence annuelle moyenne à Hiroshima pour une distance de 2 000 à 10 000 m (28 cas pour 1 million et par an) n'est pas significativement plus élevée que la valeur prévue pour le reste du Japon, où l'on signale de 20 à 30 cas de leucémie pour un million et par an. D'après les chiffres de Watanabe, la fréquence n'est pas non plus significativement différente de la fréquence annuelle moyenne dans la population non exposée d'Hiroshima au cours de la même période. La grande fréquence des leucémies (27 cas pour un million et par an) parmi les personnes exposées à Nagasaki entre 2 000 et 10 000 m (tableau III) est supérieure de façon significative ($P < 0,05$) à la valeur que laisse prévoir la fréquence observée dans la population du Japon.

27. Brill et coll.⁷ ont également analysé les relations qui existent entre la dose de rayonnement corrigée pour tenir compte de l'atténuation par les bâtiments (dans le cas des sujets pour lesquels les renseignements disponibles permettaient d'introduire des corrections individuelles de la dose) et la fréquence moyenne des cas confirmés de leucémie pendant la période de 9 années allant de 1950 à 1958 dans l'échantillon principal d'Hiroshima et de Nagasaki. Les figures 2 et 3 donnent une idée générale des doses de neutrons et de rayons gamma selon la distance à l'hypocentre à Hiroshima et à Nagasaki. Les facteurs d'atténuation de la dose imputables à la protection reposent sur les valeurs moyennes observées lors d'explosions expérimentales effectuées dans le désert du Nevada⁸. Dans le cas des personnes qui se trouvaient à découvert, il n'a pas été appliqué de facteur d'atténuation. Pour celles qui étaient partiellement protégées, on a admis que la dose dans l'air était atténuée de 15 p.100 dans le cas du rayonnement gamma et de 25 p.100 dans le cas des neutrons. En ce qui concerne les personnes qui se trouvaient dans des maisons de construction légère de type japonais, on a adopté une atténuation de 30 p.100 de la dose dans l'air pour le rayonnement gamma et de 50 p.100 pour les neutrons. On n'a pas tenu compte d'autres catégories de personnes du point de vue de la protection, étant donné que l'on ne connaissait pas les facteurs d'atténuation correspondants. De ce fait, l'échantillon et le nombre des cas de leucémie ont subi une nouvelle réduction. Les chiffres correspondant aux rayons gamma et aux neutrons ont été additionnés dans le rapport de 1 pour 1, en admettant une EBR de 1 pour les neutrons. Si l'EBR était en réalité supérieure à 1, le fait d'utiliser la proportion 1 pour 1, comme ici, conduirait à une valeur estimée plus grande du risque de leucémie par dose unité, du moins pour Hiroshima.

28. Le tableau IV groupe les valeurs ainsi obtenues pour la fréquence des leucémies confirmées selon la dose absorbée pour 51 cas à Hiroshima et 25 cas à Nagasaki durant les neuf ans allant de 1950 à 1958. La fréquence annuelle des leucémies en fonction de la dose est représentée sous forme de graphique à la figure 4.

29. La relation entre la dose et la fréquence annuelle des leucémies à Hiroshima pendant la période de neuf ans allant de 1950 à 1958 peut être représentée par une

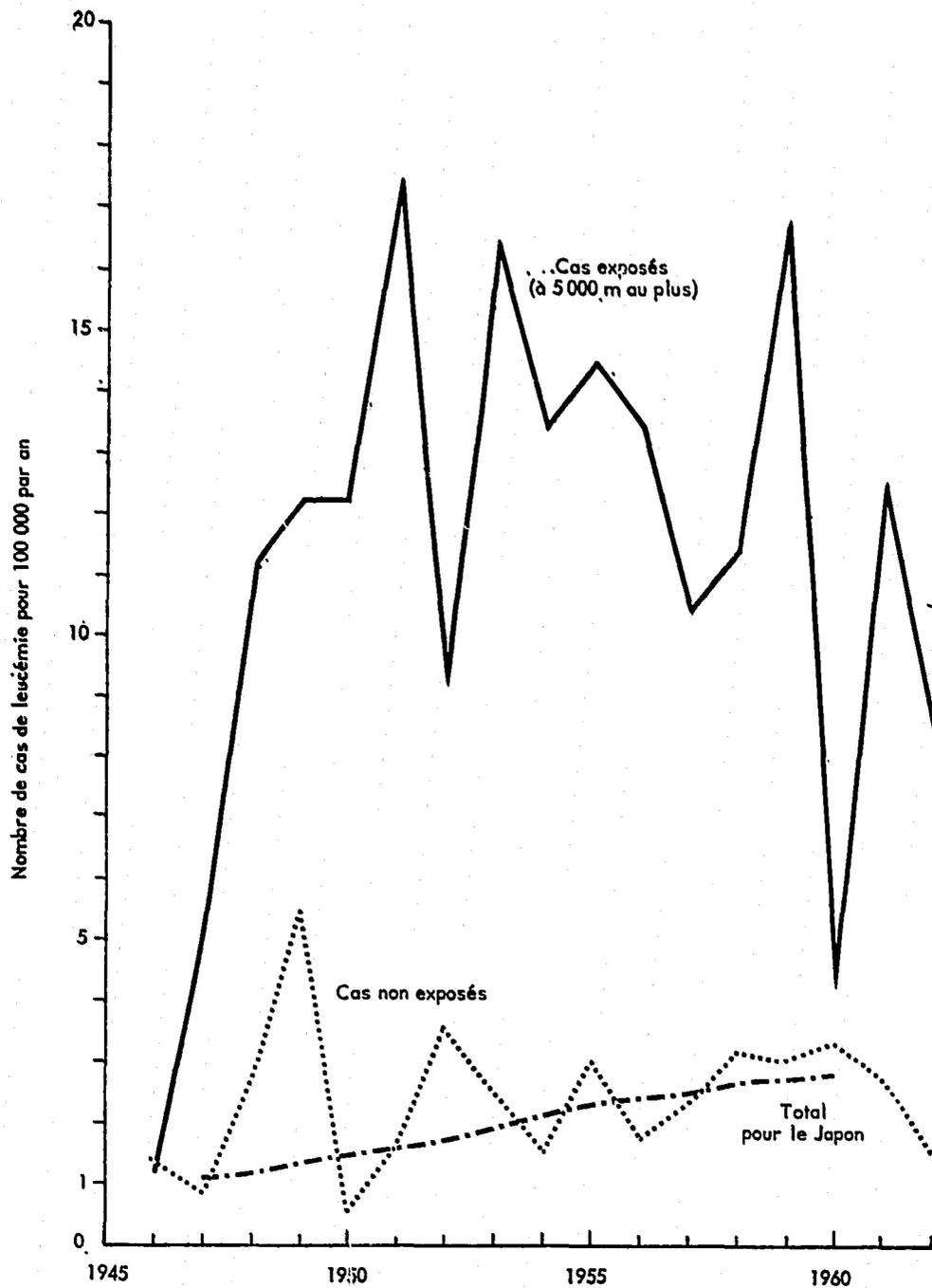


Figure 1.—Fréquence des cas de leucémie à Hiroshima (1946-1962) [adapté de Watanabe⁶]

ligne droite dans l'intervalle de 100 à 900 rads. Entre 10 et 100 rads les fréquences concernant chacun des groupes de dose, tout en correspondant à une relation linéaire, ne diffèrent pas significativement les unes des autres.

30. Les données montrent qu'au moins dans l'intervalle de 100 à 900 rads, le taux moyen d'augmentation de la fréquence en fonction de la dose était de 1,1 et 1,6 cas pour un million par an et par rad à Hiroshima et Nagasaki respectivement, soit entre 1 et 2 cas pour un million par an et par rad pour les deux villes prises ensemble. Comme la population exposée à Nagasaki était plus petite, et les cas de leucémie moins nombreux, la valeur de l'estimation obtenue pour cette ville est moins digne de foi du point de vue statistique. Toutefois, dans les deux cas, la principale cause d'incertitude tient

probablement aux insuffisances de la dosimétrie plutôt qu'à la variabilité inhérente des données.

31. Si l'on considère ensemble les cas relevés à Hiroshima et à Nagasaki, on constate une certaine corrélation entre l'année d'apparition de la leucémie et la distance à l'hypocentre. Dans les deux villes, le groupe présentant des symptômes de mal des rayons se trouvait plus près de l'hypocentre et la fréquence des leucémies y était significativement plus élevée que dans le groupe ne présentant pas ces symptômes.

32. Il ne semble pas que la répartition préférentielle de divers types de leucémie suivant les groupes d'âges soit fortement modifiée par l'irradiation. La rareté de la leucémie lymphocytaire chronique au Japon a été confirmée. Les formes de leucémie pour lesquelles on a constaté la plus grande augmentation parmi les sur-

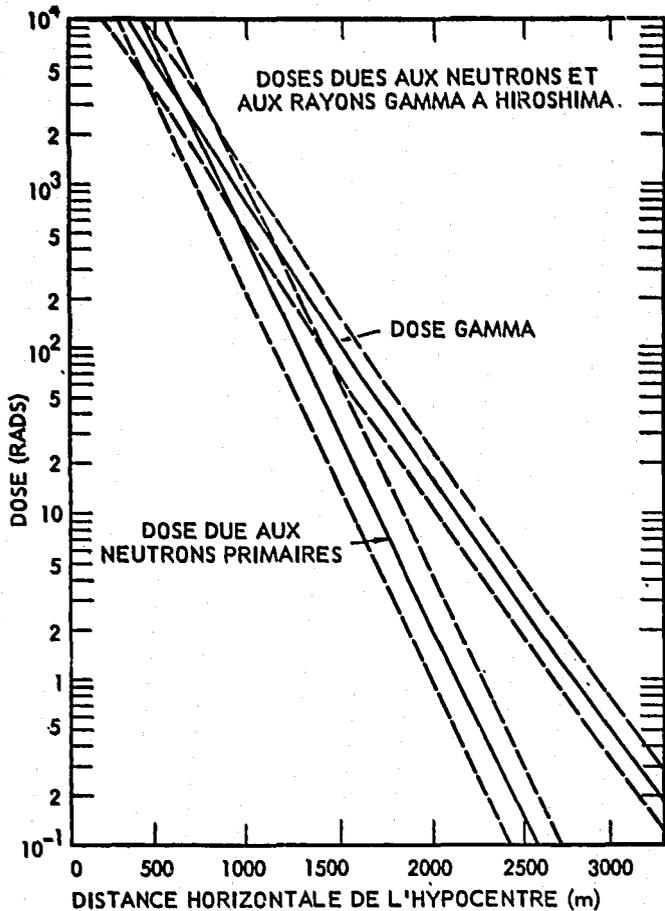


Figure 2.—Doses de neutrons et de rayons gamma dans l'air à Hiroshima en fonction de la distance horizontale à partir de l'hypocentre, estimées par York³

vivants exposés à moins de 1 500 m sont la leucémie granulocytaire chronique et la leucémie aiguë. La leucémie aiguë a été observée surtout chez les sujets d'un âge inférieur à 10 ans au moment de l'irradiation. Normalement, ce type de leucémie se manifeste le plus souvent chez les jeunes. Si chez les survivants japonais la leucémie granulocytaire chronique a été constatée de façon prédominante dans le groupe d'âges moyens, des enfants en ont été également atteints avec une fréquence accrue. Les leucémies aiguës — granulocytaire, myélo-monocytaire et formes non classées — se sont également manifestées avec une fréquence accrue.

33. La fréquence des divers types hématologiques de leucémie variait systématiquement en fonction de l'âge au moment de l'irradiation⁷, et les courbes d'âge-fréquence obtenues pour la population irradiée et la population témoin sont donc presque parallèles¹³⁵. Comme la fréquence naturelle de certains types peut, selon l'âge, varier dans la proportion de 1 à 10 ou même plus, le nombre des cas d'induction de ces types de leucémie a varié en conséquence avec l'âge au moment de l'irradiation. On peut en déduire qu'une dose déterminée de rayonnement provoque une augmentation de la probabilité d'apparition de la maladie qui s'exprime par un pourcentage déterminé du taux naturel corrigé par l'âge plutôt que par un nombre donné de cas supplémentaires, distinction importante sur le plan pratique aussi bien que théorique¹³⁵.

LA LEUCÉMIE CHEZ LES PERSONNES ARRIVÉES À HIROSHIMA PEU APRÈS L'EXPLOSION

34. Les données indiquées dans le rapport de Watanabe⁶ sur les cas de leucémie survenus entre 1950 et

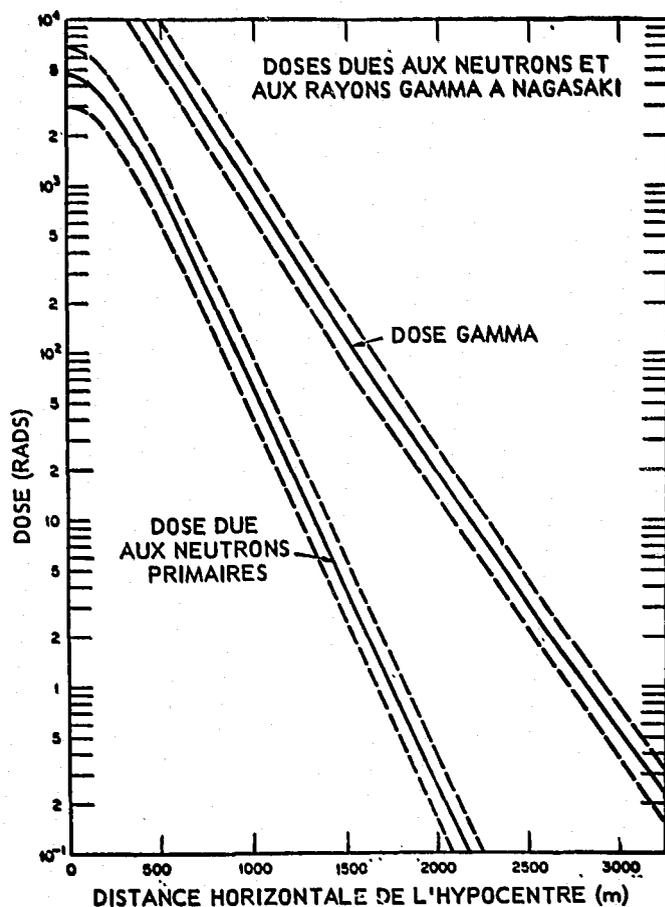


Figure 3.—Doses de neutrons et de rayons gamma dans l'air à Nagasaki en fonction de la distance horizontale à partir de l'hypocentre, estimées par York³

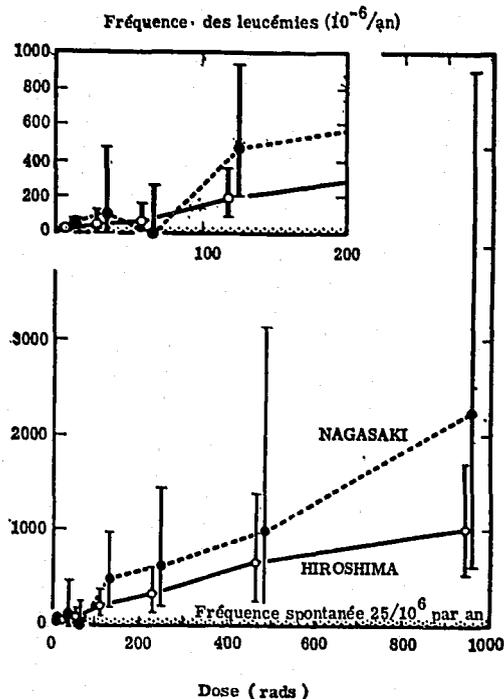


Figure 4.—Fréquence moyenne des cas de leucémie confirmés dans l'échantillon principal proprement dit plus la réserve, compte tenu d'une légère atténuation, 1950-1958, en fonction de la dose relative (adapté de Brill et al.⁷)

1962 (13 ans) parmi les personnes arrivées à Hiroshima peu après l'explosion ont été recalculées et sont présentées dans le tableau V. Bien que la fréquence soit supérieure à ce que laissent prévoir les données relatives aux personnes non exposées, la différence entre les sujets arrivés peu après l'explosion et ceux qui sont arrivés plus tard n'est pas statistiquement significative.

35. Des estimations de la dose d'exposition due à la retombée et à la radioactivité induite par les neutrons ont été publiées^{4,5} (figure 5), mais leur fiabilité ne peut être déterminée.

36. On ne sait pas en quel endroit ont séjourné au cours des premiers jours suivant leur arrivée les personnes arrivant peu après l'explosion. Etant donné l'étendue des destructions et l'incendie intense et prolongé qui a pris naissance près de l'hypocentre dans les quelques heures suivant l'explosion, on a admis que le nombre de personnes qui se seraient trouvées à proximité de l'hypocentre pendant une période assez longue au cours de la première journée suivant l'explosion était probablement très bas.

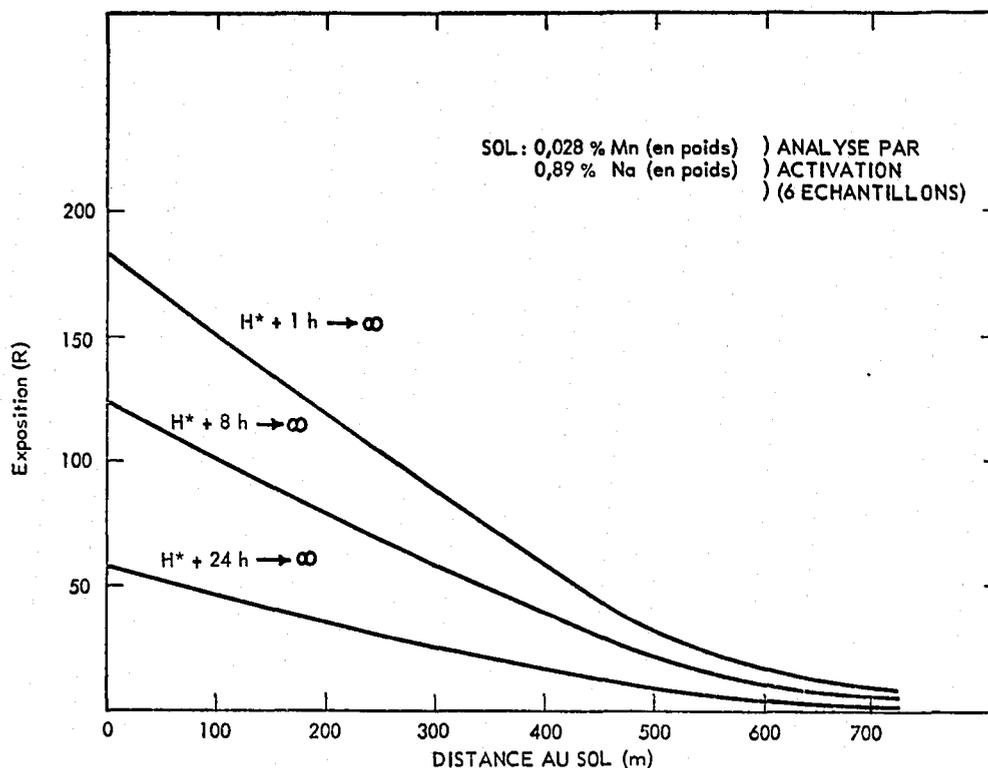
LA LEUCÉMIE CHEZ LES RADIOLOGUES AMÉRICAINS

37. Les résultats d'études rétrospectives antérieures, déjà discutés dans le rapport de 1962, sont résumés dans le tableau VI. Depuis la publication du rapport de 1962, Lewis⁹ a étudié les certificats de décès des 425 spécialistes en radiologie morts à un âge de 35 à 74 ans au cours des 14 années allant de 1948 à 1961. Le tableau VII compare le nombre observé des décès dont la cause principale était la leucémie ou une affection apparentée avec les nombres correspondants que l'on peut calculer en appliquant au nombre de radiologues en vie exposés au risque les taux de mortalité (normalisés pour le sexe, la race, l'âge et l'année du décès) relatifs à la cause considérée. L'effectif estimé des radiologues du sexe

masculin âgés de 35 à 74 ans est passé de 2 167 en 1948 à 4 713 en 1961 ; le nombre d'années-personnes de risque dans ce groupe d'âges a été de 47 348 au cours des 14 ans. Le taux de mortalité par leucémie a été de 3,0 soit 12 cas relevés parmi les radiologues contre un nombre prévu de 4,02 cas. La fréquence annuelle moyenne des décès par leucémie parmi les radiologues au cours de ces 14 années a été de 253 pour un million et par an, ce qui représente un excédent de 168 pour un million et par an par rapport à la fréquence prévue de 85 pour un million et par an. Sur les 12 cas de décès par leucémie dans le groupe des radiologues, 4,4 environ devaient, selon les prévisions, correspondre au type lymphocytaire (surtout chronique) ; or, on n'a observé qu'un seul cas de leucémie lymphocytaire et il s'agissait d'une forme aiguë. Il s'ensuit que les 12 cas de leucémie constatés chez les radiologues appartenaient à des types dont on sait qu'ils sont intensifiés par l'exposition aux rayonnements.

38. Si l'on se fonde sur les évaluations du risque à Hiroshima, le surcroît de fréquence des cas de leucémie observés chez les radiologues devrait résulter d'une exposition aiguë unique du corps entier à environ 100 rads. On sait peu de chose sur la grandeur et la distribution de la dose reçue par les premiers radiologues, mais les renseignements dont on dispose montrent que des doses dépassant largement 100 rads ont été reçues sur une base chronique pendant des durées pouvant atteindre 40 ans, ce qui indiquerait qu'une exposition de longue durée aux rayonnements est moins efficace qu'une exposition brève en ce qui concerne l'induction de la leucémie.

39. Dans le cas de la maladie de Hodgkin, du lymphosarcome et du lymphoblastome, le nombre observé de décès dans la population de radiologues concorde assez bien avec les chiffres calculés (tableau VII). Par contre, dans la population soumise au risque, il y a eu 5 décès par myélome multiple au lieu de 1, et 4 par anémie aplastique au lieu de 0,2. Si l'accroissement de la fré-



H* = heure de l'explosion

Figure 5.—Activité du sol induite par le rayonnement neutronique à Hiroshima⁵

quence des cas d'anémie aplastique n'était pas surprenant, on n'avait pas eu précédemment de données qui confirment l'existence d'une relation entre le myélome multiple et l'irradiation.

LA LEUCÉMIE CHEZ LES MALADES ATTEINTS DE SPONDYLARTHRITE ANKYLOSANTE

40. En ce qui concerne la relation entre la fréquence des leucémies et la dose de rayons X administrés à titre thérapeutique aux malades présumés atteints de spondylarthrite ankylosante, il n'y a pas eu de données nouvelles depuis que Court Brown et Doll^{12,13} ont étudié en Angleterre les fiches médicales de 13 352 malades traités dans 81 centres du 1er janvier 1935 au 31 décembre 1954. Seuls les cas de leucémie constatés avant 1955 ont été analysés. Cette étude a été discutée dans le rapport de 1962. Toutefois, elle sera examinée ici également d'une façon quelque peu différente en vue d'une comparaison avec les études de la relation dose-fréquence dans d'autres populations irradiées.

41. Parmi les cas utilisés pour évaluer la relation dose-fréquence figuraient 32 cas avec un diagnostic confirmé (série A) et 5 cas probables (série B). Étant donné que l'on n'a identifié qu'un seul cas de leucémie parmi les 2 065 femmes irradiées (fréquence totale : 48 pour 100 000), l'analyse n'a porté que sur les hommes, et la population exposée au risque a été définie comme étant constituée par les 11 287 hommes de la population étudiée.

42. Les malades avaient subi une irradiation cumulative totale allant de 112 R à plus de 3 000 R administrés en une série unique d'irradiations fractionnées durant un mois environ ou en plusieurs séries de traitements jusqu'à huit, séparées par des intervalles de temps pouvant atteindre 8 ans. La plupart des malades qui n'ont reçu qu'une seule série d'irradiations ont été traités depuis 1950, et la majorité de ceux qui ont subi plusieurs séries avaient été suivis pendant plus longtemps. Le nombre des séries était, en moyenne, plus grand dans le cas des sujets jeunes. Les âges extrêmes de cette population de malades allaient de 14 à bien plus de 55 ans.

43. Plus de 90 p.100 des patients n'ont été traités que par irradiation localisée de zones du corps comprenant les articulations atteintes. Le champ d'irradiation présentait une bonne marge dans le cas de la colonne vertébrale, englobant parfois le bassin et d'autres zones à articulations. Des renseignements détaillés sur l'exposition aux rayons X ont été obtenus pour un échantillon représentant environ un malade sur six (1 878 hommes). On a évalué aussi bien la dose d'exposition de la moelle épinière (roentgens) que la dose d'exposition intégrée du corps entier (mégagramme-roentgens). L'exposition de la colonne vertébrale a été évaluée de deux façons différentes : en tant que dose d'exposition moyenne de la moelle épinière sur toute la longueur de la colonne vertébrale et en tant que dose d'exposition maximale en un point de la moelle épinière. Enfin, la dose d'exposition moyenne de la moelle épinière a été évaluée séparément pour ceux des malades qui ont été irradiés dans la région de la colonne vertébrale seulement. Parmi les 37 leucémiques, 18 se trouvaient dans ce cas.

44. Étant donné que le traitement n'a pas été administré aux malades en une seule fois et que la proportion de sujets subissant telle ou telle exposition n'a pas été constante durant toute la période considérée, il est impossible de mesurer la fréquence des leucémies en fonction de l'exposition en reliant simplement le nombre

des malades atteints de leucémie après une exposition donnée au nombre total estimé des patients ayant subi la même exposition. Court Brown et Doll ont évité cette difficulté en évaluant la population exposée au risque pour chaque niveau d'exposition à partir du total des années pendant lesquelles les malades ont survécu après une exposition déterminée et avant de faire l'objet d'une nouvelle radiothérapie qui les placerait dans la catégorie d'exposition suivante, définie arbitrairement.

45. La validité de cette méthode dépend, dans une grande mesure, des limites de la période de latence de la leucémie radio-induite. D'après 10 cas où le traitement a été administré en une série unique, il semble que la période de latence soit rarement inférieure à deux ans ; elle serait plus souvent de trois à cinq ans, et plus longue dans quelques cas. Toutefois, les auteurs postulent dans leur rapport que la leucémie peut se manifester avec autant de probabilité à n'importe quel moment après l'irradiation, à l'exception de la première année. Comme de nombreux malades ont été traités au cours des dernières années envisagées dans l'étude, il est probable que celle-ci est incomplète en ce qui concerne l'enregistrement de la fréquence totale des leucémies.

46. La fréquence de la leucémie augmentait avec l'âge chez les spondylarthritiques irradiés, allant de 11 pour 100 000 et par an chez les sujets âgés de moins de 25 ans à 56 pour 100 000 et par an pour ceux de 55 ans ou plus ; cette variation concorde avec l'accroissement en fonction de l'âge de la fréquence des formes semblables de leucémie dans la population générale de l'Angleterre et du pays de Galles¹³⁶. On a observé un excédent des leucémies, correspondant à environ 10 fois le taux "naturel" corrigé pour l'âge, quel qu'ait été l'âge au début du traitement par les rayonnements ; toutefois, cet excédent était légèrement plus grand chez les patients qui étaient déjà âgés lorsque leur traitement a commencé. Ainsi, pour une dose d'exposition donnée, il y a eu au moins cinq fois plus de leucémies induites dans le groupe âgé que dans le groupe jeune, bien que le taux naturel en fonction de l'âge fût accru dans une proportion analogue, ou a peine différente, dans les deux groupes. L'augmentation plus grande observée chez les sujets âgés ne peut être attribuée à des différences d'exposition car on avait tendance à administrer des doses moindres aux malades âgés.

47. Le nombre des décès dus à toutes les formes de leucémie parmi les spondylarthritiques irradiés accuse un excédent significatif par rapport aux valeurs prévues pour une population non irradiée et non atteinte de spondylarthrite : 4,6 pour la leucémie lymphoïde, 6,1 pour la leucémie myélogène, 11,8 pour la leucémie monocyttaire et 55,4 pour les leucémies autres ou non précisées.

48. Faute de données suffisantes sur la fréquence des leucémies chez les spondylarthritiques du sexe masculin non traités par les rayonnements ou chez les personnes irradiées à la moelle épinière, mais non atteintes de spondylarthrite, on a utilisé dans cette étude les taux de leucémie calculés pour la population générale du sexe masculin de Grande-Bretagne, normalisée pour l'âge.

49. L'emploi de cette population témoin pourrait donner lieu à une erreur en raison de l'association observée entre la leucémie et les affections rhumatismales¹⁵. On a également signalé l'existence de facteurs héréditaires dans la spondylarthrite ankylosante et l'arthrite chronique évolutive¹⁴. Une autre difficulté est que d'autres formes de traitement de la spondylarthrite ankylosante pourraient elles aussi être leucémogènes. On sait que

des agents tels que l'antipyrine, les sels d'or et la phénylbutazone abaissent l'activité de la moelle osseuse¹⁶. Bean¹⁷ a signalé l'apparition de la leucémie chez six malades non irradiés à qui l'on avait administré de la phénylbutazone. Trois de ces malades étaient atteints de spondylarthrite ankylosante.

50. Les dossiers médicaux utilisés dans l'étude de Court Brown et Doll¹³ n'étaient pas assez détaillés pour permettre une étude spéciale de l'utilisation des médicaments. Les auteurs relèvent que la butazolidine n'a guère pu jouer de rôle dans l'apparition des cas observés d'anémie aplastique puisque ce produit n'avait pas été utilisé de façon courante avant 1952. Ils signalent que l'or était utilisé depuis des années et qu'il en était de même de nombreux analgésiques, notamment l'amidopyrine. A leur avis, il n'était pas vraisemblable que les médicaments fussent une cause importante de l'apparition de la leucémie, mais leur rapport ne fournit pas de données décisives à ce sujet.

51. La répartition des sujets du sexe masculin suivant les diverses doses de rayonnement reçues à la colonne vertébrale seule ou à la colonne vertébrale et en d'autres régions du corps, exprimées en dose d'exposition moyenne à la moelle épinière, et celle des années-personnes de risque selon 12 niveaux d'exposition estimée figurent au tableau VIII. Les valeurs correspondent à la dose d'exposition totale moins l'exposition subie au cours des 12 derniers mois précédent le diagnostic de la leucémie. Les données relatives aux leucémiques sont résumées dans le tableau XI, où figurent également les taux de fréquence bruts et normalisés.

52. La fréquence annuelle des leucémies dans la population témoin type est passée de 0,5 à 72 p. 10 000 par an après une exposition de 2 250 R ou plus. Sur les quatre cas de leucémie relevés à moins de 500 R, deux étaient du type lymphatique.

53. Court Brown et Doll ont estimé que, dans les conditions de l'étude, la dose d'exposition moyenne reçue par la moelle épinière était la mesure la plus adéquate de l'irradiation. Néanmoins, ils ont relevé qu'elle ne tenait pas compte des doses d'exposition considérables que certains malades ont reçues à la moelle ailleurs que dans la colonne vertébrale. C'est pourquoi ils ont étudié séparément les sujets qui ont été irradiés seulement sur la colonne vertébrale et la région sacro-iliaque. Les données correspondantes figurent au tableau X.

54. Les malades dont le traitement initial n'a porté que sur la région de la colonne vertébrale et des articulations sacro-iliaques, mais qui ont subi plus tard une irradiation (notamment par un champ à grande ouverture) sur d'autres régions du corps n'ont été inclus dans le groupe que pour la période comprise entre le traitement initial et le premier traitement administré dans une région autre que celle de la colonne vertébrale. Cette façon de procéder, si elle a amélioré la précision des évaluations de la dose, a également réduit la valeur des données puisqu'elle réduisait le nombre des cas de leucémie considérés.

55. La ligne de régression ajustée aux fréquences observées à des doses d'exposition de la colonne vertébrale allant de 300 à 1 500 R environ a une pente de 0,5 pour 1 million par an et par roentgen. Une extrapolation de la ligne au-dessous de 300 R n'est pas fondée. On se souviendra que la droite qui décrit la relation entre la dose et la fréquence des leucémies chez les survivants de l'explosion d'Hiroshima a une pente de 1 à 2 pour 1 million par an et par rad dans l'intervalle de 100 à 900

rads. Les caractéristiques de la population irradiée d'Hiroshima et les conditions de son irradiation sont très différentes de celles qui correspondent aux spondylarthritiques. Non seulement les survivants d'Hiroshima ont reçu l'irradiation sous la forme d'un flux instantané tandis que les spondylarthritiques ont reçu un traitement réparti en plusieurs séries, mais encore l'irradiation chez la plupart des survivants d'Hiroshima a vraisemblablement porté sur la totalité du corps alors que chez les spondylarthritiques seules certaines parties du corps (comprenant probablement entre un tiers et la moitié de la moelle osseuse) ont été irradiées. L'analogie des deux pentes permet de penser que l'on peut appliquer une même estimation du risque aux deux populations.

LA LEUCÉMIE CHEZ LES ENFANTS IRRADIÉS POUR TRAITEMENT DE L' "HYPERTROPHIE DU THYMUS"

56. La fréquence des leucémies chez les enfants qui ont été traités par les rayons X pour des affections bénignes a fait l'objet d'un certain nombre d'études épidémiologiques¹⁸⁻²⁶. Ces études ont été discutées dans le rapport de 1962. Celles de Hempelmann et de ses collègues sont les plus étendues et les seules qui fassent ressortir un accroissement de la fréquence de la leucémie.

57. Les rapports les plus récents traitant de l'étude de Hempelmann sont ceux de Pifer et coll.²⁷ et de Toyooka et coll.^{28,29}. Le nombre des cas de leucémie observés et celui des cas prévus chez les enfants traités par les rayons X pour "hypertrophie du thymus" et chez les témoins germains des deux séries (I et II) sont indiqués dans le tableau XI. On a admis que tous les enfants étaient exposés au risque depuis la naissance jusqu'au 31 décembre 1960 ou jusqu'à leur décès.

58. Les enfants de la série I ont été irradiés pour la plupart entre 1926 et 1946; les techniques thérapeutiques et les causes ayant motivé le traitement étaient très variables. Les enfants de la série II ont été traités entre 1940 et 1957; les techniques de traitement sont relativement uniformes dans ce deuxième groupe. Parmi les enfants qui ont été irradiés au cours de leurs premières années, beaucoup avaient reçu des doses relativement élevées sur des zones étendues, souvent administrées aussi bien en position antérieure qu'en position postérieure. Les enfants irradiés plus récemment ont reçu en général des doses plus faibles sur des zones relativement petites et en position antérieure. L'énergie des rayons X administrés, le nombre de traitements et la période totale de traitement sont en général plus faibles dans la série II que dans la série I.

59. Parmi les 6 cas de leucémie observés dans la série I, il y avait 4 leucémies lymphocytaires et 2 leucémies non différenciées aiguës. Les données ne permettent pas d'étudier la régression de la fréquence avec la dose.

60. Ces données ne sont pas non plus suffisantes pour que l'on puisse distinguer entre l'influence a) de l'irradiation et b) de l'affection dénommée "hypertrophie thymique" ou des conditions du diagnostic qui a conduit à administrer le traitement considéré. Conti et coll.²² signalent qu'il n'y a eu aucun cas de leucémie dans un groupe de 1 564 enfants, parmi lesquels 96 p.100 ne présentaient aucun indice lors du traitement de l'affection dite "hypertrophie thymique". Dans ce groupe d'enfants 88 p.100 ont été irradiés dans la région du thymus sur une zone relativement réduite par des doses d'exposition de 75 à 300 R, et en moyenne 150 R, et les 12 p.100 restants ont reçu de 200 à 450 R. On pouvait en l'occurrence prévoir un cas de leucémie. Ces enfants

(90 p.100) ont été étudiés de 11 à 18 ans après le traitement.

61. Murray et coll.²¹ ont constaté deux cas de leucémie parmi 75 enfants traités pour la coqueluche, un cas parmi 1 073 personnes irradiées à la tête et au cou principalement pour l'hyperplasie lymphoïde du nasopharynx, et n'ont trouvé aucun décès par leucémie parmi 2 460 enfants ayant reçu une irradiation superficielle par les rayons X pour des lésions bénignes de la peau.

LA LEUCÉMIE CHEZ LES ENFANTS IRRADIÉS *in utero*

62. Les enfants irradiés *in utero* ont fait l'objet de plusieurs études rétrospectives, dont les résultats sont groupés dans le tableau XII.

63. D'après l'étude rétrospective de Stewart et coll.³⁰⁻³² sur la fréquence (selon les dires de la mère) de l'irradiation prénatale dans la région abdominale à des fins de diagnostic dans le cas de 780 enfants morts par leucémie avant l'âge de 10 ans (de 1953 à 1955 inclusivement) et dans le cas de 1 638 enfants témoins vivants correspondant au premier groupe pour ce qui est de l'âge, du sexe et du lieu géographique, le risque relatif de leucémie était d'environ 1,83. Les auteurs ont aussi étudié la relation entre un âge trop avancé de la mère et l'augmentation du risque de leucémie ou de la fréquence du syndrome de Down. La fréquence des cas d'irradiation *postnatale* aux fins de diagnostic ou de traitement était près de deux fois plus élevée chez les enfants leucémiques que dans le groupe témoin au cours des trois premières années de la vie; de même, la fréquence des infections aiguës ou lésions graves pulmonaires *postnatales* était significativement plus grande chez les enfants qui sont morts plus tard de leucémie.

64. Dans ces études rétrospectives, les groupes témoins étaient très variables. Stewart et coll.³² ont pris des enfants vivants correspondant pour ce qui est de l'âge, du sexe et du lieu géographique. Ford et coll.³³ ont utilisé un groupe témoin d'enfants morts avant l'âge de 10 ans par suite de causes autres que le cancer au cours de la même période que les enfants traités. Dans cette étude, les renseignements concernant l'exposition aux rayonnements pendant les trois derniers mois de la grossesse ont été recueillis auprès des obstétriciens et dans les fiches d'hôpitaux. Kaplan³⁴ s'est servi de deux groupes témoins, les germains les plus proches et les compagnons de jeux les plus fréquents. Polhemus et Koch³⁵ ont pris les enfants traités dans le même hôpital au cours de la même période (hospitalisations consécutives dans le service de chirurgie) et qui correspondaient aux enfants traités pour ce qui est de l'âge et des conditions socio-économiques et géographiques. Dans l'étude de Kjeldsberg³⁶, les témoins étaient des enfants sains qui n'étaient pas nés à la même époque que les enfants leucémiques et pour lesquels, par conséquent, la probabilité d'une irradiation diagnostique prénatale par les rayons X n'était pas la même. L'étude de Murray et coll.²¹ comprend trois groupes témoins: enfants morts au cours de la même période par suite d'une affection non maligne, germains et germains vivants des témoins morts. Enfin, Lewis³⁷ a utilisé comme témoins tous les enfants nés dans l'hôpital où étaient morts les enfants leucémiques.

65. Court Brown et coll.³⁸, dans une vaste étude prospective de femmes irradiées au cours de la grossesse entre 1945 et 1956, ont constaté que, sur un total de 38 166 enfants nés vivants et ayant subi une irradiation prénatale, 9 étaient morts de leucémie avant la fin de 1958. Le nombre théorique était de 10,5. Aucun des

enfants des 750 femmes irradiées au cours des trois premiers mois de grossesse n'a été atteint de leucémie au cours d'une période d'observation de plus de six ans. Les auteurs n'ont pas trouvé de corrélation entre la fréquence de la leucémie et la dose d'exposition prénatale.

66. MacMahon^{39,40} a conçu une vaste étude prospective pour examiner ce problème suivant une méthode fondée sur des données objectives concernant l'irradiation *in utero* par les rayons X. La population étudiée se composait de 734 243 enfants nés et sortis vivants de 37 grandes maternités du nord-est des Etats-Unis pendant les années 1947-1954. La fréquence des irradiations intra-utérines par les rayons X dans cette population a été évaluée d'après l'examen des fiches d'un échantillon systématique de 1 p.100. Ce dépouillement a révélé 370 (10,6 p.100) cas d'irradiation aux rayons X de l'abdomen ou du bassin parmi les 7 242 grossesses simples (un enfant) de l'échantillon. Les enfants morts de leucémie avant la fin de 1960 ont été identifiés par un examen des certificats de décès et de naissance. Les résultats, une fois corrigés pour tenir compte des relations indirectes avec le rang de naissance et d'autres variables qui viennent compliquer le problème, ont permis d'estimer que la mortalité par leucémie dans la population étudiée était de 40 p.100 environ plus grande parmi les sujets exposés aux rayons X, ce qui donne un risque relatif de 1,4 avec des limites de confiance à 95 p.100 de 1,0 et 2,0.

67. La dose n'a été estimée dans aucune de ces études. Cependant, dans l'étude de MacMahon, les sujets irradiés aux rayons X ont été répartis en trois catégories selon la dose probable (relative) déterminée d'après le nombre probable des radiographies faites aux fins de diagnostic. On a constaté une légère tendance à un risque plus élevé de cancérisation dans les catégories plus fortement exposées, mais cette tendance était loin d'être significative. On a montré que ni le risque accru de leucémie dans les premières naissances ni la fréquence plus élevée de l'irradiation prénatale par les rayons X dans le cas des premières naissances n'expliquaient l'association entre l'irradiation par les rayons X et la fréquence accrue des leucémies. Il reste à démontrer si l'association entre l'irradiation et la leucémie explique ou non la fréquence élevée des leucémies chez les premiers nés. La valeur du rapport entre la mortalité chez les premiers nés et celle chez les enfants suivants était aussi grande dans les diverses catégories d'irradiation aux rayons X (1,5 pour les sujets radiographiés, 1,3 pour ceux qui ne l'ont pas été) que pour l'ensemble, soit 1,4. La différence correspondant au rang de naissance était également aussi grande parmi les enfants des différentes catégories de doses relatives (pelvimétrie) que dans la population totale.

68. Le rapport³⁹ qui porte sur les décès survenus jusqu'à la fin de 1960 parmi les enfants nés entre 1947 et 1954 traite surtout d'enfants de plus de cinq ans d'âge et fait apparaître une fréquence accrue de l'irradiation *in utero* par les rayons X dans les cas de décès par leucémie et par cancer, comparativement à l'échantillon de 1 p.100 de la population. Il est intéressant de noter qu'un rapport plus ancien⁴⁰, qui comprenait seulement les décès antérieurs à 1958, n'indiquait pas ou guère de différence entre les fréquences de l'irradiation intra-utérine dans les deux groupes. Il se peut que les différences relatives aux jeunes enfants aient été sous-estimées de la même façon dans certaines autres études du fait d'un temps d'observation insuffisant pour une proportion significative de la population. La faible valeur

du risque relatif et le fait que le risque présente un maximum après l'âge de 5 ans sont deux caractéristiques de l'association qui pourraient contribuer grandement à concilier ce point de vue avec les résultats négatifs signalés dans un certain nombre d'études.

69. Wise⁴¹ a étudié des premiers nés morts de leucémie au cours de la période 1953-1955. Un groupe de 306 cas de ce genre comprenait 10 cohortes de naissance (1945-1954); dans neuf de ces dernières, l'âge moyen au décès des sujets ayant été exposés à une irradiation prénatale était de 4 mois supérieur à celui des sujets non exposés aux rayons X. Deux cohortes seulement ont été suivies depuis la naissance jusqu'à l'âge de 1 an (1953-1954) et une seulement de la naissance jusqu'à l'âge de 2 ans (1953).

70. Dans une étude de 628 enfants nés entre 1952 et 1956 et morts de leucémie ou d'un lymphosarcome avant l'âge de cinq ans, Stewart et Hewitt⁴² ont trouvé que le pourcentage des cas exposés aux rayons X variait d'une façon significative avec l'âge au moment du décès, augmentant de 0 à 4 ans. Admettant qu'aucun des décès survenus dans les 14 mois environ suivant l'exposition, c'est-à-dire avant l'âge d'un an, n'était dû à une leucémie radio-induite, ces auteurs ont pensé aussi que les cas radio-induits présentaient une distribution par âge différente de celle des cas spontanés et que, dans tout cet intervalle d'âges, les cas radio-induits avaient tendance à se manifester plus tard que les cas "spontanés". La proportion des témoins exposés aux rayons X (8,3 p.100) était presque la même que celle des leucémiques les plus jeunes — cas "spontanés" — (8,5 p.100) et, selon cette hypothèse, l'excédent des cas exposés aux rayons X dans les groupes d'âges plus élevés peut être attribué aux irradiations *in utero*.

71. Selon MacMahon⁴³ la probabilité de mort par leucémie pour les enfants de race blanche âgés de 10 ans au plus aux Etats-Unis est de 46 pour 100 000. Si l'on admet que 10 p.100 de ces enfants ont été exposés aux rayons X *in utero* et que le risque est de 40 p.100 supérieur pour ces irradiés, le risque global de 46 pour 100 000 se composerait d'un risque de 62 pour 100 000 pour les 10 p.100 qui ont été exposés aux rayons X et de 44 pour 100 000 pour les 90 p.100 restants. La différence, soit 18 pour 100 000, représente l'excédent de risque relatif aux enfants irradiés. Cela ne serait compatible avec l'extrapolation des estimations relatives aux groupes ayant reçu une irradiation postnatale — 2 cas pour un million par rad et par an — que si la dose reçue par le fœtus était de 9 rads. Or, cette valeur représente probablement le double au moins de la dose moyenne reçue.

72. Diverses études de la fréquence des leucémies chez les enfants irradiés *in utero* donnent des estimations différentes du risque, mais la fiabilité de ces estimations du point de vue purement statistique est variable, ainsi que l'indiquent les limites de confiance correspondantes. Comme il est exposé plus loin dans la présente annexe, on a montré¹⁰⁸ qu'il n'y a pas de contradiction entre les résultats de 11 études, dont cinq ont porté sur de petits échantillons présentant une grande variabilité d'échantillonnage et ont conduit à des estimations du risque relatif inférieures à 1. La valeur commune la plus probable du risque relatif, établie d'après toutes ces études, a été trouvée égale à 1,4 avec des limites de confiance à 95 p.100 de 1,2 et 1,6.

73. Il semble difficile de ne pas conclure, même en l'absence d'estimations précises des doses, que l'irradiation du tissu fœtal donne lieu à un risque par unité de dose plus grand que l'irradiation postnatale, cela dans

un rapport qui peut même atteindre 5. Comme dans tous les cas d'irradiation médicale, il n'est pas possible de séparer l'effet leucémogène du rayonnement d'autres facteurs étiologiques qui pourraient être liés aux causes qui ont motivé l'irradiation.

LA LEUCÉMIE DANS LE CAS D'AUTRES GROUPES IRRADIÉS PAR DES SOURCES EXTERNES À DES FINS MÉDICALES

74. En étudiant 71 582 cas de carcinome du col de l'utérus traités au radium dans de grands centres de toutes les régions du monde, Simon et coll.⁴⁴ ont constaté une fréquence de 6,2 à 11,6 cas de leucémie pour 100 000 sujets. En comparant ces chiffres avec celui de 5,8 pour 100 000 pour les décès par leucémie chez les femmes de 55 ans en Grande-Bretagne et celui de 9,0 pour 100 000 pour un groupe semblable aux Etats-Unis, les auteurs ont conclu que la radiumthérapie n'augmente pas la fréquence. Toutefois, comme 25 p.100 des malades n'ont pas survécu un an et que 60 p.100 n'ont pas survécu cinq ans, la population exposée au risque était considérablement réduite avant le moment où la fréquence la plus élevée des cas de leucémie radio-induite aurait pu se manifester.

75. Dans une étude des cas de leucémie inscrits au Registre danois du cancer de 1940 à 1954, Faber^{45, 46} a trouvé que 34,8 p.100 des 442 cas de leucémie aiguë, 32,6 p.100 des 307 cas de leucémie granulocytaire chronique, 17,7 p.100 des 861 cas de leucémie lymphocytaire chronique et 21,3 p.100 des 395 témoins non leucémiques avaient été irradiés par les rayons X à des fins de diagnostic ou de traitement. L'intervalle de temps entre l'irradiation et l'apparition de la maladie était de 10 à 60 mois pour les cas aigus et de 10 à 140 mois pour la leucémie granulocytaire chronique sans maximum notable dans la distribution. Le risque relatif et son intervalle de confiance à 95 p.100 est de 2,0 (1,7-2,7) pour la leucémie aiguë, de 1,8 (1,3-2,5) pour la leucémie granulocytaire chronique et de 0,8 (0,6-1,1) pour la leucémie lymphocytaire chronique. Les limites permettent de conclure que l'accroissement du risque n'est significatif que dans le cas des formes aiguë et granulocytaire chronique. On ne connaît pas les doses reçues ni la raison de l'irradiation.

76. Neumann⁴⁷ a signalé qu'entre 1954 et 1960 on a enregistré à Stuttgart 10 cas de décès par leucémie parmi des tuberculeux de plus de 14 ans dans un échantillon équivalant à 91 549 années-personnes, contre 5,86 cas prévus pour un échantillon analogue de la population générale de la ville au cours de la même période. Le risque relatif de leucémie correspondant est de 10/5,86, soit 1,7 pour les tuberculeux qui vraisemblablement ont été soumis à de plus fréquents examens radiographiques du thorax que les témoins. Toutefois, ce chiffre ne s'écarte pas de façon significative de l'unité, et dans le cas des 10 tuberculeux morts de leucémie la dose d'exposition était légèrement inférieure à celle qu'a reçue l'ensemble de l'échantillon de sujets tuberculeux.

77. Stewart et coll.⁴⁸ ont procédé au Royaume-Uni à une étude rétrospective pour déceler une relation éventuelle entre l'irradiation médicale par les rayons X et l'apparition subséquente de la leucémie chez l'adulte. La fréquence de l'irradiation était la même dans le groupe appelé L (512 cas de leucémie lymphoïde ou de lymphosarcome), dans le groupe des 951 cas de tumeurs de divers sièges et dans le groupe de 974 témoins apparemment sains. Dans le groupe appelé M (511 cas de leucémie myéloïde ou monocyttaire), la fréquence de l'irradiation du thorax ou de l'abdomen et de celle des membres était supérieure et égale respectivement à

celle que l'on a observée dans le groupe témoin. Pour évaluer le risque, les auteurs ont comparé la fréquence de l'irradiation du tronc chez les sujets de la série M et dans l'ensemble formé par tous les autres groupes (groupe type), compte non tenu de l'irradiation des membres, dont la fréquence n'était pas plus grande que dans les groupes témoins.

78. Dans le groupe type au cours des 10 dernières années précédant l'étude, 29 sujets ont signalé avoir fait l'objet d'un traitement par irradiation, 1 025 ont signalé avoir été irradiés aux fins de diagnostic et 1 323 ont déclaré ne pas avoir été irradiés. Dans le groupe M (leucémie myéloïde ou monocyttaire), les valeurs correspondantes étaient : irradiation à des fins thérapeutiques 24 ; irradiation aux fins de diagnostic, 243 ; pas d'irradiation, 244. Les valeurs du risque relatif de leucémie sont de 4,5 (limites de confiance à 95 p.100 : 8,0-2,5) pour l'irradiation du tronc aux fins de traitement et 1,20 (1,4-1,0) pour l'irradiation du tronc aux fins de diagnostic.

79. Dans une étude rétrospective effectuée en Nouvelle-Zélande, Gunz et Atkinson⁴⁹ ont constaté que 47 leucémiques sur 590 avaient été traités par les rayons X et/ou des radioéléments (divers) pour des affections malignes ou bénignes variées, alors que le nombre correspondant pour 712 témoins sains était de 38 ; le risque relatif est de 1,5 (1,0-1,9). Sur les 122 cas de myélomatose, 7 (5,7 p.100) avaient été irradiés auparavant à des fins thérapeutiques (risque relatif = 1,1 ; limites : 1,7-0,7). Des antécédents de radiothérapie ont été également relevés chez 25 des 355 cas de leucémie aiguë (risque relatif = 1,3 ; limites : 2,1-0,8), 9 des 78 cas de leucémie granulocytaire chronique (risque relatif = 2,3 ; limites : 5,0-1,0) et 13 des 157 cas de leucémie lymphocytaire chronique (risque relatif = 1,5 ; limites : 2,9-0,8).

80. Cette étude portait également sur la fréquence des irradiations aux fins de diagnostic subies au cours des 10 années précédentes. Elle a fait ressortir des différences significatives entre les fréquences observées pour les divers groupes. Il n'est pas possible de tirer des conclusions au sujet des risques relatifs correspondants puisqu'on ne peut séparer l'effet des doses reçues aux fins de diagnostic de celui des doses thérapeutiques, vraisemblablement bien plus élevées, qui ont été administrées à certains sujets de l'échantillon.

81. Si l'on est donc fondé à penser que, comme on le prévoyait, l'irradiation thérapeutique de l'adulte peut provoquer une augmentation décelable du risque de leucémie, la question de l'effet de l'irradiation aux fins de diagnostic reste ouverte. Les résultats obtenus par Stewart et coll.⁴⁸ peuvent être contestés, car ils atteignent à peine le seuil de signification statistique ; en effet, chez les leucémiques étudiés par ces auteurs non seulement la fréquence des irradiations était plus élevée, mais aussi la distribution des affections qui peuvent par leur nature accroître le risque de leucémie était différente de celle observée chez les témoins et, d'autre part, les auteurs ont négligé l'irradiation des membres, qui a dû se traduire pourtant par des doses de rayonnement appréciables à la moelle osseuse. Afin de pouvoir obtenir des estimations utiles du risque imputable à l'irradiation de l'adulte aux fins de diagnostic, il faut procéder à de nouvelles études et améliorer la dosimétrie.

LA LEUCÉMIE CONSÉCUTIVE AU TRAITEMENT PAR L'IODE 131

82. Dans une étude portant sur quelque 59 000 malades (représentant 221 900 années-malades de risque)

atteints de thyrotoxicose et traités par l'iode radioactif au cours des 20 années précédant le milieu de 1960 dans les principaux centres médicaux du Royaume-Uni, du Canada et de l'Australie et dans certains centres médicaux des États-Unis, Pochin⁵⁰ a réuni 8 cas déjà publiés et 10 autres, ainsi que 1 cas de lymphosarcome. Sur la base des taux de leucémie des pays correspondants, il a évalué le nombre théorique des cas de leucémie à 21 ± 5 et a conclu que, si les données disponibles à l'heure actuelle ne confirment pas l'hypothèse de l'induction de la leucémie, elles ne l'excluent pas non plus et ne permettent pas de fixer une limite supérieure à la fréquence réelle. Dans cette étude, la durée moyenne d'observation des cas était de 3,8 ans après la radiothérapie.

83. Dans leur étude d'ensemble de 1962, Wald et coll.¹⁶ ont cité deux cas supplémentaires de leucémie et un cas de lymphoblastome. La forme de leucémie était connue pour 19 des 20 cas examinés au total : dans 15 d'entre eux, il s'agissait de la forme aiguë. Cette proportion est supérieure à celle que l'on peut prévoir pour une population normale présentant la même distribution par âge et par sexe. La proportion des sujets du sexe masculin n'était que de 20 p.100 parmi les malades traités, alors qu'elle était de plus de 70 p.100 parmi les leucémiques. Huit des 20 cas ont été diagnostiqués moins de deux ans après le traitement, et 5 seulement l'ont été plus de 4 ans après. L'âge moyen de cette population était supérieur à celui des malades hyperthyroïdiens en général, ce qui traduit probablement la prudence avec laquelle l'iode 131 est administré aux jeunes.

84. En 1961, Werner et coll.⁵¹ ont repris l'analyse des données relatives aux malades des États-Unis (rassemblées par Werner et incorporées dans le rapport de Pochin). Dans cette série, il y avait 10 cas de leucémie pour 32 000 cas de thyrotoxicose traités par l'iode 131 et suivis en moyenne pendant 4,44 ans. Le nombre prévu était de 13,8 cas. Le nombre des cas chroniques était inférieur d'une façon significative aux chiffres théoriques (3 au lieu de 9). Dans le cas des malades du sexe masculin, le nombre des cas aigus présentait un excédent significatif (6 au lieu de 1), alors que dans celui des malades du sexe féminin le nombre total des cas était significativement inférieur (2 au lieu de 10) de même que celui des cas chroniques (1 au lieu de 6).

85. On ne dispose pas sur la thyrotoxicose non traitée par les rayonnements de renseignements qui permettent de distinguer entre l'influence de la maladie elle-même et celle du traitement à l'iode 131 sur la fréquence des leucémies.

LA LEUCÉMIE CHEZ LES PERSONNES ATTEINTES DE POLYCYTHÉMIE VRAIE TRAITÉES PAR LE PHOSPHORE 32

86. En 1962, Wald et coll.¹⁶ ont passé en revue 1 238 cas de polycythémie vraie traitée au phosphore 32. Parmi ces malades, il y a eu 41 décès (3,3 p.100) par leucémie aiguë. Comme près de 75 p.100 des malades de la série globale étudiée (durée d'observation de 7 à 18 ans) étaient encore vivants à l'époque de la rédaction des rapports, la détermination complète de la fréquence de la leucémie reste encore à faire. Faute de renseignements satisfaisants sur la fréquence de la leucémie parmi les personnes atteintes de polycythémie vraie qui n'ont pas subi un traitement radioactif, il n'est pas possible de distinguer l'influence du phosphore 32 de celle de l'affection. Avant que l'on ait commencé à employer le radio-phosphore, et même depuis, la roentgenthérapie a aussi été fréquemment utilisée. Certaines observations faites sur des malades qui n'ont pas été traités par les rayonne-

ments donnent à penser que la polycythémie pourrait prédisposer à la leucémie ou être une affection étroitement liée à la leucémie.

87. La notion générale de maladies myéloprolifératives formulée par Dameshek⁵² indiquerait que le stimulus qui provoque une augmentation de la fréquence de l'une des formes de ce genre de désordre, par exemple la leucémie myéloïde, pourrait bien amorcer des phénomènes cliniques très voisins tels que la polycythémie vraie, la myélose érythémique et la myélosclérose. Yamazaki et coll.⁵³ ont observé 18 cas de polycythémie vraie parmi les survivants de l'explosion atomique d'Hiroshima (22 p.100 des 81 cas signalés pour tout le Japon depuis 1950). Il convient également de rappeler que Lewis⁹ a constaté une fréquence accrue du myélome multiple parmi les radiologues des Etats-Unis.

LA LEUCÉMIE ET L'EXPOSITION AU RAYONNEMENT AMBIANT

88. Craig et Seidman⁵⁴ ont signalé que la fréquence de la leucémie dans 163 grandes régions urbaines des Etats-Unis n'accuse aucune relation démontrable avec l'intensité du rayonnement cosmique subi.

89. Court Brown et Doll⁵⁵, dans une étude des quatre principales villes d'Ecosse, de cinq régions rurales ainsi que du reste de l'Ecosse ont trouvé qu'entre 1939 et 1956 la mortalité par leucémie était le plus élevée à Aberdeen (l'excédent le plus grand correspondant à la leucémie myéloïde chronique ou aiguë) et à Edimbourg (principal excédent correspondant à la leucémie lymphocytaire chronique). Le rayonnement gamma ambiant moyen était de 90 et 57 mrad par an à Aberdeen et Edimbourg respectivement. On suppose que l'excédent observé de la mortalité par leucémie est dû en partie à un meilleur dépistage des cas dans les grandes villes.

III. — Néoplasmes de la thyroïde

CARCINOME DE LA THYROÏDE CHEZ LES SURVIVANTS DES EXPLOSIONS DE BOMBES ATOMIQUES AU JAPON

90. Socolow et coll.⁵⁶ ont passé en revue les cas de carcinome de la thyroïde dépistés lors d'examens médicaux courants de sujets exposés et non exposés répartis en groupes semblables; ces examens ont été pratiqués du 1er juillet 1958 au 1er juillet 1961 dans le cadre des recherches médicales à long terme — *Adult Health Study* (Etude de l'état de santé des adultes — entreprises par l'Atomic Bomb Casualty Commission (ABCC)). L'échantillon envisagé dans l'*Adult Health Study* comprenait quatre fractions ajustées pour l'âge et le sexe: le groupe 1 (proche), exposé à moins de 2 000 m de l'hypocentre (symptômes aigus du mal des rayons), le groupe 2 (proche), exposé également à moins de 2 000 m (sans symptômes aigus du mal des rayons); le groupe 3 (éloigné), exposé à une distance de 3 000 à 3 499 m; et le groupe 4 (non exposé), comprenant les personnes qui se trouvaient à plus de 10 000 m de l'hypocentre ou étaient hors de la ville au moment du bombardement. Le rapport de Socolow et coll. porte sur 10 780 personnes d'Hiroshima et 4 589 de Nagasaki.

91. Au cours des trois ans sur lesquels porte cette étude, l'hypertrophie de la thyroïde a été constatée chez 355 malades d'Hiroshima et de Nagasaki. Des biopsies ont été indiquées pour 114 cas à Hiroshima et 17 à Nagasaki, ce qui correspond à 37 p.100 et 38 p.100 respectivement des cas d'hypertrophie de la thyroïde. Le nombre des biopsies pratiquées a été de 70: 64 à Hiroshima et 6 à

Nagasaki. Alors qu'à Nagasaki la distribution des trois formes d'hypertrophie de la thyroïde entre les quatre groupes était aléatoire, à Hiroshima on a diagnostiqué plus souvent des nodules uniques parmi les malades du groupe 1. La biopsie a été recommandée pour 80 p.100 environ des cas de nodule unique, 50 p.100 des cas de nodules multiples et 3 p.100 de ceux de goitre diffus. Le fait que la proportion des biopsies pratiquées dans les cas de nodule unique est à peu près la même (de 42 à 45 p.100) dans chacun des quatre groupes d'Hiroshima permet de conclure à une certaine uniformité de l'échantillonnage. Il n'est pas possible de faire une analyse semblable pour Nagasaki étant donné que le nombre des cas y était plus petit de même que celui des biopsies pratiquées.

92. On a examiné 21 malades chez lesquels le carcinome de la thyroïde a été confirmé histologiquement. Pour 17 de ces cas, le diagnostic a été établi à l'occasion d'un examen médical courant dans le cadre de l'*Adult Health Study*; les quatre autres ont été diagnostiqués ailleurs peu avant le début de l'étude actuelle, en juillet 1958.

93. A Hiroshima, 10 des 18 cancers de la thyroïde observés dans cette ville appartenaient au groupe 1, résultat qui n'est pas très significatif ($0,05 > P > 0,02$). Si l'on combine les chiffres relatifs aux deux villes, 10 des 21 cas entrent dans le groupe 1, ce qui n'est guère significatif ($0,10 > P > 0,05$). Toutefois, si l'on ne considère que les 17 cas diagnostiqués lors des examens de l'*Adult Health Study*, la distribution change. Les 4 cas diagnostiqués dans d'autres hôpitaux entrent dans le groupe d'exposition proche, et si on les exclut la distribution ne diffère pas d'une façon significative d'une distribution aléatoire ($P > 0,30$). Le nombre des cas où l'exposition a eu lieu dans un rayon de 1 399 m est de 14 sur 21, ce qui représente un excédent significatif par rapport aux cas exposés à des distances plus grandes.

94. D'après Socolow et coll.⁵⁶, bien que la fréquence globale des cancers de la thyroïde observée dans l'*Adult Health Study* ne s'écarte pas beaucoup de celle qu'ont indiquée d'autres auteurs pour le Japon, sa distribution par âge est significativement différente par le fait que les survivants de l'explosion atteints de la maladie étaient plus jeunes. Huit des 21 cas appartenaient au groupe d'âge de moins de 35 ans. Au moment de l'explosion, ces malades étaient âgés de 6 à 20 ans. Au sujet de la durée de latence après l'exposition, on peut seulement dire qu'elle est inférieure à 13-15 ans, puisque tous les cas envisagés dans cette étude ont été diagnostiqués entre 1956 et 1961. Plus de 80 p.100 des cas de cancer de la thyroïde dans les groupes d'âges plus jeunes ont été exposés dans un rayon de 1 400 m, alors que la proportion correspondante pour les groupes d'âges plus élevés est de moins de 50 p.100.

95. Les renseignements disponibles ne permettent guère de définir une population de référence appropriée pour ces cas ou d'évaluer la signification générale des cas identifiés. Cependant, si les résultats obtenus étaient représentatifs de la fréquence dans l'ensemble des populations exposées et non exposées envisagées dans l'étude, la fréquence du carcinome de la thyroïde chez les exposés serait de 19/14 970, soit 0,13 p.100 et chez les non-exposés de 2/4 992, soit 0,04 p.100.

96. En 1964, Zeldis et coll.⁵⁷ ont passé en revue les lésions de la thyroïde observées lors d'autopsies et d'actes de chirurgie pathologique concernant des survivants de l'explosion atomique d'Hiroshima. Entre le 1er janvier

1948 et le 30 décembre 1960, on a pu recueillir des spécimens de thyroïde dans 1 253 cas sur un total de 1 535 autopsies d'adultes étudiées à l'ABCC. Au cours de la même période, 342 spécimens chirurgicaux de thyroïde, représentant 301 cas, ont été rassemblés dans l'ensemble des services de pathologie d'Hiroshima. Néanmoins, il n'a pas été possible de définir, aux fins de l'analyse des spécimens chirurgicaux de thyroïde, une population de référence appropriée à la série entière ni d'évaluer le degré de signification général des cas identifiés, étant donné que, comme on le sait, de nombreuses lésions de la thyroïde ne sont pas décelées. Par conséquent, l'analyse n'a porté que sur le diagnostic des 70 cas chirurgicaux correspondant à deux groupes d'irradiation (dans un rayon de 1 399 m et entre 1 400 et 1 999 m). Le tableau XIII donne la fréquence du cancer de la thyroïde et de l'adénome de la thyroïde dans les autopsies et les 70 spécimens chirurgicaux de thyroïde, suivant la distance de l'hypocentre.

97. La fréquence du carcinome de la thyroïde, pour l'ensemble des 1 253 cas autopsiés, est de 3,0 p.100 environ dans tout le groupe exposé, ou dans le groupe exposé entre 2 000 et 9 000 m, et ne représente que 1,15 fois celle que l'on constate chez les personnes non exposées. Cette dernière est à son tour égale à 1,7 fois la fréquence dans le groupe entre 1 400 et 1 999 m. Dans le groupe exposé dans un rayon de 1 400 m, la fréquence est près du double de celle que l'on observe dans le groupe non exposé. La fréquence des adénomes thyroïdiens est plus que doublée dans le groupe exposé le plus près de l'hypocentre; elle est légèrement accrue dans les autres groupes.

98. Dans les spécimens chirurgicaux, la fréquence du carcinome thyroïdien dans le groupe exposé à 1 400 m au plus était égale à 3,75 fois celle du groupe correspondant à la distance 1 400 — 1 999 m, mais dans ce dernier groupe la fréquence de l'adénome thyroïdien atteignait 2,6 fois celle qui était observée dans le premier.

99. L'excédent de fréquence du carcinome thyroïdien observé dans les cas autopsiés du groupe irradié à 1 400 m au plus n'a pas été trouvé statistiquement significatif ($P=0,07$), mais il l'a été dans le cas des groupes de spécimens chirurgicaux exposés dans un rayon de 1 400 m de l'hypocentre⁶⁷.

100. Considérées ensemble, ces deux études donnent à penser que la fréquence du carcinome de la thyroïde était en augmentation dans la population irradiée d'Hiroshima et de Nagasaki, cette fréquence variant en raison inverse de la distance à l'hypocentre. La difficulté de recueillir des données, due au fait que la fréquence du carcinome de la thyroïde est malaisée à enregistrer, et la longueur des périodes de latence rendent difficile de mettre sur pied les études qui seraient nécessaires pour obtenir des renseignements sur la relation dose-effet et, par conséquent, sur le risque d'induction.

NÉOPLASMES DE LA THYROÏDE CHEZ DES MALADES TRAITÉS PAR DES SOURCES RADIOACTIVES EXTERNES

101. Dans une étude rétrospective du cancer chez l'homme dans ses rapports avec l'irradiation médicale, Takahashi et coll.⁵⁸ ont relevé jusqu'en 1962 dans certains hôpitaux du Japon 638 cas de cancer de la thyroïde; 29 (4,55 p.100) de ces 638 sujets avaient subi des irradiations thérapeutiques au cours desquelles la thyroïde s'était trouvée dans le champ de rayonnement. Dans des groupes témoins présentant une même distribution par âge, 9 sujets sur 1 535 (0,59 p.100) avaient été

irradiés dans cette région du cou. La différence est significative au niveau de 1 p.100.

102. Cependant, le groupe témoin utilisé dans cette étude n'est pas décrit avec une précision suffisante pour que l'on puisse interpréter convenablement les résultats en ce qui concerne l'influence de facteurs autres que le rayonnement. L'étude ne distingue pas entre a) les effets de l'irradiation, et b) les effets de l'affection qui a fait administrer l'irradiation, sur l'apparition subséquente des néoplasmes. De plus, on ne sait pas exactement jusqu'à quelle année les auteurs sont remontés dans leur enquête sur l'irradiation. Il est à relever, d'autre part, que selon les données, la dose moyenne dans le groupe des témoins était de 14 rads.

103. Ces réserves mises à part, on peut comparer la proportion des sujets irradiés parmi les malades chez qui est apparu un cancer de la thyroïde et parmi les témoins sains. Le risque relatif, estimé de cette façon, est de 8,4 avec des limites de 14,8 et 4,8 à un niveau de confiance de 95 p.100. Si l'on divise cette valeur estimée par l'excédent d'irradiation (160 R) reçu en moyenne par les sujets atteints d'un cancer de la thyroïde par rapport aux témoins sains, on obtient un risque relatif par röntgen d'environ 5 p.100. Le tableau XIV donne les proportions de malades avec et sans cancer thyroïdien, selon l'exposition estimée.

104. Dans de nombreuses études prospectives^{18, 23-29, 60, 61} et rétrospectives⁶³⁻⁷³, l'irradiation thérapeutique des enfants a été associée à une augmentation ultérieure de la fréquence des tumeurs de la thyroïde. Dans certaines études prospectives^{22, 62} une telle association n'a pas été trouvée. Le tableau XVI présente les résultats de plusieurs études de la fréquence du cancer thyroïdien consécutif au traitement par les rayonnements d'affections bénignes.

105. En 1962, Hanford et coll.⁵⁹ ont publié les résultats d'une étude portant sur 458 malades qui avaient subi une radiothérapie pour des affections non malignes de la région cervicale (englobant la thyroïde). Dans cette population de malades, 431 cas se répartissaient en trois groupes principaux selon le traitement: 43 cas traités dans la première enfance pour "hypertrophie du thymus", 92 enfants et adultes traités pour goitre toxique et 296 enfants et adultes traités pour adénite tuberculeuse. On a relevé huit cas de cancer de la thyroïde, alors que le chiffre prévu était d'environ 0,1; 7 de ces cas appartenaient au groupe de 162 sujets atteints d'adénite tuberculeuse observés pendant 10 ans au moins après le traitement, et le dernier appartenait au groupe des personnes atteintes de goitre toxique.

106. Les données relatives à l'âge au moment de l'irradiation et au moment de l'opération du cancer thyroïdien, ainsi que les doses approximatives, sont indiquées dans le tableau XV pour les sept cas de cancer constatés dans le groupe de l'adénite tuberculeuse. Dans cinq de ces sept cas, les sujets étaient âgés de 4 à 18 ans au moment de l'irradiation; l'âge des deux autres était de 23 et 34 ans. Cinq des sept cas de cancer ont été diagnostiqués parmi 54 malades qui avaient reçu des doses d'exposition allant de 500 à 1 000 R, alors que les deux autres appartenaient à un groupe de 66 sujets exposés à 1 000 R ou davantage. Le seul malade qui ait été atteint du cancer de la thyroïde après irradiation pour goitre toxique avait été exposé à 2 000 R environ à l'âge de 16 ans.

107. Dans leur étude prospective sur des malades adultes traités par les rayons X pour hyperthyroïdie et

d'autres affections bénignes de la thyroïde, de Lawter et Winship¹⁴ n'ont trouvé d'indice de cancer de la thyroïde chez aucun des 222 malades observés ensuite pendant 22,5 ans environ.

108. Dans une étude rétrospective de 286 cas de cancer de la thyroïde, Winship et Rosvoll¹⁰ ont constaté que dans 80 p.100 des 286 cas de cancer un traitement par les rayonnements avait été administré dans la région de la tête ou du cou pendant l'enfance, le plus souvent pour "hypertrophie du thymus", parfois pour hypertrophie des amygdales ou des végétations adénoïdes ou pour d'autres affections bénignes. La dose d'exposition variait de 180 R à 6 000 R, la moyenne étant de 600 R. La période de latence était en moyenne de 8,6 ans, tout en étant souvent inférieure à 5 ans; dans 12 cas il y avait des tumeurs de la thyroïde à la naissance qui se sont révélées par la suite être des carcinomes.

109. Dans leur étude prospective (on trouvera des détails à son sujet dans les tableaux XI et XVI ainsi que dans les paragraphes 57 et 58) sur des enfants en bas âge soumis à une roentgentherapie pour "hypertrophie du thymus", Pifer et coll.²⁷ ont relevé 8 cas de cancer thyroïdien dans la série I parmi des malades suivis pendant 13 à 34 ans, alors que le chiffre calculé d'après la fréquence "naturelle" était de 0,09. Le risque relatif est de 88,9. Les auteurs ont trouvé également dans cette série 21 cas d'adénome thyroïdien, contre 0,9 prévu, ce qui donne un rapport de 23,3. L'exposition moyenne dans la série I était de 329 R.

110. Dans la série II, où les malades ont été suivis de 3 à 20 ans seulement, on a trouvé un seul cas de carcinome de la thyroïde, contre 0,01 prévu. L'exposition moyenne dans la série II était de 126 R.

111. Dans l'ensemble des deux séries, les neuf cas de carcinome de la thyroïde étaient associés à des doses d'exposition cumulatives de 156 à 1 092 R, avec une moyenne de 598 R. Sept de ces cas avaient été irradiés en position antérieure et postérieure, un en position antérieure seulement, et pour le dernier la position d'irradiation n'était pas indiquée. Dans les 21 cas d'adénome de la thyroïde, les doses d'exposition cumulatives allaient de 144 à 756 R, la dose moyenne étant de 372 R. La répartition des cas suivant les diverses positions d'irradiation était semblable à celle de cas de carcinome.

112. En étudiant les données de Pifer et coll.²⁷, Toyooka et coll.²⁸ ont constaté que la fréquence des tumeurs thyroïdiennes était beaucoup plus grande lorsque la dose était administrée pour moitié en position antérieure et pour moitié en position postérieure que si elle l'était en position antérieure seulement. Compte tenu des nouveaux cas de néoplasme de la thyroïde observés entre 1960 et 1964, il apparaît que 29 du total de 34 tumeurs thyroïdiennes (malignes et bénignes) se sont produites parmi 472 enfants qui avaient été irradiés à la fois en position antérieure et en position postérieure, alors que cinq cas de tumeur seulement sont apparus parmi les 2 111 enfants auxquels l'irradiation avait été administrée en position antérieure seulement.

113. On n'a pas réussi à démontrer une variation en fonction de la dose dans ces grandes catégories par position de traitement. La question de savoir si la fréquence élevée des tumeurs chez les enfants traités en position tant antérieure que postérieure était une conséquence de ce mode de traitement, de la variation statistique ou de quelque autre condition ne peut être tranchée actuellement. On a montré que le traitement en position postérieure, qui comporte des difficultés qui lui sont

inhérentes, pourrait avoir donné lieu à l'irradiation de régions plus étendues du cou et de la tête, comprenant l'hypophyse, que le traitement en position antérieure seulement. A ce propos, l'étude en question ainsi que d'autres études sur des enfants traités pour "hypertrophie du thymus" ne précisent pas, dans de nombreux cas, la mesure dans laquelle la thyroïde s'est trouvée dans le champ d'irradiation. Un point important dans la présente étude est qu'un grand nombre des enfants plus âgés (irradiés à une époque plus ancienne) ont reçu des doses relativement élevées sur des régions relativement étendues, souvent en positions antérieure et postérieure, et que l'énergie des rayons X, le nombre des traitements et la durée totale de traitement étaient pour eux plus élevés que pour les enfants plus jeunes (irradiés plus récemment).

114. Dans un rapport traitant des aspects cliniques observés dans ces cas de tumeur thyroïdienne, Toyooka et coll.²⁹ ont signalé que les adénomes thyroïdiens étaient également fréquents chez les deux sexes, alors que les carcinomes étaient plus fréquents chez les sujets du sexe féminin. L'exposition moyenne dans les cas de carcinome était presque triple de celle qui correspond au groupe tout entier; dans le cas des adénomes thyroïdiens, elle atteignait presque le double de celle de l'ensemble du groupe. La période de latence moyenne était de 16,3 ans pour les carcinomes et de 18,2 ans pour les adénomes. On n'a pas observé de relation entre la période de latence et l'exposition.

115. Seenger et coll.²⁴ ont communiqué les résultats d'une étude prospective sur 1 644 malades de moins de 16 ans qui avaient été traités par les rayons X à la tête, au cou ou au thorax pour des affections bénignes, entre 1932 et 1950. Le groupe témoin était composé de 3 777 germains non traités. L'irradiation pour "hypertrophie du thymus" a été pratiquée dans 33 p.100 des cas et celle pour adénite cervicale dans 26,9 p.100. Parmi les sujets formant l'échantillon, 21 p.100 ont été traités par les rayonnements pour au moins deux affections que l'on peut supposer indépendantes. La dose d'exposition allait de moins de 50 R à 5 000 R; elle était inférieure à 400 R dans 62 p.100 des cas et inférieure à 600 R dans 72,5 p.100. Parmi les sujets âgés de moins de 23 ans lors de l'apparition du cancer qui avaient déjà subi un traitement, on a relevé 11 cas de cancer de la thyroïde alors que le nombre prévu était de 0,12, ce qui donne un risque relatif d'environ 91.

116. Aucune des études sur la fréquence du cancer de la thyroïde parmi des sujets irradiés ne permet d'obtenir une régression dose-effet. Vu le petit nombre de cas observés dans une étude prise isolément, chacune d'elles ne permet de déterminer qu'un seul point de la courbe dose-réaction. Toutefois, on peut tirer des évaluations grossières du risque pour plusieurs études en déterminant la pente de la droite passant par l'origine et par les points représentant les fréquences observées (cas par année-personne) en fonction des doses d'exposition. Les évaluations du risque sont données dans le tableau XVI.

117. On peut ajuster une droite unique aux points représentant la fréquence observée en fonction de l'exposition dans les études d'enfants. La pente de cette droite donne le taux d'accroissement de la fréquence avec l'exposition: 0,9 cas pour 1 million par an et par roentgen. Compte tenu de l'incertitude statistique des données et des incertitudes probablement encore plus grandes de la dosimétrie, l'estimation globale du risque peut se trouver entre 0,5 et 1,5 cas pour 1 million par an et par

roentgen. Cette estimation repose sur une période d'observation moyenne d'environ 16 ans et sa validité se limite à l'exposition aiguë d'enfants dans un intervalle de doses estimé de 100 à 300 R.

118. Des estimations globales semblables ont été obtenues par Beach et Dolphin¹³⁸ suivant une autre méthode et à partir de données plus limitées et partiellement différentes. La valeur qu'ils ont obtenue (35 cas pour 1 million et par rad) est une estimation du risque correspondant à la durée de vie. Si l'on admet que la période de risque du cancer de la thyroïde se situe entre 15 et 20 ans, l'estimation de Beach et de Dolphin est légèrement supérieure à celle qui est indiquée dans le paragraphe précédent. L'écart peut aisément s'expliquer par les différences dans la méthode et le matériel.

119. La validité d'une telle estimation du risque se limite, comme pour toutes les estimations empiriques, à l'intervalle de doses d'exposition pour lequel l'estimation a été calculée, en l'occurrence 100 à 300 R. Elle présente également ce défaut que les résultats concernent des enfants irradiés à des fins médicales, si bien qu'elle peut différer de celle qui correspondrait à un échantillon aléatoire de la population. Enfin, la dosimétrie est entachée d'un degré élevé d'incertitude; les doses ont probablement été surestimées, d'où une légère diminution de la valeur estimée du risque.

NÉOPLASMES DE LA THYROÏDE CHEZ LES MALADES TRAITÉS PAR L'IODE 131

120. En 1962, Sheline et coll.⁷⁵ ont fait une communication sur un groupe de 256 malades atteints d'hyperthyroïdie diffuse (thyrotoxicose non nodulaire) qui avaient été traités par l'iode 131 entre 1946 et 1953. Huit de ces malades (3,12 p.100) ont présenté des nodules multiples de la glande thyroïde entre la 5e et la 11e année suivant le traitement et ont alors été opérés. Les nodules sont apparus chez 6 malades sur 18 (33,3 p.100) âgés de moins de 20 ans au moment du traitement et chez 2 malades adultes sur 238 (0,84 p.100). L'âge au moment du traitement dans ces cas de tumeur variait entre 2,66 et 29 ans. Chez l'un des enfants, on a observé un carcinome de la thyroïde d'un degré de malignité peu élevé.

121. A part ce cas, on n'a pas signalé d'association entre le traitement de la thyrotoxicose par l'iode 131 et le cancer de la thyroïde.

IV. — Tumeurs du cou (autres que celles de la thyroïde) survenant après radiothérapie

122. Dans leur étude rétrospective du cancer chez l'homme dans ses rapports avec l'irradiation à des fins médicales au Japon, Takahashi et coll.⁵⁸ ont relevé 906 cas de cancer du cou (non compris le cancer de la thyroïde) : cancer du pharynx, du larynx, de la racine de la langue, de la portion cervicale de l'œsophage, de la parotide, etc. Dans ce groupe de malades, 11 (1,21 p.100) avaient fait l'objet d'un traitement par les rayonnements dans la région du cou; dans un groupe de 1 770 témoins, le nombre de sujets ainsi irradiés était de 8 (0,45 p.100). La différence est donc significative au niveau de 5 p.100 et conduit à un risque relatif global de 2,7.

123. Le tableau XVII présente les valeurs du risque relatif concernant le cancer du cou pour divers intervalles de doses d'exposition estimées. Pour l'intervalle 500 à 2 000 R le risque relatif n'est que de 1,22, mais il passe à 4,41 pour l'intervalle 6 000 à 8 000 R. Le risque de cancer radio-induit de la thyroïde semble être supé-

rieur à celui des autres cancers radio-induits qui peuvent affecter la région du cou.

124. Ces données permettent de penser qu'il faut des expositions assez grandes pour accroître de manière notable la fréquence des cancers du cou autres que ceux de la thyroïde. Cela serait conforme à l'observation faite par Goolden⁷⁶ dans son étude des cancers du pharynx et du larynx survenant après radiothérapie (motivée dans 75 p.100 des cas par la thyrotoxicose) et selon laquelle peu de cas seulement ne présentaient pas de signes de radiolésion grave des tissus cutanés ou sous-cutanés bien avant l'apparition du cancer. Il convient de relever que la gravité des modifications de la peau dépend d'un certain nombre de facteurs d'ordre radiologique et temporel.

125. Pifer et coll.²⁷, en étudiant 1 451 enfants traités entre 1926 et 1946 pour hypertrophie du thymus par des doses dont la moyenne était de 329 R, ont relevé 3 cas de cancer des glandes salivaires jusqu'en 1960, contre un nombre prévu de 0,05; dans le groupe témoin de 2 073 germains, le nombre prévu était de 0,09 et aucun cas n'a été observé.

V. — Tumeurs de la peau survenant après radiothérapie

126. Dans leur étude du cancer chez l'homme en liaison avec l'irradiation médicale au Japon, Takahashi et coll.⁵⁸ ont observé l'accroissement du risque relatif de cancer de la peau avec l'exposition (tableau XVIII). Comme dans le cas du cancer thyroïdien, la tendance à l'augmentation est bien apparente, mais les limites sont très larges étant donné le nombre peu élevé de cas considérés.

127. Le risque relatif global était de 6,0 avec des limites de 16,3 et 2,2. Compte tenu d'un excédent moyen d'exposition de 240 R dans le groupe des cancéreux, le risque relatif par roentgen est de 2,6 p.100. Le traitement a probablement été administré en doses fractionnées dans la plupart des cas, et ces estimations du risque peuvent donc ne pas s'appliquer aux expositions uniques.

128. L'expérience acquise tant sur le plan clinique que sur le plan professionnel donne à penser que le risque de cancer de la peau est faible et que des radiolésions de la peau précèdent ordinairement l'apparition du cancer. Toutefois, comme les observations ne reposent pas sur des enquêtes convenablement organisées, il se peut que les cancers radio-induits soient diagnostiqués comme tels surtout à cause de lésions préexistantes.

129. Deux études ont signalé l'apparition d'un cancer de la peau chez 10 p.100⁷⁷ et 28 p.100⁷⁸ de sujets présentant une radiodermite chronique. Étant donné que la période de latence peut aller de 3 à 48 ans ou même plus⁷⁹, ces pourcentages pourraient être inférieurs à la réalité. La relation entre la fréquence et la gravité des radiodermes, d'une part, et la dose, d'autre part, n'a pas été étudiée du point de vue quantitatif; de toute façon, elle rendrait encore plus compliqué l'établissement des relations dose-effet pour le cancer de la peau. On n'a pas encore constaté d'augmentation de la fréquence du cancer de la peau parmi les survivants d'Hiroshima et de Nagasaki.

VI. — Tumeurs des os

TUMEURS DES OS SURVENANT APRÈS RADIOTHÉRAPIE

130. Dans les quelques cas signalés d'ostéosarcome consécutif à une radiothérapie, il s'agit presque toujours

d'une région de l'os qui était déjà le siège soit d'une tumeur bénigne, soit d'une ostéomyélite chronique⁸⁰. Parfois seulement, la zone où le cancer est apparu était normale avant l'irradiation. Dans des rapports traitant de l'ostéosarcome radio-induit, on a signalé dans certains cas l'existence d'une radiolésion sérieuse et persistante de l'os et/ou de la moelle osseuse avant l'apparition du cancer, alors que dans d'autres cas un tel phénomène n'a pas été observé. A l'heure actuelle, la dose d'exposition la plus faible dont on pense qu'elle a pu produire un ostéosarcome⁸¹ est d'environ 3 000 R. Dans la majorité des autres cas signalés, la dose d'exposition reçue était supérieure: habituellement de 4 000 à 7 500 R, et parfois plus grande.

131. Néanmoins, Pifer et coll.⁸⁷ ont relevé 9 cas d'ostéochondrome (nombre prévu: 1,2) jusqu'en 1960 parmi 1 451 enfants (série I) traités pour hypertrophie du thymus (entre 1926 et 1946) par des doses d'exposition de valeur moyenne égale à 329 R, ainsi que 2 cas d'ostéochondrome (nombre prévu: 0,26) jusqu'en 1960 parmi 1 358 enfants (série II) traités de la même manière (de 1940 à 1957) par des doses situées dans le même intervalle, mais ayant pour valeur moyenne 126 R. Les valeurs du risque relatif sont de 7,5 pour la série I et de 7,7 pour la série II, ce qui représente un accroissement voisin de 2,0 p.100 et 5,3 p.100 par roentgen, respectivement. Toutefois, il convient de signaler que dans les 6 cas d'ostéochondrome qui ont été irradiés à la fois en position antérieure et en position postérieure (série I), l'affection en question est apparue dans des tissus qui se sont trouvés dans le faisceau primaire de rayons X, alors que 4 des 5 ostéochondromes observés chez les enfants irradiés en position antérieure seulement (séries I et II) sont apparus dans des tissus qui n'ont pas été touchés par le faisceau primaire. Dans le groupe des germains témoins, un cas a été observé dans la série I (nombre prévu: 1,53) et il n'en a été trouvé aucun dans la série II (nombre prévu: 0,66).

TUMEURS DES OS CHEZ DES PERSONNES AYANT ABSORBÉ DU RADIUM

132. Hasterlik et coll.^{82, 83} ont étendu et confirmé les résultats d'études antérieures qui indiquaient l'existence d'une corrélation étroite entre la fréquence des tumeurs osseuses et la concentration du radium dans le squelette. Ils ont étudié 264 personnes, de la région de Chicago, sélectionnées et soumises à des mesures concernant la charge corporelle de radium qui avaient précédemment travaillé dans l'industrie des cadrans de montre avec peinture au radium (219), ou en tant que chimistes du radium (4) ou qui avaient été traitées médicalement au radium (41). Pour ce qui est des peintres de cadrans de montre, l'étude a porté presque uniquement sur les femmes qui exerçaient cette profession avant 1925. Un examen radiographique détaillé de tout le squelette a été fait sur 236 de ces 264 personnes. On a mesuré la charge corporelle de radium 226 dans tout le groupe, avec les résultats suivants: 23 personnes (8,7 p.100) avaient moins de 0,001 μCi ; 36 (13,6 p.100) entre 0,001 et 0,01 μCi ; 102 (38,4 p.100) entre 0,01 et 0,1 μCi ; 62 (23,5 p.100) entre 0,1 et 1,0 μCi ; et 41 (15,5 p.100) plus de 1 μCi . La fréquence des différentes charges corporelles et le nombre de cas de tumeurs malignes sont donnés au tableau XIX.

133. Chez trois des 61 personnes radiographiées (dont 43 peintres de cadrans) pour lesquelles la charge corporelle était comprise entre 0,1 et 1,0 μCi (4,9 p.100), on a constaté des néoplasmes malins du squelette ou as-

sociés au squelette. Sur 40 des personnes radiographiées (parmi lesquelles 19 peintres de cadrans) dont l'organisme contenait plus de 1 μCi , 14 (35 p.100) présentaient également de tels néoplasmes malins. De ces 17 néoplasmes, 12 étaient des ostéosarcomes (0,45 à 6,8 μCi) et le reste des néoplasmes épithéliaux ou autres des cellules mastoïdiennes et des sinus paranasaux (0,89 à 4,7 μCi). Dans le cas du sarcome osseux avec une charge corporelle de 0,45 μCi , il s'agissait d'un sujet à métabolisme exceptionnellement rapide, chez lequel la charge corporelle initiale devait donc être plus élevée que la valeur indiquée⁸⁴.

134. L'analyse de ces données présente le défaut de reposer sur des dosages de radium faits 36 ans au moins après l'absorption de la substance radioactive. A l'heure actuelle, il est difficile d'extrapoler ces valeurs pour obtenir les charges corporelles de radium initiales, et le calcul comporterait un facteur important d'incertitude. D'autre part, les peintres de cadrans ont pu être exposés au cours de l'exercice de leur profession à des doses considérables de rayonnement gamma. De plus, il existe aussi une grande incertitude quant à la dose de rayonnement nécessaire et à la cible pour ce qui est de la production de l'ostéosarcome, par exemple intégration des doses d'irradiation à l'ensemble du squelette, ou à un certain volume unitaire de tissu osseux, etc. Les doses de rayonnement reçues par les divers éléments ou fractions de l'os varient grandement.

135. Néanmoins, Hasterlik⁸², qui a analysé les données relatives à deux intervalles de valeurs de la charge corporelle, a tenté d'établir une évaluation très approximative de la relation entre la charge corporelle et la fréquence. Dans l'intervalle de 1 à 10 μCi , il y avait 41 sujets représentant 1 300 années-personnes environ d'exposition aux rayonnements et 14 cas d'affections malignes. Dans ce groupe, le risque d'affection maligne par année-personne d'irradiation est donc de $1,06 \times 10^{-2}$ environ. Dans le groupe des 62 personnes (2 200 années-personnes d'exposition aux rayonnements) ayant une charge corporelle de 0,1 à 1,0 μCi , il y a eu trois cas de cancer et le risque est de $1,34 \times 10^{-3}$ environ.

136. En prenant pour base la valeur estimée de la charge initiale de radium, on peut calculer que le risque d'apparition de tumeurs des os est de 22 et 33 cas pour un million par an et par microcurie pour chacun des groupes respectivement. Le choix pour ce calcul de valeurs médianes dans les deux intervalles de charge corporelle suppose certaines hypothèses sur la distribution des malades présentant des charges corporelles différentes à l'intérieur des deux groupes.

137. En admettant, comme l'a fait auparavant le Comité, que les cellules qui tapissent les surfaces des os sont celles qui donnent lieu à des affections malignes lorsqu'elles sont irradiées, on peut obtenir des estimations grossières du risque par unité de dose, soit environ quatre cas pour 1 million par rad et par an, ce qui est du même ordre de grandeur que le taux correspondant pour la leucémie ou le cancer de la thyroïde consécutifs à l'irradiation par des sources externes. Toutefois, la comparaison des valeurs obtenues peut être tout à fait trompeuse dans ce cas, car on ne connaît pas la proportion de la dose (reçue en l'espace de plusieurs décennies) qui cause effectivement l'induction. De plus, on prend des moyennes des doses reçues par les cellules tapissant les surfaces des os et l'on néglige ainsi le fait que la distribution de la dose absorbée est très peu uniforme. En outre, l'estimation relative au risque de tumeur des os repose sur des renseignements qui correspondent à deux

grands intervalles de dose seulement et n'apporte donc pas d'indications sur l'allure de la courbe dose-fréquence ni sur les effets aux doses faibles. Il n'est pas sans intérêt de relever que selon certains auteurs la fréquence générale des tumeurs primaires des os serait d'environ 10 cas pour 1 million et par an et pourrait même être plus faible.

138. Dans ces études⁹², la présence de mésothorium, outre celle du radium 226, n'a été décelée (par spectroscopie aux rayons X) que chez deux sujets sur 264. Cela diffère de ce qu'ont observé d'autres chercheurs aux Etats-Unis chez les peintres de cadrans qui avaient ingéré des peintures contenant, en diverses proportions, du radium 226, du radiothorium et/ou du mésothorium. Dans l'étude de Hasterlik et coll., la plupart des peintres de cadrans n'étaient pas des cas sélectionnés, mais il n'en était pas de même pour plusieurs des autres sujets.

139. Indépendamment de l'étude que nous venons de décrire, Hasterlik et coll.⁹³ ont relevé deux cas (certificats de décès) de leucémie myéloïde aiguë parmi des malades qui avaient absorbé du radium; l'un de ces cas a été confirmé par l'examen, auquel ont procédé ces auteurs, d'un étalement de sang fait peu avant la mort du sujet en 1931.

140. Barrer et coll.¹²⁷ ont donné un aperçu préliminaire des constatations relatives aux 150 premiers cas examinés dans une vaste étude dans l'Etat de New Jersey (Etats-Unis). Dans trois cas (2 p.100) où la charge corporelle était de 0,6, 0,9 et 1,67 μCi de radium 226, des sarcomes ostéogéniques sont apparus. Il y a eu une leucémie myélogène chronique dans un cas où la charge corporelle était inférieure à 0,0042 μCi de radium 226. Parmi 190 certificats de décès établis pour des personnes ayant absorbé du radium, 64 (33,7 p.100) mentionnaient des affections malignes, dont le siège était l'os ou le périoste dans 16 cas (8,4 p.100), le nez et les sinus paranasaux dans trois cas (1,5 p.100).

141. On a étudié au Massachusetts Institute of Technology⁹⁵ des personnes dont le squelette contenait du radium ou un mélange radium-mésothorium par suite de l'exercice de leur profession (peintres de cadrans, chimistes, physiciens), d'injections parentérales de solutions de radium ou d'ingestion de radium ou d'un mélange radium-mésothorium.

142. Beaucoup de ces sujets ayant été exposés à de grandes quantités de mésothorium (²²⁸Ra), on a évalué l'irradiation totale liée à la désintégration de la chaîne du mésothorium et l'on s'est servi de son équivalent en rayonnement de radium 226, exprimé en microcuries d'équivalent minimal de radium pur (EMRP).

143. Evans et coll.¹²⁴ ont fait en décembre 1963 une communication sur 237 sujets (faisant partie d'un groupe étudié de plus de 350 sujets) qui avaient subi des examens radiologiques. Il y avait parmi eux 76 cas d'anomalies radiologiques associées à des charges corporelles allant de 0,23 à 44,0 μCi d'équivalent minimal de radium pur (EMRP). A l'exception des anomalies des dents (constatées dans la quasi-totalité des 76 cas), il n'y avait pas de signes d'anomalie ou d'affection chez 18 sujets (dont la charge corporelle atteignait jusqu'à 3 μCi EMRP environ); on a constaté 19 cas de fracture spontanée (0,6 à 20,0 μCi), 23 cas de sarcome ostéogénique (0,6 à 24,0 μCi), 8 cas de cancer des sinus paranasaux ou des cellules mastoïdiennes (1,0 à 10,0 μCi) et trois cas d'ostéomyélite de la mâchoire inférieure ou du maxillaire supérieur (15,0 à 44,0 μCi).

144. Plus récemment, Maletskos et coll.¹²⁸ ont donné un résumé des résultats obtenus dans une étude analogue sur 361 sujets (88 du sexe masculin et 273 du sexe féminin) présentant des charges de radium 226 et de radium 228 dans le squelette. Ce groupe était constitué pour les deux tiers de peintres de cadrans, dont certains avaient absorbé du radium 226 seul et d'autres un mélange des isotopes 226 et 228 de cet élément. Les autres sujets étaient contaminés par suite d'un travail en laboratoire ou d'une ingestion ou injection de ces matières radioactives. La plupart des cas étudiés antérieurement (avant 1957) avaient été remarqués en raison des symptômes qui sont apparus chez eux, alors que la majorité des cas étudiés par la suite ont été découverts par la recherche. Le nombre des sujets trouvés par la recherche était de 299 contre 62 par les symptômes. La principale période d'exposition des peintres de cadrans s'étend de 1918 à 1925, mais certains d'entre eux ont été exposés dès 1915. Quatorze cas avaient initialement été examinés par Martland¹²⁹⁻¹³¹.

145. Au sujet des données de Maletskos et coll.¹²⁸, un auteur a dit⁹⁶: "Au stade actuel de l'étude statistique de ces données, ... on ne relève aucun signe ou symptôme cliniquement significatif lorsque la charge corporelle résiduelle ou terminale est inférieure à 0,5 μCi EMRP. Pour une charge corporelle résiduelle plus élevée, à partir d'environ 1 μCi Ra et jusqu'à environ 25 μCi Ra, la proportion du nombre total des cas présentant l'une de ces formes d'affection maligne (sarcomes ostéogéniques et carcinomes des sinus paranasaux et des cellules mastoïdiennes) est environ un quart." Cette observation ne doit pas être considérée comme étant nécessairement en contradiction avec les rapports sur des observations radiographiques qui ont fait apparaître des modifications de la structure fine du tissu osseux, comme celles qui sont indiquées dans le tableau XIX pour des charges inférieures à 0,1 μCi . Les données sur la répartition des sujets atteints de sarcome ostéogénique ou de cancer des sinus paranasaux et des cellules mastoïdiennes suivant les divers intervalles de charge corporelle ne sont pas encore prêtes pour la publication.

VII. — Néoplasmes liés au thorium

146. Dans la pratique du radiodiagnostic, on a utilisé très couramment entre 1928 et 1945 une suspension colloïdale de bioxyde de thorium, connue sous le nom de Thorotrast, principalement pour observer visuellement le foie, la rate, les artères cérébrales et les cavités du corps. La teneur du Thorotrast en bioxyde de thorium est en général d'environ 25 p.100 en poids, mais elle peut être très variable. Après une injection intracavitaire ou extravasculaire, le Thorotrast demeure en grande partie à l'endroit où il a été introduit et peut y exercer un effet cancérigène. Injectées intravasculairement, les particules de bioxyde de thorium se déposent dans les cellules phagocytaires du système réticulo-endothélial et vont se concentrer de ce fait dans le foie et la rate. Une redistribution commence immédiatement et se poursuit lentement pendant des années; il en résulte une modification de la localisation des particules dans l'organe où elles étaient concentrées et une teneur croissante dans les tissus conjonctifs.

147. En 1962, Dahlgren⁹⁸ a passé en revue la documentation sur les tumeurs consécutives à l'administration de Thorotrast. Il a relevé 68 cas de tumeurs malignes signalées: trois sarcomes apparus après une période de latence de 6 à 25 ans à l'endroit où le Thorotrast avait été déposé par voie extravasculaire (volume injecté: 20

ml dans 1 cas, inconnu dans les 2 autres) ; 26 carcinomes et sarcomes apparus après une période de latence de 10 à 35 ans dans divers organes (reins, thorax, paupière, sinus maxillaire, bronches, péritoine, ovaire et vésicule séminale) après l'introduction du Thorotrast dans des cavités naturelles (volume injecté connu dans 4 cas : 10, 24, 30 et 30 ml) ; 33 tumeurs malignes (sarcomes et carcinomes) du foie et des canaux biliaires après une injection systémique de Thorotrast (volume injecté connu dans 12 cas : 20, 34 et 70 ml ; 75 ml dans 5 cas et 80 ml dans 4 cas), les périodes de latence étant de 3 à 24 ans ; et six cas de tumeurs malignes dans divers organes (côlon, poumon, rate, rein) après une injection systémique de Thorotrast (un seul volume connu : 15 ml) avec une période de latence de 13 à 24 ans. La période de latence moyenne pour l'ensemble de ces cas est de 17,7 ans ; sa valeur moyenne pour chacun des quatre sous-groupes mentionnés ci-dessus va de 16,7 à 18,3 ans.

148. En 1963, Blomberg et coll.⁸⁹ ont publié une étude sur des malades qui avaient reçu entre 1932 et 1947 des injections de Thorotrast aux fins d'angiographie cérébrale. Ces auteurs ont trouvé, parmi 908 malades, six cas (environ 0,66 p.100) de tumeur hépatique maligne primaire (5 cancers du foie et 1 hémangio-endothéliome). Les quantités de Thorotrast injectées étaient connues pour 436 des malades et pour trois des six cas de cancer du foie. Les 413 malades qui avaient reçu moins de 30 ml de Thorotrast n'ont pas présenté de tumeur du foie ; parmi les 18 malades qui avaient reçu de 30 à 40 ml, il y avait un cas de cancer hépatique ; il y en avait deux dans un groupe de cinq malades qui avaient reçu plus de 40 ml. Sur les trois malades restants qui avaient reçu plus de 40 ml, deux sont morts au cours de l'année qui a suivi l'injection ; le cinquième malade n'a pas été retrouvé. Pour les six cas de cancer du foie mentionnés dans cette étude, les périodes de latence vont de 19 à 27 ans, la période d'observation la plus longue étant de 29 ans. Selon Blomberg et coll.⁸⁹, l'ordre de grandeur des doses moyennes de rayonnement alpha reçues par le foie et par la rate à la suite d'une injection intravasculaire pourrait être de quelques centaines de rads par an.

149. Selon Looney⁹¹, la dose cumulative moyenne de rayonnement reçue par le foie de sujets auxquels on avait injecté du Thorotrast et qui ont présenté par la suite un sarcome des cellules de Kupffer au foie (période de latence moyenne 15 ± 7 ans) était de l'ordre de 1 000 à 1 500 rads. Dans le cas d'un malade qui a présenté une tumeur hépatique trois ans seulement après l'injection de 20 ml de Thorotrast, la dose cumulée reçue par le foie a été estimée à 100 rads environ.

150. Quoi qu'il en soit, il convient de souligner que l'on se heurte à d'énormes difficultés si l'on cherche à déterminer les paramètres de dose ainsi que les doses pertinentes pour la fréquence du cancer dû au bioxyde de thorium. Après une injection intravasculaire, la distribution de la substance et, par conséquent, celle de l'irradiation, est extrêmement inégale et varie avec le temps. Le rayonnement, qui se compose de rayons alpha, bêta et gamma dans la proportion 90/9/1⁹², ne se manifeste guère au-delà d'une très faible distance des particules qui en sont l'origine et il est absorbé à des degrés différents par ces particules ou agglomérations de particules d'origine elles-mêmes. Il faut également dire que l'on ne peut négliger dans la pathogenèse des tumeurs, à côté de l'effet du rayonnement, le rôle de l'irritation des tissus par les particules. La possibilité d'un tel mécanisme est confirmée dans une certaine mesure par des données expérimentales obtenues sur l'animal¹³³ avec une suspension colloïdale d'hydroxyde de zirconium non radioactif.

151. Selon Wald et coll.⁹³, on a relevé dans divers rapports médicaux et séries d'observations quelque 10 cas de leucémie consécutive à l'injection de thorium. Pour 6 d'entre eux, on a pu obtenir des renseignements détaillés, qui ont permis de déterminer une période de latence de 12 ± 7 ans. Il n'a pas été établi de relation causale entre la leucémie et l'injection de Thorotrast.

VIII. — Cancer du poumon chez les mineurs

152. Stewart et Simpson⁹⁴ ont publié une analyse des études antérieures sur le cancer du poumon associé à l'irradiation chez les mineurs.

153. En 1926, Rostoski et coll.⁹⁵ ont signalé qu'environ 50 p.100 des mineurs de pechblende de la région du Schneeberg, en Saxe, morts entre 1921 et 1926 étaient atteints de carcinome du poumon, apparu dans la plupart des cas dans les grosses bronches, alors que dans les groupes témoins la fréquence de cette affection n'était pas notable.

154. Pirchan et Siki⁹⁶ ont constaté qu'environ 50 p.100 des mineurs (pechblende) de Jachymov morts en 1929 et 1930 étaient également atteints de carcinome du poumon. L'observation de ces mineurs jusqu'en 1939 a confirmé des conclusions antérieures.

155. Si les mines en question contiennent plusieurs substances qui peuvent provoquer le cancer, notamment de l'arsenic et du cobalt, ces éléments se trouvent également dans beaucoup de mines où la fréquence du carcinome des poumons n'est pas particulièrement élevée. On a mis en cause le radium lui-même, en tant que constituant de la poussière en suspension dans l'air des mines, mais le dosage du radium dans les poumons des mineurs décédés n'a pas donné de résultat très différent de ce que l'on observe dans la population ordinaire d'âge moyen. On a également envisagé la possibilité que la silicose et la silicotuberculose contribuent à causer le cancer puisque à Jachymov près de la moitié des mineurs sont morts soit de silicose, soit de tuberculose, soit encore d'une combinaison de ces deux affections, et que la pneumoconiose aussi avait été fréquemment constatée lors de l'autopsie de mineurs de Schneeberg.

156. A l'heure actuelle, on estime généralement que le radon en suspension dans l'atmosphère des mines constituerait probablement le facteur le plus important dans l'induction du cancer du poumon. La présence de radioactivité dans l'air et dans les minerais est une caractéristique commune aux mines de Jachymov et de Schneeberg.

157. Selon Bale⁹⁵, la majeure partie de la dose de rayonnement due au radon 222 provient de la désintégration de ses descendants à courte période (du radium A jusqu'au radium C') qui se trouvent dans l'atmosphère à divers degrés d'équilibre avec le radon précurseur et vont se loger dans les poumons. La présence du radon lui-même et ses produits de désintégration dans le poumon ne constituent pas plus de 1 millièème de la dose totale reçue par l'épithélium des bronches.

158. Chamberlain et Dyson⁹⁸ ont conclu, sur la base d'expériences, que la plus grande part de la dose de rayonnement reçue par la trachée et les grosses bronches devait être attribuée à la fraction de radium A déjà formée dans l'air lorsque celui-ci est inhalé et qui n'est pas fixée à des poussières ou des noyaux de condensation.

159. Evans et Goodman⁹⁷ ont analysé les données concernant la concentration du radon dans l'air des mines de

Schneeberg et de Jachymov et conclu que la concentration moyenne de radon à laquelle les mineurs ont été exposés représente environ $2,9 \times 10^{-9}$ Ci/l. Ils ont également conclu que le fait de respirer pendant longtemps une atmosphère contenant environ 10^{-9} Ci/l de radon a bien pu provoquer l'augmentation de fréquence du cancer du poumon qui a été constatée chez les mineurs de Schneeberg et Jachymov.

160. En 1945, Mitchell⁹⁸ a émis l'hypothèse que la concentration moyenne du radon a pu être plus grande à l'époque où ce risque n'était pas encore reconnu, et il a considéré que $1,5 \times 10^{-8}$ Ci/l environ était une estimation raisonnable de la concentration moyenne.

161. En admettant une relation linéaire entre la concentration du radon 222 et la durée de l'exposition et la fréquence du cancer du poumon, et tenant compte des données concernant Schneeberg et Jachymov, Evans et Goodman⁹⁷ en 1940, et Mitchell⁹⁸ en 1945, ont proposé les valeurs suivantes de la CMA (concentration maximale admissible pour l'exposition de l'homme au radon 222 et à ses descendants en suspension dans l'air: 10^{-11} Ci/l et 5×10^{-11} Ci/l, respectivement. D'après les données publiées, Mitchell a conclu que la fréquence d'environ 50 p.100 de cas de cancer des poumons parmi les mineurs de Jachymov correspondait à environ 10 ans d'emploi dans les mines et à l'exposition durant les heures de travail à une concentration de radon au moins égale à $2,5 \times 10^{-8}$ Ci/l. Pour que la fréquence des cas de cancer du poumon tombe au niveau de celle qui est observée dans l'ensemble de la population, soit environ 0,1 p.100 pour 10 ans, il faudrait abaisser la concentration du radon dans l'air jusqu'à 5×10^{-11} Ci/l.

162. En 1950, Sikl⁹⁹ a dit que, d'après son expérience, la durée moyenne d'exposition associée à l'apparition du carcinome du poumon était de 17 ans et la durée minimale de 13 ans.

163. En 1953, Jacoe¹⁰⁰, qui a recherché le radon dans l'atmosphère des tunnels et dans les mines autres que celles d'uranium au Colorado, surtout dans des zones à faible circulation d'air, a trouvé des concentrations allant de zéro (indication de l'instrument de mesure) à $2,1 \times 10^{-9}$ Ci/l dans un cas isolé. Dans la plupart des échantillons, la concentration allait de 5×10^{-10} à 10^{-11} Ci/l.

164. Harris¹⁰¹, en étudiant dans l'Etat de New York l'atmosphère de mines de zinc, de fer et de talc, dans lesquelles la ventilation était faible, a relevé des concentrations de radon allant de 4×10^{-11} à 10^{-12} Ci/l.

165. Oosthuizen et coll.¹⁰² ont mesuré la concentration du radon dans l'air de mines d'or de l'est, du centre et de l'ouest du Witwatersrand, en Afrique du Sud. Ils ont trouvé dans les zones où la teneur du minerai en uranium était trop faible pour que l'exploitation soit rentable des valeurs moyennes allant de $2,5 \times 10^{-11}$ Ci/l à 5×10^{-11} Ci/l, et des valeurs isolées atteignant 2×10^{-10} à 3×10^{-10} Ci/l. Dans les zones où l'extraction de l'uranium était rentable, la concentration du radon dans les mines allait de 10^{-10} à 5×10^{-10} Ci/l. Les auteurs ont signalé que la fréquence du cancer du poumon dans un groupe important de travailleurs du fond a été étudiée dans le cadre de deux études indépendantes, qui ont toutes deux fait apparaître une fréquence semblable à celle que l'on trouve pour un groupe d'âges comparable de la population en général.

166. Yourt¹⁰³ a trouvé que la valeur médiane de la concentration du radon dans des galeries en cul-de-sac

d'un certain nombre de mines exploitant des roches dures non uranifères (mines d'or) du nord de l'Ontario allait de $1,2 \times 10^{-11}$ à $1,5 \times 10^{-11}$ Ci/l.

167. On n'a pas relevé d'excédent notable des cas de cancer du poumon parmi les mineurs travaillant dans des mines non uranifères du Colorado, de l'Etat de New York ou du nord de l'Ontario. Cependant, il ne semble pas qu'on ait cherché à déceler de faibles accroissements significatifs de la fréquence.

168. Mitchell⁹⁸ avait déjà fait des calculs de la dose de rayonnement reçue par les bronches chez les mineurs de Jachymov; il avait conclu alors que les cellules épithéliales des grosses bronches recevaient 0,13 rad environ de rayonnement alpha en 8 heures d'exposition. Evans¹⁰⁴ a évalué à 600 rads environ la dose totale reçue par la bronche au cours de la période d'exposition au fond (17 ans en moyenne).

169. Plus récemment, Bale⁹⁵ a évalué le débit de dose à la couche épithéliale du tissu bronchique compte tenu des descendants à vie courte déjà présents dans une atmosphère contenant du radon; il a trouvé aussi un débit de dose de 1,0 rad par semaine de 40 heures, dû à 10^{-10} Ci/l de radon 222, 10^{-10} Ci/l de radium A et 5×10^{-11} Ci/l de radium C'. Cette valeur est, pour la même concentration de radon, environ 2 000 fois celle qu'avaient calculée Evans et Goodman⁹⁷ en 1940, environ 300 fois celle qu'avait prévue Mitchell⁹⁸ en 1945, et environ 100 fois celle qu'a donnée Evans¹⁰⁴ en 1960.

170. De Villiers et Windish¹⁰⁵ ont signalé que 23 des 51 décès (45 p.100) de mineurs ayant travaillé au fond pendant au moins un an dans les mines de fluorine de Saint Laurent (Terre-Neuve) enregistrés en 10 ans (1952-1961) étaient dus à un cancer primaire du poumon, principalement près du hile pulmonaire. Ces auteurs ont également constaté un abaissement de l'âge moyen au décès dans les cas de cancer du poumon, et une association entre l'âge au début de l'exposition au risque et l'âge au décès. Le nombre probable des décès consécutifs à un néoplasme malin de la trachée, des bronches et des poumons, sur le total de 71 décès (pour causes de tout genre) relevé parmi les mineurs de Saint Laurent entre 1952 et 1960 était de 0,73, si l'on prend pour base les 157 décès provoqués par ces affections sur 15 264 décès (moins ceux des mineurs de Saint Laurent) dus à des causes de tout genre dans la population masculine de Terre-Neuve. Les 21 cas observés parmi les 71 mineurs morts de causes diverses représentent 28,8 fois ce nombre probable. Les rapports relatifs aux quatre groupes de 10 ans d'âge allant de 25 à 64 ans inclusivement sont les suivants: 43,2 (25-34 ans), 10,6 (35-44 ans), 16,0 (45-54 ans) et 8,0 (55-64 ans). On a également relevé un nombre considérable de décès par tuberculose et pneumoconiose.

171. La caractéristique la plus remarquable que l'on ait découverte concernant l'environnement dans les mines de Saint Laurent est que la concentration du radon et de ses descendants dans l'air dépassait largement les niveaux de CMA proposés. Compte tenu de ces concentrations et d'autres considérations, on a estimé que les travailleurs du fond étaient probablement exposés à une énergie alpha potentielle moyenne jusqu'à désintégration complète atteignant 2,5 à 10 fois celle de $1,3 \times 10^5$ MeV par litre d'air proposée antérieurement pour une semaine de travail de 40 heures¹³⁴. Ces valeurs ont été mesurées dans des mines où l'on n'avait pas trouvé de masses de minerai radioactif et l'on a supposé que l'eau de la mine était la source de radon.

172. Le tableau XX, qui groupe les données sur la radioactivité dans les diverses mines et sur la fréquence correspondante du cancer du poumon, permet de comparer les principaux résultats concernant Saint Laurent, Jachymov et Schneeberg, ainsi que les mines d'uranium de l'Afrique du Sud et des Etats-Unis. Rapportée au nombre de décès chez les mineurs, la fréquence du cancer du poumon varie à Saint Laurent entre 33,3 p.100 (23 mineurs du fond sur 69 morts en 1933-1961) et 45,1 p.100 (23 mineurs du fond sur 51 morts en 1952-1961).

173. Wagoner et coll.¹²⁵ ont publié récemment les résultats d'une étude portant sur la mortalité par cancer dans un groupe de travailleurs employés dans des mines et installations de traitement de minerai d'uranium aux Etats-Unis pendant la période de 13 ans qui va de 1950 à 1962; ces auteurs ont, en outre, comparé les données relatives à la mortalité spécifique par âge, par race et par cause avec celles de la population générale du sexe masculin de la région du plateau du Colorado. Parmi les blancs employés dans les installations de traitement du minerai d'uranium, la mortalité totale et la mortalité spécifique par cause ne différaient pas d'une façon significative des chiffres théoriques. Par contre, parmi les mineurs d'uranium de race blanche, il y a eu 218 décès contre 148,7 prévus ($P < 0,01$). Le nombre des décès a dépassé de façon significative les chiffres prévus dans les cas suivants: a) néoplasmes du système respiratoire chez les mineurs d'uranium ayant travaillé au moins 5 ans au fond (11 cas observés au lieu de 1,1 prévu, soit un risque relatif de 10); b) "toutes autres causes", dans le même groupe de mineurs, où cet excédent s'explique par la fibrose pulmonaire et ses complications; c) accidents, particulièrement dans les mines, indépendamment de la tâche effectuée ou de la durée d'emploi au fond. L'augmentation par un facteur 10 du cancer des voies respiratoires n'était imputable à aucun des facteurs suivants: âge, habitude de fumer, hérédité, urbanisation, auto-sélection, précision du diagnostic ou emploi antérieur dans une mine exploitant des roches dures ou d'autres minerais donnant notamment de la poussière de silice. Les données dont on dispose à l'heure actuelle désignent la radioactivité dans l'air comme facteur de cette augmentation du cancer des voies respiratoires.

174. Les données recueillies sur les mineurs de Jachymov, de Schneeberg, du plateau du Colorado et de la région de Saint Laurent semblent inciter à conclure que le cancer du poumon peut être induit par le radon et ses produits de désintégration lorsqu'ils sont inhalés. Cependant, on n'a pas pu obtenir d'estimations du risque pour ces groupes, car on ne connaît que la fréquence relative du cancer du poumon par rapport à la totalité des cas de décès et non la mortalité par cancer du poumon dans la population de mineurs.

IX. — Fréquence globale des néoplasmes survenant après irradiation totale du corps

SURVIVANTS DES EXPLOSIONS DE BOMBES ATOMIQUES AU JAPON

175. Dans le rapport de 1962, on a examiné les études de Harada et Ishida¹⁰⁶ sur la fréquence des néoplasmes parmi les survivants de l'explosion de la bombe atomique à Hiroshima entre avril 1957 et décembre 1958. Les renseignements utilisés provenaient du registre des tumeurs et n'étaient pas fondés sur l'échantillon fermé de l'Atomic Bomb Casualty Commission (ABCC). La fréquence des néoplasmes variait en raison inverse de la distance à l'hypocentre. On a estimé que la "dose de

doublement" relative à la fréquence du cancer a été reçue à 1 300 m environ de l'hypocentre, distance à laquelle elle était d'environ 400 rads⁸.

176. Il ressort d'études publiées récemment sur la mortalité parmi les survivants des explosions atomiques¹⁰⁷ que dans un sous-échantillon de 20 000 personnes (sous-échantillon médical de l'ABCC, sélection I, 1950-1958) rien n'indique jusque-là une mortalité générale plus grande dans les groupes le plus fortement irradiés. L'étude de la mortalité due à des causes déterminées, si elle fait ressortir clairement les propriétés leucémogènes bien connues des rayonnements, n'indique pas que ceux-ci aient eu un effet sur aucune autre cause de décès. Dans cette étude, on a estimé que le groupe des personnes non irradiées ne constituait pas un groupe témoin satisfaisant, du moins pour les périodes envisagées, puisqu'il se caractérisait par une mortalité anormalement faible par rapport à celle des survivants irradiés comme à celle de la population japonaise en général, et que le nombre des décès par tuberculose ou par cancer y était remarquablement bas. En conséquence, on a pris comme base dans cette étude la comparaison de personnes exposées à différentes distances de l'hypocentre.

177. Récemment, Zeldis et coll.⁵⁷ ont publié une étude de la fréquence du cancer fondée sur les registres des tumeurs d'Hiroshima et de Nagasaki pour une nouvelle période de 12 mois à Hiroshima, en plus des 20 mois déjà traités par Harada et Ishida¹⁰⁶ (mai 1957-décembre 1959), et pour les 36 premiers mois à Nagasaki (avril 1958-mars 1960). Les néoplasmes diagnostiqués avant le début de ces études ont été exclus et les analyses ont reposé sur la population plus réduite, mais connue, utilisée dans l'étude de la longévité (*Life-Span Study*), et non sur la population totale de la ville.

178. Le tableau XXI donne les taux de fréquence bruts et les taux d'affections malignes (leucémie non comprise) ajustés pour l'âge et le sexe pour 100 000 personnes. L'excédent des affections malignes dans le groupe exposé le plus près à Hiroshima n'est pas aussi grand que celui qui a été signalé précédemment par Harada et Ishida¹⁰⁶ sur la base de la population totale de la ville, mais le gradient de la fréquence en fonction de la distance est statistiquement significatif au niveau de 0,1-0,01. A Nagasaki, où l'on a recueilli beaucoup moins de cas, les variations avec la distance à l'hypocentre ne sont pas significatives. Pour des raisons inconnues, dans le groupe non exposé de Nagasaki (et surtout parmi les sujets du sexe masculin) la fréquence est significativement plus grande que dans les groupes exposés.

179. Les chiffres dont on dispose maintenant¹³⁷ permettent de comparer dans une certaine mesure le nombre des cas de leucémie et celui de toutes les autres formes de cancer qui ont pu être induites par les rayonnements. Entre 1950 et 1959, on a constaté dans les groupes exposés à moins de 1 400 m de l'hypocentre à Hiroshima et à Nagasaki 36 décès par leucémie (erreur type: 6,4) de plus que le nombre que permettait de prévoir la mortalité parmi les personnes exposées à des doses de rayonnement plus faible entre 1 400 et 2 000 m. Au cours de la même période, il y a eu dans le premier groupe 30 décès dus à d'autres affections malignes (erreur type: 13,6) de plus que le chiffre prévu d'après la mortalité dans le deuxième groupe. De cette comparaison, il ressort que, par rapport à la population témoin, l'excédent des décès dus à toutes les formes d'affection maligne autres que la leucémie était égal à 0,8 fois (erreur type: 0,4)

l'excédent du nombre de décès par leucémie dans la même population au cours de la même période.

180. Il semble probable que la période moyenne de latence de la leucémie radio-induite soit inférieure à celle des autres formes d'affection maligne radio-induite pour lesquelles on dispose de données et que, par conséquent, au cours de la période étudiée (allant jusqu'à 13 ans après l'irradiation) la proportion décelée sur le total des décès à prévoir doit être plus grande pour la leucémie que pour les autres affections malignes. C'est pourquoi la valeur du rapport pourrait augmenter légèrement au cours des années à venir et ne peut donc encore être estimée avec précision. D'autre part, ces données sont fondées sur des statistiques de la mortalité et non de la morbidité; aussi est-il possible qu'elles ne traduisent pas fidèlement même la fréquence actuelle de l'affection. Néanmoins, il semble déjà évident que la fréquence de la leucémie (dans ses formes aiguës et dans la forme myéloïde chronique), qui cause normalement 2 p.100 seulement de tous les décès par affection maligne, est accrue par l'irradiation reçue dans ces conditions dans une proportion beaucoup plus grande que ne l'est la fréquence de toutes les autres formes d'affection maligne prises ensemble.

POPULATIONS EXPOSÉES À UN RAYONNEMENT AMBIANT ÉLEVÉ

181. Gianferrari et coll.¹¹¹ ont fait une étude des naissances, des décès et d'autres variables pertinentes dans certaines agglomérations de la vallée du Cervo (Italie) où le rayonnement ambiant est supérieur à la normale (dose d'exposition totale moyenne au rayonnement gamma: 15 R en 30 ans) et dans une région voisine où les conditions géographiques, sociales et économiques sont semblables, mais où le rayonnement ambiant est cinq fois plus faible (3 R en 30 ans). La concentration moyenne de l'uranium (sous forme de U_3O_8) dans la chaîne alimentaire est la suivante dans la région à faible rayonnement ambiant et celle à rayonnement élevé respectivement: sol, 1,0 et 20,8 mg/kg; eau de boisson, 0,06 et 0,24 $\mu\text{g}/\text{l}$; légumes, 0,3 et 17,7 mg/kg; fourrage, 0,4 et 18,4 mg/kg. Dans la région à radioactivité ambiante élevée, le nombre observé des décès par cancer était supérieur aux chiffres prévus dans chacun des groupes d'âge. Cependant, l'excédent n'est statistiquement significatif que dans le groupe d'âges de 61 à 80 ans.

ENFANTS EXPOSÉS AUX RAYONS X *in utero* AUX FINS DE DIAGNOSTIC

182. Dans les premiers rapports concernant l'étude rétrospective de Stewart et coll.^{90, 91} sur la relation qui peut exister entre l'exposition prénatale aux rayons X à des fins de diagnostic et l'apparition subséquente de la leucémie ou d'autres affections malignes chez les enfants morts avant l'âge de 10 ans, on a constaté que les mères examinées aux rayons X dans la région abdominale pendant la période de gestation correspondante sont plus nombreuses dans le groupe des enfants morts de cancer que dans celui des enfants témoins (vivants). Parmi les 20 enfants de mères qui ont été examinées aux rayons X pendant la première moitié de la grossesse, 18 sont morts de cancer, alors que 2 seulement faisaient partie du groupe témoin. Le rapport entre l'irradiation fœtale dans les cas de cancer et chez les témoins était de 1,7 pour les décès à 4 ans au plus, et de 2,5 pour les décès entre 5 et 9 ans.

183. La fréquence des infections virales et des menaces d'avortement était, de même, significativement

plus grande chez les mères des enfants morts. Chez les enfants morts ultérieurement de leucémie, on a constaté une proportion significativement plus grande des trois événements postnataux suivants: exposition aux rayons X dans la première enfance, infections pulmonaires aiguës et lésions graves. On a relié un âge excessif de la mère à l'accroissement de la fréquence du syndrome de Down et du risque de leucémie.

184. Plus récemment, Stewart⁹¹ a conclu, d'après une étude complémentaire de la précédente, que la plupart des cancers et des leucémies de l'enfant étaient déterminés par des phénomènes prézygotiques, que l'accroissement récent de la fréquence des leucémies chez l'enfant était dû à la forme prézygotique, et que la fréquence maximale de cette forme apparaissait plus tôt que celle des leucémies d'origine prénatale.

185. Dans l'étude prospective que MacMahon⁹⁹ a faite du problème, la population étudiée se composait de 73 243 enfants nés entre 1947 et 1954, et la fréquence des expositions *in utero* aux rayons X a été évaluée d'après un échantillon systématique de 1 p.100. Cet auteur a relevé, sur les 7 242 accouchements simples contenus dans l'échantillon, 770 cas (10,6) où des examens radiologiques abdominaux ou pelviens avaient été pratiqués, et un total de 584 enfants morts de cancer avant la fin de 1960. Parmi les 556 décès par cancer d'enfants nés d'un accouchement simple, 85 (15,3 p.100) avaient été irradiés *in utero* à l'occasion d'examens radiologiques et abdominaux ou pelviens de la mère, contre 770 sur les 7 242 (10,6 p.100) accouchements simples contenus dans l'ensemble de l'échantillon de 1 p.100 ($P < 0,05$). Après correction pour les associations indirectes avec le rang de naissance et d'autres variables parasites, l'auteur a estimé que la mortalité par cancer était de 40 p.100 environ plus élevée chez les sujets qui avaient été exposés aux rayons X que dans le reste de la population étudiée. Cette relation se retrouve pour les trois grandes catégories de diagnostic: leucémie, néoplasmes du système nerveux central et autres néoplasmes.

186. La surmortalité par cancer dans le groupe de sujets exposés aux rayons X était le plus marquée entre 5 et 7 ans, période pendant laquelle le risque relatif était de 2,0. Il semble que le risque supplémentaire disparaissait à l'âge de 8 ans. La tendance à un accroissement de la mortalité chez les enfants qui ont reçu les doses les plus fortes est peu marquée et la différence n'est pas significative du point de vue statistique. Rien n'indique une variation significative en fonction du stade de la grossesse au moment de l'irradiation.

187. Il est apparu que le facteur dont dépend surtout l'exposition prénatale aux rayons X était le rang de naissance. Les premiers nés ont été exposés trois fois plus et à des doses plus élevées que les enfants suivants. Après la première naissance, il n'y a guère de différence selon le rang de naissance.

188. Dans l'étude de MacMahon, le nombre de 556 décès par cancer dans l'échantillon de 7 242 naissances donne un taux global de mortalité par cancer de 76,8 pour 100 000 enfants vivants nés d'un accouchement simple. Etant donné que chez les enfants nés aux Etats-Unis en 1950 la leucémie est la cause de la moitié environ de tous les décès survenus dans les groupes d'âges de 0-4 ans et de 5-9 ans, cet auteur a jugé vraisemblable que la probabilité de décès par affection néoplasique quelconque dans ces deux groupes d'âges devait être égale à peu près au double de celle qui correspond à la leucémie. En appliquant ces probabilités à la population

qu'il a étudiée, MacMahon a évalué à 388 et 246 respectivement le nombre des décès par cancer qui devraient se produire dans la population étudiée au cours des cinq premières années de vie et des cinq années suivantes (total: 634). Or, les nombres observés ont été de 352 et 197 respectivement (total: 549). Il y a eu en outre 18 décès par cancer à l'âge de 10 ans ou plus.

189. Un déficit de 20 p.100 par rapport au nombre de décès prévus pour le groupe d'âges de 5 à 9 ans peut être expliqué dans une certaine mesure par le fait que la population n'a été suivie jusqu'ici que pendant une période équivalente aux trois quarts du nombre d'années-personnes nécessaire pour une observation complète.

190. En utilisant la méthode des taux types, MacMahon a évalué à 10,31 pour 10 000 naissances vivantes le taux de mortalité par cancer dans la population exposée aux rayons X, après correction pour tenir compte des diverses variables. A partir de cette valeur, il a calculé le risque relatif pour toutes les formes de cancer: 10,31/7,8, soit 1,42; la valeur sans correction était de 1,52.

191. MacMahon a évalué le risque relatif d'affections malignes d'après les données de Stewart, en excluant les naissances gémellaires et en appliquant le coefficient de 1,16 donné par Stewart pour l'erreur systématique relative aux renseignements fournis par les mères, et en tenant compte d'autre part de tous les examens radiologiques abdominaux pratiqués au cours de la période

de gestation correspondante; il a obtenu une valeur de 1,65, qui ne diffère pas beaucoup de son propre résultat.

192. Les données de Stewart n'indiquent, toutefois, aucune diminution appréciable du risque relatif, même pour les sujets les plus âgés de la population étudiée, alors que selon les chiffres de MacMahon le risque ne s'accroît plus après l'âge de 7 ans.

193. MacMahon et Hutchison¹⁰⁸ ont récemment passé en revue 11 études publiées (jusqu'au 1er septembre 1962) sur la question du risque relatif d'affection maligne chez les enfants après expositions aux rayons X *in utero*. Le risque relatif est inférieur à 1 selon cinq de ces études^{21, 28-35, 109}; il est supérieur à un selon les six autres^{31, 33-35, 39, 110}. Toutefois, étant donné que les limites de confiance des 11 études se recouvrent dans une grande mesure, les auteurs ont vérifié si toutes ces études ne pouvaient admettre une valeur unique du risque, et ont établi l'estimation la plus vraisemblable de cette valeur unique du risque en calculant la moyenne pondérée des 11 risques relatifs observés. Ils ont conclu qu'il n'y avait pas d'incompatibilité entre les résultats des 11 études, et que cinq d'entre elles, qui donnaient un risque relatif inférieur à 1, avaient porté sur de petits échantillons caractérisés par une forte variabilité probable de l'échantillonnage. La valeur la plus vraisemblable du risque en question est de 1,40, et l'on peut s'attendre que la valeur vraie se trouve entre 1,20 et 1,64 (P = 0,05).

TABLEAU I. — FRÉQUENCE DE LA LEUCÉMIE À HIROSHIMA (1946-1962)
(calculée d'après les données de Watanabe^a)

| Année d'apparition de la maladie | Population totale d'Hiroshima | | | Population non exposée d'Hiroshima ^a | | | Population exposée d'Hiroshima (dans un rayon de 500 m) | | | Excédent de cas pour 10 ⁵ | Décès par leucémie pour 10 ⁵ dans tout le Japon |
|----------------------------------|-------------------------------|-----------------|--------------------------|---|-----------------|--------------------------|---|-----------------|--------------------------|--------------------------------------|--|
| | Effectif | Cas de leucémie | Cas pour 10 ⁵ | Effectif | Cas de leucémie | Cas pour 10 ⁵ | Effectif | Cas de leucémie | Cas pour 10 ⁵ | | |
| 1946..... | 171 204 | 2 | 1,17 | 72 135 | 1 | 1,38 | 99 069 | 1 | 1,01 | 0,00 | — |
| 1947..... | 222 434 | 6 | 2,70 | 123 607 | 1 | 0,81 | 98 827 | 5 | 5,06 | 4,25 | 1,07 |
| 1948..... | 246 134 | 15 | 6,09 | 147 548 | 4 | 2,71 | 98 586 | 11 | 11,16 | 8,45 | 1,19 |
| 1949..... | 262 832 | 21 | 7,99 | 164 498 | 9 | 5,47 | 98 334 | 12 | 12,20 | 6,73 | 1,37 |
| 1950..... | 285 712 ^b | 13 | 4,55 | 187 610 ^b | 1 | 0,53 | 98 102 ^b | 12 | 12,23 | 11,70 | 1,47 |
| 1951..... | 297 758 | 20 | 6,75 | 199 898 | 3 | 1,50 | 97 860 | 17 | 17,37 | 15,87 | 1,58 |
| 1952..... | 321 973 | 17 | 5,28 | 224 355 | 8 | 3,56 | 97 618 | 9 | 9,22 | 5,66 | 1,67 |
| 1953..... | 339 432 | 22 | 6,48 | 242 055 | 6 | 2,48 | 97 377 | 16 | 16,43 | 13,95 | 1,91 |
| 1954..... | 361 367 | 17 | 4,70 | 264 232 | 4 | 1,51 | 97 135 | 13 | 13,38 | 11,87 | 2,12 |
| 1955..... | 360 808 | 22 | 6,10 | 263 915 | 8 | 3,03 | 96 893 | 14 | 14,45 | 11,42 | 2,28 |
| 1956..... | 382 011 | 18 | 4,71 | 285 360 | 5 | 1,75 | 96 651 | 13 | 13,45 | 11,70 | 2,41 |
| 1957..... | 396 730 | 17 | 4,29 | 300 321 | 7 | 2,33 | 96 409 | 10 | 10,37 | 8,04 | 2,44 |
| 1958..... | 412 707 | 21 | 5,09 | 316 539 | 10 | 3,16 | 96 168 | 11 | 11,44 | 8,28 | 2,65 |
| 1959..... | 426 564 | 26 | 6,10 | 330 638 | 10 | 3,02 | 95 926 | 16 | 16,84 | 13,82 | 2,67 |
| 1960..... | 431 285 ^b | 15 | 3,48 | 335 601 ^b | 11 | 3,28 | 95 684 ^b | 4 | 4,18 | 0,90 | 2,80 |
| 1961..... | 459 301 | 22 | 4,79 | 363 859 | 10 | 2,75 | 95 442 | 12 | 12,63 | 9,88 | — |
| 1962..... | 479 379 | 14 | 2,92 | 384 000 | 6 | 1,56 | 95 379 | 8 | 8,42 | 6,86 | — |
| TOTAL | | 288 | 83,19 | TOTAL | 104 | 40,83 | TOTAL | 184 | 189,84 | 149,38 | |

^a La population non exposée comprend probablement les personnes arrivées dans la ville peu après l'explosion.

^b Chiffres tirés du recensement de l'année indiquée.

TABLEAU II. — RISQUE DE LEUCÉMIE PARMI LES SURVIVANTS DE L'EXPLOSION ATOMIQUE D'HIROSHIMA^a
(1946-1962, population ouverte)

| Distance à l'hypocentre (m) | Intervalle de doses estimé ^a (rads) | Population exposée | Cas de leucémie parmi les exposés | Cas de leucémie pour 10 ³ | Rapport à la fréquence prévue ^b |
|-----------------------------|--|--------------------|-----------------------------------|--------------------------------------|--|
| 0-1 500 | > 10 000-200 | 11 839 | 127 | 1 072 | 26,0 |
| 1 500-5 000 | 200- < 1 | 87 230 | 57 | 65 | 1,6 |
| 0-5 000 | > 10 000- < 1 | 99 069 | 184 | 186 | 4,5 |

^a Compte non tenu de l'atténuation due à la protection.

^b La fréquence prévue est celle qui a été observée pendant la période 1946-1962 dans la population exposée à une distance supérieure à 5000 m, à savoir 41×10^{-4} .

TABLEAU III. — FRÉQUENCE MOYENNE DES CAS DE LEUCÉMIE CONFIRMÉS PARMI LES HABITANTS D'HIROSHIMA ET DE NAGASAKI PENDANT 12 ANS (1947-1958), SELON LA VILLE OÙ L'IRRADIATION A EU LIEU ET SELON LA DISTANCE À L'HYPOCENTRE. ÉCHANTILLON PRINCIPAL DE L'ABCC
(Adapté de Brill et coll.⁷)

| Distance (m) Dose (rads) ^a | Hiroshima | | | Nagasaki | | |
|--|-----------------|--------------------------------------|---|-----------------|--------------------------------------|---|
| | Cas de leucémie | Années-personnes de risque 1947-1958 | Cas pour 10 ⁴ années-personnes de risque | Cas de leucémie | Années-personnes de risque 1947-1958 | Cas pour 10 ⁴ années-personnes de risque |
| 0-999 m. (1 400- > 10 000)... | 20 | 14 638 | 1 366 | 3 | 5 330 | 563 |
| 1 000-1 499 m. (200-1 400)..... | 39 | 126 446 | 308 | 20 | 37 758 | 530 |
| 1 500-1 999 m. (30-200)..... | 9 | 214 629 | 42 | 3 | 44 197 | 68 |
| 2 000-9 999 m. (> 1-30)..... | 21 | 747 827 | 28 | 34 | 925 653 | 37 |
| TOTAL | 89 | 1 103 540 | 81 | 60 | 1 012 938 | 59 |

^a Compte non tenu de la protection.

TABLEAU IV. — FRÉQUENCE DE LA LEUCÉMIE EN FONCTION DE LA DOSE D'IRRADIATION (COMPTE TENU D'UNE LÉGÈRE ATTÉNUATION) À HIROSHIMA ET NAGASAKI DANS L'ÉCHANTILLON PRINCIPAL DE L'ABCC, PENDANT 9 ANS (1950 À 1958)
(Adapté de Brill et coll.⁷)

| Dose (rads) | Hiroshima | | | | Nagasaki | | | |
|-----------------------|-----------------|--------------------------------------|---|--|-----------------|--------------------------------------|---|--|
| | Cas de leucémie | Années-personnes de risque 1950-1958 | Cas pour 10 ⁴ années-personnes de risque | Rapport à la fréquence prévue ^a | Cas de leucémie | Années-personnes de risque 1950-1958 | Cas pour 10 ⁴ années-personnes de risque | Rapport à la fréquence prévue ^a |
| > 1 280... | 5 | 3 204 | 1 561 | 78 | 0 | 387 | 0 | — |
| 641-1 280. | 10 | 9 999 | 1 000 | 50 | 3 | 1 341 | 2 237 | 112 |
| 321-640... | 5 | 7 623 | 656 | 33 | 2 | 2 043 | 979 | 49 |
| 161-320... | 7 | 21 888 | 320 | 16 | 4 | 6 408 | 624 | 31 |
| 81-160... | 7 | 37 278 | 188 | 9 | 6 | 12 681 | 473 | 24 |
| 41-80.... | 3 | 48 798 | 61 | 3 | 0 | 11 565 | 0 | — |
| 21-40.... | 2 | 48 402 | 41 | 2 | 1 | 9 981 | 100 | 5 |
| 0-20 ^b ... | 12 | 547 839 | 22 | 1 | 9 | 217 782 | 41 | 2 |
| TOTAL | 51 | 725 031 | 70 | 3,5 | 25 | 262 188 | 95 | 4,8 |

^a La fréquence prévue est prise égale à la fréquence annuelle estimée au Japon pour la période 1950-1958, soit 2×10^{-5} .

^b Y compris les survivants qui ont été exposés à une distance de 2 000 à 10 000 m.

TABLEAU V. — FRÉQUENCE DE LA LEUCÉMIE (1950-1962) PARMI LES PREMIERS ARRIVANTS À HIROSHIMA APRÈS L'EXPLOSION DE LA BOMBE ATOMIQUE
(adapté de Watanabe⁶)

| | Jours d'arrivée après l'explosion | | | |
|--|-----------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------|-------------------------|
| | 3 premiers | 3 ^e au 7 ^e | 7 ^e au 14 ^e | Deux premières semaines |
| Nombre d'arrivants..... | 25 799 | 11 001 | 7 326 | 44 126 |
| Nombre de cas de leucémie | 27 | 5 | 7 | 39 |
| Fréquence pour 10 ⁵ par an ^a | 8,05 | 3,50 | 7,35 | 6,79 |

^a La fréquence annuelle moyenne de la leucémie pendant 13 ans (1950-1962) dans la population non exposée (distance de plus de 5 000 m) d'Hiroshima, calculée d'après les données de Watanabe⁶, était de $2,34 \times 10^{-5}$.

TABLEAU VI. — MORTALITÉ PAR LEUCÉMIE PARMI LES MÉDECINS¹⁶

| Catégorie | Epoque | Lieu | Total des décès ^a | Décès par leucémie | Fréquence | Rapport des fréquences: Radiologues tous médecins | Fréquence dans la population générale | Références |
|---|-----------|----------------------------|------------------------------|--------------------|-----------|---|---------------------------------------|--|
| Radiologues..... | 1929-1943 | E.-U. | 175 | 8 | 4,57% | | | March ¹¹⁶ |
| Non-radiologues..... | 1929-1943 | E.-U. | 50 160 | 221 | 0,44% | 10,3/1 | | |
| Tous médecins..... | 1933-1942 | E.-U. | 26 788 | 143 | 0,53% | | 0,39% | Henshaw et Hawkins ¹¹⁸ Dublin et Spiegelman ¹¹⁷ |
| Radiologues..... | 1938-1942 | E.-U. | 95 | 5 | 5,3% | 10,6/1 | | |
| Tous spécialistes..... | 1938-1942 | E.-U. | 2 029 | 19 | 0,94% | | | |
| Tous médecins..... | 1938-1942 | E.-U. | 12 419 | 62 | 0,50% | | | |
| Radiologues..... | 1944-1948 | E.-U. | 124 | 6 | 4,84% | | | March ¹¹⁸ |
| Non-radiologues..... | 1944-1948 | E.-U. | 15 637 | 113 | 0,72% | 6,7/1 | | |
| Tous médecins..... | 1947-1951 | E.-U. | 11 481 | 133 | 1,2% | | 0,52% | Peller et Pick ¹¹⁹ Cronkite ¹²¹ |
| Radiologues..... | 1949-1958 | E.-U. | 296 | 11 | 3,71% | | | |
| Tous médecins..... | 1949-1958 | E.-U. | 23 393 | 221 | 0,77% | 4,8/1 | | |
| Radiologues..... | 1897-1956 | Grande-Bretagne Irlande | 463 | 3 | 0,65% | | | Court-Brown ¹¹⁸ |
| Radiologues..... | 1938-1942 | E.-U. | 205 | 8 | 3,9% | | | Ulrich ¹¹⁹ |
| Non-radiologues..... | 1938-1942 | E.-U. | 34 626 | 158 | 0,44% | | | |
| Radiologues..... | 1952-1955 | E.-U. | | | 3,57% | | | Melville dans Schwartz et Upton ¹²¹ |
| Non-radiologues..... | 1952-1955 | E.-U. | | | 1,00% | 3,6/1 | | |
| Radiologues..... | 1930-1954 | E.-U. | | | 3,65% | | 0,39% | Warren ¹²⁰ |
| Non-radiologues exposés aux rayons X..... | 1930-1954 | E.-U. | | | 2,33% | | (1950) | |
| Non-radiologues non exposés aux rayons X.. | 1930-1954 | E.-U. | | | 0,63% | | | |

^a Diagnostic connu.

TABLEAU VII. — MORTALITÉ PARMI LES RADIOLOGUES: DÉCÈS ATTRIBUÉS AUX CANCERS DES TISSUS LYMPHATIQUES OU SANGUIFORMATEURS ET DÉCÈS PAR ANÉMIE APLASTIQUE. (SEULS SONT COMPRIS LES DÉCÈS SURVENUS À UN ÂGE DE 35 À 74 ANS INCLUSIVEMENT PENDANT LA PÉRIODE DE 14 ANS QUI VA DE 1948 À 1961)⁹

| Numéro du code international | Affection principale | Nombre de décès | | p ^a | Taux de mortalité comparatif (T.M.C.) | Intervalle de confiance à 95% du T.M.C. |
|------------------------------|----------------------|-----------------|-------|----------------|---------------------------------------|---|
| | | Observé | Prévu | | | |
| 200..... | Lymphosarcome | 4 ^b | 2,4 | > 0,05 | 1,7 | 0,5 à 4,3 |
| 201..... | Maladie de Hodgkin | 1 | 1,6 | > 0,05 | 0,6 | 0,02 à 3,5 |
| 202, 205..... | Lymphoblastome | 1 | 0,38 | > 0,05 | 2,6 | 0,07 à 14,6 |
| 203..... | Myélome multiple | 5 | 1,01 | 0,004 | 5,0 | 1,6 à 11,6 |
| 204..... | Leucémie | 12 | 4,02 | 0,001 | 3,0 | 1,5 à 5,2 |
| 292.4..... | Anémie aplastique | 4 | 0,23 | 0,0001 | 17,0 | 4,7 à 44,5 |

^a Probabilité pour que le nombre observé, ou un nombre plus grand, de décès se produise aléatoirement.

^b Y compris 2 décès par lymphosarcome: un sarcome des cellules réticulaires et un lymphome malin.

TABLEAU VIII. — NOMBRE DE SUJETS DU SEXE MASCULIN DONT LA MOELLE ÉPINIÈRE A ÉTÉ IRRADIÉE À DES FINS THÉRAPEUTIQUES AU 31 DÉCEMBRE 1954 ET NOMBRE D'ANNÉES-PERSONNES DE RISQUE CORRESPONDANT À CHAQUE INTERVALLE DE DOSES D'EXPOSITION POUR LA PÉRIODE D'OBSERVATION: SÉRIE ÉTUDIÉE

| Dose d'exposition moyenne à la moelle épinière (ravigens) | Sujets du sexe masculin irradiés au 31/12/54 | Nombre résultant d'années-hommes de risque | Dose d'exposition moyenne à la moelle épinière (ravigens) | Sujets du sexe masculin irradiés au 31/12/54 | Nombre résultant d'années-hommes de risque |
|---|--|--|---|--|--|
| moins de 250..... | 1 153 | 8 184 | 1 750-1 999..... | 305 | 1 550 |
| 250-499..... | 1 708 | 10 339 | 2 000-2 249..... | 172 | 939 |
| 500-749..... | 1 912 | 10 126 | 2 250-2 499..... | 118 | 509 |
| 750-999..... | 2 268 | 11 654 | 2 500-2 749..... | 44 | 283 |
| 1 000-1 249..... | 2 124 | 10 632 | 2 750 ou plus ^a | 45 | 151 |
| 1 250-1 499..... | 938 | 5 098 | | | |
| 1 500-1 749..... | 500 | 2 437 | | | |
| | | | TOTAL | 11 287 | 61 902 |

^a Dose d'exposition moyenne: 3 043 R.

TABLEAU IX. — NOMBRE DE CAS DE LEUCÉMIE APPARUS, ET FRÉQUENCE BRUTE ET NORMALISÉE, APRÈS DIVERSES DOSES D'EXPOSITION MOYENNES À LA MOELLE ÉPINIÈRE ADMINISTRÉES À DES FINS THÉRAPEUTIQUES: CAS A ET B DU SEXE MASCULIN, CAS COEXISTANTS NON COMPRIS¹³

| | Dose d'exposition moyenne à la moelle épinière (R) | | | | | | | | | | | | Total | |
|---|--|--------------|---------|---------|---------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------|---------------|
| | 0 ^a | Moins de 250 | 250-499 | 500-749 | 750-999 | 1 000-1 249 | 1 250-1 499 | 1 500-1 749 | 1 750-1 999 | 2 000-2 249 | 2 250-2 499 | 2 500-2 749 | | 2 750 ou plus |
| Nombre des cas de leucémie apparus | | | | | | | | | | | | | | |
| Cas A..... | — | 1 | 2 | 6 | 3 | 7 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 | 1 | 1 | 32 |
| Cas A et B..... | — | 1 | 3 | 6 | 4 | 8 | 3 | 3 | 1 | 2 | 4 | 1 | 1 | 37 |
| Fréquence brute pour 10 ⁴ hommes par an | | | | | | | | | | | | | | |
| Cas A et B..... | 0,49 | 2,16 | 4,59 | 6,99 | 12,18 | 63,65 | 5,98 | | | | | | | |
| Fréquence normalisée pour 10 ⁴ hommes par an | | | | | | | | | | | | | | |
| Cas A et B..... | 0,49 | 1,98 | 4,66 | 7,21 | 14,44 | 72,16 | 5,98 | | | | | | | |

^a La fréquence indiquée pour la dose d'exposition thérapeutique "nulle" est celle qui a été calculée pour les sujets du sexe masculin présentant la même distribution par âge et pour la même période, d'après la mortalité par leucémie observée dans l'ensemble de la population masculine de Grande-Bretagne.

TABLEAU X. — FRÉQUENCE DE LA LEUCÉMIE APRÈS DIVERSES DOSES D'EXPOSITION MOYENNES REÇUES À LA MOELLE ÉPINIÈRE: CAS A ET B DU SEXE MASCULIN IRRADIÉS DANS LA RÉGION DE LA MOELLE ÉPINIÈRE SEULEMENT, CAS COEXISTANTS NON COMPRIS¹³

| | Dose d'exposition moyenne à la moelle épinière (R) | | | | | | | | | | Total |
|---|--|--------------|---------|-------------------|-------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|----------------------------|--------|
| | 0 | Moins de 250 | 250-499 | 500-749 | 750-999 | 1 000-1 249 | 1 250-1 499 | 1 500-1 749 | 1 750-1 999 | 2 000 ou plus ^a | |
| Nombre résultant d'années-hommes de risque..... | — | 5 404 | 7 673 | 6 573 | 8 262 | 7 411 | 2 782 | 897 | 566 | 679 | 40 247 |
| Nombre de cas de leucémie apparus | | | | | | | | | | | |
| Cas A..... | — | 0 | 2 | 4 | 3 | 4 | 0 | 2 | 1 | 1 | 17 |
| Cas A et B..... | — | 0 | 2 | 4 | 3 | 5 | 0 | 2 | 1 | 1 | 18 |
| Fréquence brute pour 10 ⁴ hommes par an | | | | | | | | | | | |
| Cas A et B..... | 0,49 | 1,53 | 4,72 | 6,75 ^b | 8,12 ^c | 4,47 | | | | | |
| Fréquence normalisée pour 10 ⁴ hommes par an | | | | | | | | | | | |
| Cas A et B..... | 0,49 | 1,44 | 4,83 | 6,82 ^b | 8,70 ^c | 4,47 | | | | | |

^a Dose d'exposition moyenne: 2 290 R.

^b Dans le groupe recevant 1 000-1 499 R, la fréquence brute est de 4,91 et la fréquence normalisée de 5,06; dans le groupe recevant 1 000-1 749 R, la fréquence brute est de 6,31 et la fréquence normalisée de 6,82.

^c Dans le groupe recevant 1 500 R ou plus, la fréquence brute est de 18,68 et la fréquence normalisée de 19,86; dans le groupe recevant 1 750 R ou plus, la fréquence brute est de 16,07 et la fréquence normalisée de 16,82.

TABLEAU XI. — NOMBRE OBSERVÉ ET PRÉVU DES CAS DE LEUCÉMIE PARMIS DES ENFANTS IRRADIÉS POUR "HYPERTROPHIE DU THYMUS"
(Adapté de Pifer et coll.²⁷)

| Série-groupe | Série I | | Série II | |
|--|------------------|----------|----------|----------|
| | Traités | Germeins | Traités | Germeins |
| Nombre de sujets | 1 451 | 2 073 | 1 358 | 2 256 |
| Age moyen (ans) lors de l'observation | 18,5 | — | 8,1 | — |
| Cas de leucémie (total) | 6 | 0 | 0 | 1 |
| Cas prévus (sur une base locale) | 0,96 | 1,27 | 0,51 | 0,87 |
| Rapport: observé/prévu | 6,25 | — | — | 1,15 |
| Dose d'exposition moyenne (R) dans les cas de leucémie | 336 (150-684) | — | — | — |
| Dose d'exposition moyenne dans la série | 329 | — | 126 | — |
| Cas de < 200 R | 4 | — | 0 | — |
| Cas de > 200 R | 2 | — | 0 | — |

* Cas prévus d'après les registres de la partie nord de l'Etat de New York, où les enfants ont été traités.

TABLEAU XII. — RISQUE RELATIF DE LEUCÉMIE D'APRÈS DES ÉTUDES RÉTROSPECTIVES D'ENFANTS IRRADIÉS *in utero* AUX FINS DE DIAGNOSTIC ET MORTS DE LEUCÉMIE

| Référence | Age des leucémiques ou décès (ans) | Année du décès | Proportion des mères irradiées dans la région abdominale en cours de grossesse | | Risque relatif entre parenthèses: intervalle de confiance à 95% |
|--|------------------------------------|----------------|--|---------------------|---|
| | | | Leucémiques | Témoins | |
| Stewart ²² | < 10 | 1953-1955 | 96/780 (12,3%) | 117/1.638 (7,1%) | 1,8 (2,4-1,4) |
| Ford et coll. ²³ | < 10 | 1951-1955 | 20/70 (28,6%) | 48/247 (19,4%) | 1,7 (2,9-0,8) |
| Kaplan ²⁴ | ? | 1955-1956 | 37/150 (24,7%) | 24/150 (16,0%) | 1,7 (3,7-1,0) |
| Kaplan ²⁴ | ? | 1955-1956 | 34/125 (27,2%) | 27/125 (21,6%) | 1,4 (2,5-0,7) |
| Polhemus et Koch ²⁵ | ? | 1950-1957 | 72/251 (28,7%) | 58/251 (23,1%) | 1,3 (2,0-0,9) |
| Kjeldsberg ²⁶ | ? | 1946-1956 | 5/55 (9,1%) | 8/55 (14,5%) | 0,6 (2,0-0,2) |
| Murray et coll. ²¹ | < 20 | 1940-1957 | 3/65 (4,6%) | 3/65 (4,6%) | 1,0 (12,0-0,6) |
| Murray et coll. ²¹ | < 20 | 1940-1957 | 3/65 (4,6%) | 7/93 (7,5%) | 0,6 (2,4-0,1) |
| Murray et coll. ²¹ | < 20 | 1940-1957 | 3/65 (4,6%) | 2/82 (2,4%) | 1,9 (40,0-1,1) |

TABLEAU XIII. — TUMEURS THYROÏDIENNES CONSTATÉES LORS D'AUTOPSIES ET D'OPÉRATIONS DE LA THYROÏDE CHEZ LES SURVIVANTS DE L'EXPLOSION ATOMIQUE AU JAPON SELON LA DISTANCE À L'HYPOCENTRE

(ABCC Hiroshima, 1948-1960²⁷)

| | Distance à l'hypocentre (m) | | | |
|--|-----------------------------|-------------|-------------|-------------|
| | 1 400 | 1 400-1 955 | 2 000-9 999 | Non exposés |
| Nombre d'autopsies | 124 | 188 | 397 | 544 |
| Nombre et proportion de carcinomes | 7 (5,6%) | 3 (1,6%) | 12 (3,0%) | 15 (2,7%) |
| Nombre et proportion des adénomes | 9 (7,2%) | 7 (3,7%) | 18 (4,5%) | 15 (2,7%) |
| Nombre de spécimens de chirurgie | 35 | 35 | — | — |
| Nombre et proportion des carcinomes | 15 (42,8%) | 4 (11,4%) | — | — |
| Nombre et proportion des adénomes | 5 (11,1%) | 10 (28,6%) | — | — |

TABEAU XIV. — RISQUE RELATIF DU CANCER DE LA THYROÏDE À DIVERS NIVEAUX D'EXPOSITION DUS À L'IRRADIATION THÉRAPEUTIQUE DE LA RÉGION DU COU (SOURCES EXTERNES)
(calculé d'après les données de Takahashi et coll.⁶³)

| Intervalle estimé des doses d'exposition (ravigens) | Proportion des cas de cancers de la thyroïde (%) | Proportion des témoins (%) | Risque relatif: entre parenthèses: intervalles de confiance à 95% |
|---|--|----------------------------|---|
| 0..... | 95,45 (609) | 99,43 (4 044) | — |
| 500-2 000..... | 0,94 (6) | 0,25 (10) | 4,0 (1,2-13,2) |
| 2 000-4 000..... | 2,04 (13) | 0,25 (10) | 8,6 (4,3-15,4) |
| 4 000-6 000..... | 0,78 (5) | 0,05 (2) | 16,6 (3,1-89,0) |
| 6 000-8 000..... | 0,47 (3) | 0,02 (1) | 19,9 (2,0-200,0) |
| 8 000-10 000..... | 0,16 (1) | — | — |
| > 10 000..... | 0,16 (1) | — | — |

TABEAU XV. — AGE LORS DE L'IRRADIATION ET LORS DE L'OPÉRATION, INTERVALLE DE LATENCE ET DOSE D'EXPOSITION DE LA THYROÏDE DANS 7 CAS DE CANCER DE LA THYROÏDE SURVENUS APRÈS TRAITEMENT DE L'ADÉNITE TUBERCULEUSE PAR IRRADIATION⁶⁴

| Cas | Age lors de l'irradiation (ans) | Age lors de l'opération du cancer (ans) | Intervalle de latence (ans) | Dose d'exposition estimée (ravigens) |
|--------------|---------------------------------|---|-----------------------------|--------------------------------------|
| 1..... | 4 | 17 | 13 | 1 500 (lobe dr.) 1 000 (isthme) |
| 2..... | 9 | 27 | 18 | 700 (lobes dr. et g.) |
| 3..... | 15 | 26 | 11 | 500-700 (lobe dr.) |
| 4..... | 18 | 45 | 27 ^a | 500 + (plus de 8 ans) |
| 5..... | 18 | 42 | 24 | 650 (lobe dr.) |
| 6..... | 23 | 40 | 17 | 1 000 (chacun des lobes) |
| 7..... | 34 | 44 | 10 | 700 (lobe dr.) |
| Moyenne..... | 17,3 | 34,4 | 17,1 | |

^a A partir de la première irradiation.

TABEAU XVI. — CANCER DE LA THYROÏDE SURVENANT APRÈS RADIOTHÉRAPIE

| Auteur | Age lors de l'irradiation | Années-personnes de risque | Dose d'exposition moyenne (ravigens) | Cas | Cas/10 ⁶ -an | Estimation du risque (cas/10 ⁶ -an-ravigens) |
|-------------------------------------|---------------------------|----------------------------|--------------------------------------|-----|-------------------------|---|
| Conti ²² | Enfants | 21 896 | 168 | 0 | 0 | 0,0 (0,0-1,1) ^a |
| De Lawter ⁷⁴ | Adultes | 5 000 | 2 100 | 0 | 0 | 0,0 (0,0-0,03) |
| Hanford ⁶⁹ | Enfants, adultes | 5 711 | 900 ^b | 8 | 1 400 | 1,6 (0,7-3,1) |
| Latourette ²⁹ | Enfants | 15 130 | 214 | 1 | 66 | 0,3 (0,01-1,7) |
| Pifer ²⁷ , série I..... | Enfants | 26 843 | 329 | 8 | 298 | 0,9 (0,4-1,8) |
| Pifer ²⁷ , série II..... | Enfants | 11 000 | 126 | 1 | 91 | 0,7 (0,01-4,0) |
| Saenger ²⁴ | Enfants | 24 871 | 330 | 11 | 442 | 1,3 (0,9-2,3) |
| Simpson ⁶⁰ | Enfants | 18 829 | 520 ^d | 10 | 531 | 1,0 (0,5-1,9) |

^a Entre parenthèses, intervalle approximatif de confiance à 95%.

^b Dose d'exposition moyenne du groupe le plus nombreux (65%).

^c Recouvre en partie la série I de Pifer.

^d Dose d'exposition moyenne dans les cas de cancer.

TABEAU XVII. — RISQUE RELATIF DE CANCER DU COU (THYROÏDE NON COMPRISE) À DIVERS NIVEAUX D'EXPOSITION DUS À L'IRRADIATION THÉRAPEUTIQUE DE LA RÉGION DU COU (SOURCES EXTERNES)

(calculé d'après les données de Takahashi et coll.⁵⁸)

| Intervalle estimé des doses d'exposition (ravigens) | Proportion des cas de cancer (%) | Proportion des témoins (%) | Risque relatif: entre parenthèses: intervalle de confiance à 95% |
|---|----------------------------------|----------------------------|--|
| 0..... | 98,79 (895) | 99,43 (4 044) | — |
| 500-2 000..... | 0,33 (3) | 0,25 (10) | 1,5 (0,4-16,0) |
| 2 000-4 000..... | 0,66 (6) | 0,25 (10) | 2,7 (0,9-7,0) |
| 4 000-6 000..... | 0,11 (1) | 0,05 (2) | 2,2 (0,2-24,0) |
| 6 000-8 000..... | 0,11 (1) | 0,02 (1) | 4,5 (0,3-74,0) |

TABEAU XVIII. — RISQUE RELATIF DE CANCER CUTANÉ À DIVERS NIVEAUX D'EXPOSITION DUS À L'IRRADIATION THÉRAPEUTIQUE (SOURCES EXTERNES)

(calculé d'après les données de Takahashi et coll.⁵⁸)

| Intervalle estimé des doses d'exposition (ravigens) | Proportion des cas de cancer (%) | Proportion des témoins (%) | Risque relatif: entre parenthèses: intervalle de confiance à 95% |
|---|----------------------------------|----------------------------|--|
| 0..... | 95,45 (294) | 99,43 (4 044) | — |
| 500-2 000..... | 0,97 (3) | 0,25 (10) | 4,1 (1,2-9,6) |
| 2 000-4 000..... | 0,97 (3) | 0,25 (10) | 4,1 (1,2-9,6) |
| 4 000-6 000..... | 0,65 (2) | 0,05 (2) | 13,7 (1,8-100,0) |
| 6 000-8 000..... | 0,65 (2) | 0,02 (1) | 27,4 (2,5-300,0) |
| 8 000-10 000..... | 0,97 (3) | — | — |
| > 10 000..... | 0,32 (1) | — | — |

TABEAU XIX. — EFFETS À LONG TERME DE LA FIXATION DE RADIUM DANS L'ORGANISME HUMAIN (CORRÉLATION ENTRE DES OBSERVATIONS CLINIQUES ET RADIOGRAPHIQUES ET LA CHARGE CORPORELLE DE RADIUM 226)

(Hasterlik et coll.⁵²)

| Charge corporelle (μCi) | Nombre de personnes radiographiées | Modifications radiographiques du squelette attribuables au radium absorbé | | | | | |
|-------------------------|------------------------------------|---|---------|---------|----------------|-----------------|----------|
| | | nulles | minimes | légères | moyennes | graves | malignes |
| < 0,001..... | 17 | 14 | 3 | 0 | 0 | 0 | |
| 0,001-0,01..... | 28 | 28 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| 0,01-0,1..... | 90 | 80 | 8 | 1 | 1 | 0 | |
| 0,1-1,0..... | 61 | 25 | 13 | 9 | 9 ^a | 5 ^b | 3 |
| > 1,0..... | 40 | 1 | 2 | 5 | 4 | 28 ^c | 14 |
| TOTAL | 236 | 148 | 26 | 15 | 14 | 33 | 17 |

^a Dans deux cas, on a également constaté la présence de mésothorium.

^b Altérations graves des dents dans un cas seulement.

^c Les radiographies ont été prises ailleurs dans deux cas.

TABLEAU XX. — COMPARAISON ENTRE LES RÉSULTATS OBTENUS À SAINT-LAURENT, JACHYMOV ET SCHNEEBERG, SUR LE PLATEAU DU COLORADO ET EN AFRIQUE DU SUD¹⁰⁶

| | Mines de fluorine Saint-Laurent | | Mines d'uranium Jachymov & Schneeberg | | Plateau du Colorado Mines en activité | Afrique du Sud Mines en activité |
|--|------------------------------------|---------------------|--|------------------|--|-------------------------------------|
| | Zones non exploitées | Zones exploitées | Mine abandonnée | Mine en activité | | |
| Radon (pCi/litre) | | | | | | |
| Moyenne..... | | | | 2 900 | | |
| Valeurs limites..... | 270-25 000 ^a | 5-1 510 | ?-59 000 | ?-18 000 | 70-59 000 | 25-500 |
| Descendants du radon (multiples de 1,3 × 10 ⁵ MeV/litre par semaine de travail) | | | | | | |
| Moyenne..... | 53 | 2,5-10 ^b | | | | |
| Valeurs limites..... | 4,2-193 | 0-12 | | | | |
| Rayonnement gamma (m/Rh).... | 0,03-0,50 | | | | | |
| Fréquence du cancer du poumon en pourcentage des décès de mineurs | 33 (1933-1961) 45 (1952-1961) | | 43 (1875-1939) ^c 52 (1921-1939) ^c | | 11,4 ^d | 3,5 ^e |
| Durée de l'exposition au fond (ans) Moyenne et valeurs limites... | 12,5 (5,5-21,3) | | 17 (13-23) ^f | | 7, 8, 9, 10, 12 | 17,3 (3-30) ^g |
| Période d'induction (ans) Moyenne et valeurs limites... | 19,1 (11,5-25,0) | | 25 (15-43) ^f | | | |
| Age au décès (ans) Moyenne et valeurs limites... | 46,8 (33,56) | | 50 (40-67) ^f 55 (37-69) ^h | | | 58,2 (45-73) |

^a Calculé d'après la plus forte concentration observée de descendants du radon.

^b Estimation.

^c D'après Lorenz (1944)¹⁰².

^d Cinq cas de mineurs ayant travaillé au moins 3 ans au fond, Archer et coll. (1962)¹⁰³.

^e D'après une série d'autopsies: 23 cas de cancer sur 650 autopsies; Oosthuizen et coll. (1958)¹⁰⁴.

^f Neuf cas; Pirchan et Siki (1932)⁹⁴.

^g D'après 14 des cas signalés par Oosthuizen et coll. (1958)¹⁰⁵.

^h Treize cas; Rostoski et coll. (1926)⁹³, cités par Lorenz (1944)¹⁰².

TABLEAU XXI. — FRÉQUENCE DES NÉOPLASMES MALINS AUTRES QUE LA LEUCÉMIE, D'APRÈS LES REGISTRES DES TUMEURS D'HIROSHIMA ET DE NAGASAKI, 1957-1959 (SEXES ET ÂGES COMBINÉS)⁸⁷

| | Distance à l'hypocentre (m) | | | Non exposés | Total |
|--|-----------------------------|-------------|-------------|-------------|-------|
| | 500-1 499 | 1 500-2 499 | 2 500-9 999 | | |
| Hiroshima (32 mois) | | | | | |
| Nombre de cas..... | 79 | 183 | 151 | 120 | 533 |
| Fréquence brute pour 10 ⁵ | 978,1 | 829,2 | 773,4 | 625,1 | 774,0 |
| Fréquence ajustée pour l'âge et pour le sexe..... | 953,3 | 819,7 | 758,6 | 650,1 | 774,0 |
| Nagasaki (30 mois) | | | | | |
| Nombre de cas..... | 19 | 47 | 29 | 36 | 131 |
| Fréquence brute pour 10 ⁵ | 635,9 | 608,1 | 475,5 | 697,1 | 596,0 |
| Fréquence ajustée pour l'âge et pour le sexe..... | 846,4 | 667,1 | 600 | 915,2 | 735,4 |

REFERENCES

1. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. General Assembly document Suppl. No. 16 (A/5216), 1962.
2. International Commission on Radiological Units and Measurements, Radiation quantities and units. Report 10a. National Bureau of Standards Handbook 84, Washington, D.C., 1962.
3. York, E. N., In communication from M. Morgan, AFSWC, to G. S. Hurst, ORNL, ORNL-CF-57-11-44 (1957). Graphs reprinted in paper by R. H. Ritchie and G. S. Hurst, "Penetration of weapons radiation: Application to the Hiroshima-Nagasaki studies". *Health Physics* 1: 390-404 (1959).
4. Arakawa, E. T., Residual radiation in Hiroshima and Nagasaki. Atomic Bomb Casualty Commission Technical Report 02-62 (1962).
5. Borg, D. C., R. A. Conard, Activation analysis of Hiroshima soil samples with estimations of residual activity following atom bomb detonation in August 1945. Report BNL-7976 (1961).
6. Watanabe, S., Leukaemias in Hiroshima during the years from 1946 to 1962. Personal communication.
7. Brill, A. B., M. Tomanaga, R. M. Heyssel, Leukemia in man following exposure to ionizing radiation. A summary of the findings in Hiroshima and Nagasaki, and a comparison with other human experience. *Annals Internal Med.* 56: 590-609 (1962).
8. Ritchie, R. H., G. S. Hurst, Penetration of weapons radiation: Application to the Hiroshima-Nagasaki studies. *Health Physics* 1: 390-404 (1959).
9. Lewis, E. B., Leukemia, multiple myeloma, and aplastic anemia in American radiologists. *Science* 142: 1492-1494 (1963).
10. Lewis, E. B., Leukemia and ionizing radiation. *Science* 125: 965-975 (1957).
11. Braestrup, C. B., Past and present radiation exposure to radiologists from the point of view of life expectancy. *Amer. J. Roentgenol.* 78: 988-992 (1957).
12. Court Brown, W. M., Nuclear and allied radiation and the incidence of leukaemia in man. *Brit. Med. Bull.* 14: 168-173 (1958).
13. Court Brown, W. M., R. Doll, Leukaemia and aplastic anaemia in patients irradiated for ankylosing spondylitis. *Med. Res. Council Spec. Report* 295, HMSO, London, 1957; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/R.105.
14. O'Connell, D., Heredity in ankylosing spondylitis. *Annals Internal Med.* 50: 1115-1121 (1959).
15. Abbott, J. D., A. J. Lea, Leukaemogens. *Lancet* ii: 880-883 (1958).
16. Wald, N., G. E. Thoma Jr., G. Brown Jr., Hematologic manifestations of radiation exposure in man. *Progress in Hematology* 3: 1-52 (1962).
17. Bean, R. H. D., Phenylbutazone and leukaemia. *Brit. Med. J.* ii: 1552-1555 (1960).
18. Simpson, C. L., L. H. Hempelmann, L. M. Fuller, Neoplasia in children treated with X-rays in infancy for thymic enlargement. *Radiology* 64: 840-845 (1955).
19. Hempelmann, L. H., Epidemiological studies of leukemia in persons exposed to ionizing radiation. *Cancer Res.* 20: 18-27 (1960).
20. Murray, R. W., L. H. Hempelmann, A review of the tumor incidence in children irradiated for benign conditions, pp. 282-293 in *Radioactivity in Man*. G. R. Meneely, ed., Charles C. Thomas, Springfield, Ill., 1961.
21. Murray, R., P. Heckel, L. H. Hempelmann, Leukemia in children exposed to ionizing radiation. *New Eng. J. Med.* 261: 585-589 (1959).
22. Conti, E. A., G. D. Patton, J. E. Conti, *et al.*, Present health of children given X-ray treatment to the anterior mediastinum in infancy. *Radiology* 74: 386-391 (1960).
23. Latourette, H. B., F. J. Hodges, Incidence of neoplasia after irradiation of thymic region. *Amer. J. Roentgenol.* 82: 667-677 (1959).
24. Saenger, E. L., F. N. Silverman, T. D. Sterling, *et al.*, Neoplasia following therapeutic irradiation for benign conditions in childhood. *Radiology* 74: 889-904 (1960).
25. Snegireff, L. S., The elusiveness of neoplasia following roentgen therapy in childhood. *Radiology* 72: 508-517 (1959).
26. Moloney, W. C., Discussion of paper by C. L. Simpson, pp. 344-345 in *Radiation Biology and Cancer*. University of Texas Press, Austin, Texas, 1959.
27. Pifer, J. W., E. T. Toyooka, R. W. Murray, *et al.*, Neoplasms in children treated with X-rays for thymic enlargement. I. Neoplasms and mortality. *J. Nat'l. Cancer Inst.* 31: 1333-1356 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.891.
28. Toyooka, E. T., J. W. Pifer, S. L. Crump, *et al.*, Neoplasms in children treated with X-rays for thymic enlargement. II. Tumor incidence as a function of radiation factors. *J. Nat'l. Cancer Inst.* 31: 1357-1377 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.891/Add.1.
29. Toyooka, E. T., J. W. Pifer, L. H. Hempelmann, Neoplasms in children treated with X-rays for thymic enlargement. III. Clinical description of cases. *J. Nat'l. Cancer Inst.* 31: 1379-1405 (1963); *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.891/Add.2.

30. Stewart, A., J. Webb, D. Giles, *et al.*, Malignant disease in childhood and diagnostic irradiation *in utero*. *Lancet* ii: 447-only (1956).
31. Stewart, A., J. Webb, D. Hewitt, A survey of childhood malignancies. *Brit. Med. J.* i: 1495-1508 (1958).
32. Stewart, A. M., Aetiology of childhood malignancies. Congenitally determined leukaemias. *Brit. Med. J.* i: 452-460 (1961).
33. Ford, D. D., J. C. S. Paterson, W. L. Trueting, Fetal exposure to diagnostic X-rays and leukemia and other malignant diseases in childhood. *J. Nat'l. Cancer Inst.* 22: 1093-1104 (1959).
34. Kaplan, H. S., An evaluation of the somatic and genetic hazards of the medical uses of radiation. *Amer. J. Roentgenol.* 80: 696-706 (1958).
35. Poihemus, D. W., R. Koch, Leukemia and medical radiation. *Pediatrics* 23: 453-461 (1959).
36. Kjeldsberg, H., Radioaktiv bestraling og leukemifrekvens hos barn. *T. norske Laegenforen.* 77: 1052-1053 (1957).
37. Lewis, T. L. T., Leukaemia in childhood after antenatal exposure to X-rays. *Brit. Med. J.* ii: 1551-1552 (1960).
38. Court Brown, W. M., R. Doll, A. B. Hill, Incidence of leukaemia after exposure to diagnostic radiation *in utero*. *Brit. Med. J.* ii: 1539-1545 (1960).
39. MacMahon, B., Prenatal X-ray exposure and childhood cancer. *J. Nat'l. Cancer Inst.* 28: 1173-1191 (1962).
40. MacMahon, B., Paper read at Am. Pub. Health Assoc. 1958.
41. Wise, M. E., Irradiation and leukaemia. *Brit. Med. J.* ii: 48-49 (1961).
42. Stewart, A., D. Hewitt, Oxford survey of childhood cancers. *Monthly Bull. of Ministry of Health* 22: 182-192 (1963).
43. MacMahon, B., Statement *in* Hearings on Fallout, Radiation Standards, and Countermeasures, part II, pp. 594-601. Congress of the United States, 88th Congress, 1st session, August 20, 21, 22, and 27, 1963; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.888.
44. Simon, N., M. Brucer, R. Hayes, Radiation and leukemia in carcinoma of the cervix. *Radiology* 74: 905-911 (1960).
45. Faber, M., Cited in paper by Wald *et al.*, reference 16.
46. Faber, M., Radiation-induced leukemia in Denmark, pp. 397-404 *in* *Advances in Radiobiology*. G. C. de Hevesy, A. G. Forssberg and J. D. Abbatt, eds., Charles C. Thomas, Springfield, Ill., 1957.
47. Neumann, G., Roentgen diagnosis and incidence of leukemia. *Deut. Med. Wochschr.* 87: 90-94 (1962).
48. Stewart, A., W. Pennybacker, R. Barber, Adult leukaemias and diagnostic X rays. *Brit. Med. J.* ii: 882-890 (1962).
49. Gunz, F. W., H. R. Atkinson, Medical radiations and leukaemia: A retrospective survey. *Brit. Med. J.* i: 389-393 (1964).
50. Pochin, E. E., Leukaemia following radioiodine treatment of thyrotoxicosis. *Brit. Med. J.* ii: 1545-1550 (1960).
51. Werner, S. C., A. M. Gittelsohn, A. B. Brill, Leukemia following radioiodine therapy of hyperthyroidism. *J. Am. Med. Assoc.* 177: 646-648 (1961).
52. Dameshek, W., F. Gunz, Leukemia. Chapter 12. Grune and Stratton, Inc., N.Y., 1958.
53. Yamazaki, K., S. Kurita, A. Hoshino, Statistical observations on polycythemia vera in Japan, p. 80 *in* Abstracts of VIII Int'l. Congr. Hemat., Tokyo, 1960.
54. Craig, L., H. Seidman, Leukemia and lymphoma mortality in relation to cosmic radiation. *Blood* 17: 319-327 (1961).
55. Court Brown, W. M., R. Doll, Geographical variations in leukaemia mortality in relation to background radiation. *Proc. Roy. Soc. Med.* 53: 762-763 (1960).
56. Socolow, E. L., A. Hashizume, S. Nerushi, *et al.*, Thyroid carcinoma in man after exposure to ionizing radiation: A summary of the findings in Hiroshima and Nagasaki. *New England J. Med.* 268: 406-410 (1963).
57. Zeldis, L. J., S. Jablon, M. Ishida, Current status of ABCC-NIH studies of carcinogenesis in Hiroshima and Nagasaki, pp. 225-240 *in* *Physical Factors and Modification of Radiation Injury*. H. E. Whipple and L. D. Hamilton, eds., Annals of N.Y. Acad. Sci., vol. 114 (1964).
58. Takahashi, S., T. Kitabataki, M. Wakabayashi, *et al.*, A statistical study on human cancer induced by medical exposures. To be published in *Nippon Acta Radiologica*.
59. Hanford, J. M., E. H. Quimby, V. K. Frantz, Cancer arising many years after radiation therapy, incidence after irradiation of benign lesions in the neck. *J. Am. Med. Assoc.* 181: 404-410 (1962).
60. Simpson, C. L., L. H. Hempelmann, The association of tumors and roentgen-ray treatment of thorax in infancy. *Cancer* 10: 42-56 (1957).
61. Newman, C. G. H., Long-term follow-up of 32 patients irradiated for thymic enlargement in infancy. *Brit. Med. J.* i: 34-36 (1960).
62. Garland, L. H., Cancer of the thyroid and previous irradiation. *Surg. Gynec. Obstet.* 112: 564-566 (1961).
63. Clark, D. E., Association of irradiation with cancer of the thyroid in children and adolescents. *J. Am. Med. Assoc.* 159: 1007-1009 (1955).
64. Clark, D. E., The association of irradiation with cancer of the thyroid in children and adolescents. *Proc. Int. Conf. Peaceful Uses of Atomic Energy* 11: 146-148 (1956).
65. Duffy, B. J. Jr., P. J. Fitzgerald, Thyroid cancer in childhood and adolescence: A report on 28 cases. *Cancer* 3: 1018-1032 (1950).
66. Raventos, A., R. C. Horn Jr., I. S. Ravdin, Carcinoma of the thyroid in youth: A second look ten years later. *J. Clin. Endocrinol. Metab.* 22: 886-891 (1962).
67. Wilson, E. H., S. P. Asper Jr., The role of X-ray therapy to the neck region in the production of

- thyroid cancer in young people: A report of 37 cases. *Arch. Int. Med. (Chic.)* 105: 244-251 (1960).
68. Wilson, G. M., R. Kilpatrick, H. Ecker, *et al.*, Thyroid neoplasms following irradiation. *Brit. Med. J. ii*: 929-934 (1958).
 69. Winship, T., R. V. Rosvoll, Childhood thyroid carcinoma. *Cancer* 14: 734-743 (1961).
 70. Winship, T., R. V. Rosvoll, A study of thyroid cancer in children. *Am. J. Surg.* 102: 747-752 (1961).
 71. Goolden, A. W. G., Carcinoma of the thyroid following irradiation. *Brit. Med. J. ii*: 954-955 (1958).
 72. Uhlmann, E. M., Cancer of the thyroid and irradiation. *J. Am. Med. Assoc.* 161: 504-507 (1956).
 73. Raventos, A., D. O. Duszynski, Thyroid carcinoma following irradiation for medulloblastoma. *Amer. J. Roentgenol.* 89: 175-181 (1963).
 74. DeLawter, D. S., T. Winship, A follow-up study of adults treated with roentgen rays for thyroid disease. *Cancer* 16: 1028-1031 (1963).
 75. Sheline, G. E., S. Lindsay, K. R. McCormack, *et al.*, Thyroid nodules occurring late after treatment of thyrotoxicosis with radioiodine. *J. Clin. Endocrinol. Metab.* 22: 8-18 (1962).
 76. Goolden, A. W. G., Radiation cancer—A review with special reference to radiation tumours in the pharynx, larynx and thyroid. *Brit. J. Radiol.* 30: 626-640 (1957).
 77. Saunders, T. S., H. Montgomery, Chronic roentgen and radium dermatitis. *J. Am. Med. Assoc.* 100: 23-28 (1938).
 78. Teloh, H. A., M. L. Mason, M. C. Wheelock, A histopathologic study of radiation injuries of the skin. *Surg. Gynec. and Obst.* 90: 335-348 (1950).
 79. Glucksmann, A., L. F. Lamerton, W. V. Mayneord, Carcinogenic effects of radiation, pp. 497-539 in *Cancer*, vol. 1. R. W. Raven ed., Butterworth and Co., Ltd., London, 1957.
 80. Bloch, C., Postradiation osteogenic sarcoma. Report of a case and review of literature. *Am. J. Roentgenol.* 87: 1157-1162 (1962).
 81. Jones, A., Irradiation sarcoma. *Brit. J. Radiol.* 26: 273-284 (1953).
 82. Hasterlik, R. J., A. J. Finkel, C. E. Miller, The late effects of radium deposition in man, pp. 943-946 in *Radiation Standards, Including Fallout*, part II. Congress of the United States, 87th Congress, 2nd session. Also statement by R. J. Hasterlik in part I, pp. 325-333; *v.e.* United Nations document A/AC.82/G/L.813.
 83. Hasterlik, R. J., A. J. Finkel, C. E. Miller, The cancer hazards of industrial and accidental exposure to radioactive isotopes, pp. 832-837 in *Unusual Forms and Aspects of Cancer in Man*. H. E. Whipple and N. H. Moss, eds., *Annals N.Y. Acad. Sci.*, vol. 114 (1964).
 84. Lucas, H., R. E. Rowland, C. E. Miller, *et al.*, An unusual case of radium toxicity. *Amer. J. Roentgenol.* 90: 1042-1051 (1963).
 85. Evans, R. D., Radium and mesothorium poisoning. Annual Progress Report, USAEC NYO-9505 (1963).
 86. Evans, R. D., Personal communication *via* A. Brues.
 87. Henle, C., L. Barrer, H. Fisher, *et al.*, Some results of chronic internal irradiation in humans. *Laval Medical* 34: 184-188 (1963).
 88. Dahlgren, S., Tumours following administration of thorotrast. Special publication from the Department of Pathology, Karolinska Institute, Stockholm, December 1962.
 89. Blomberg, R., L. E. Larsson, B. Lindell, *et al.*, Late effects of thorotrast in cerebral angiography. *Acta Radiologica* 1: 996-1006 (1963).
 90. Lindell, B., Statement made during discussions of radiation and cancer at the XIIIth Session of the UNSCEAR, Geneva, 1964.
 91. Looney, W. B., Tumor induction in man following radium and thorium (thorotrast) administration. A brief summary prepared for the present document.
 92. Stewart, C. G., S. D. Simpson. The hazards of inhaling radon-222 and its short-lived daughters: consideration of proposed maximum permissible concentrations in air, pp. 333-355 in *Radiological Health and Safety in Mining and Milling of Nuclear Materials*, vol. I. IAEA, Vienna, 1964.
 93. Rostoski, O., E. Saupe, G. Schmorl, Die Bergkrankheit der Erzbergleute in Schneeberg in Sachsen ("Schneeberger Lungenkrebs"). *Ztschr. Krebsforsch.* 23: 360-384 (1926).
 94. Pirchan, A., H. Sikl, Cancer of the lung in miners of Jachymov (Joachimsthal): report of cases observed in 1929-1930. *Amer. J. Cancer* 16: 681-722 (1932).
 95. Bale, W. F., Hazards associated with radon and thoron. Unpublished memorandum, 14 March 1951.
 96. Chamberlain, A. C., E. D. Dyson, The dose to the trachea and bronchi from the decay products of radon and thoron. *Brit. J. Radiol.* 29: 317-325 (1956).
 97. Evans, R. D., C. Goodman, Determination of the thoron content of air and its bearing on lung cancer hazards in industry. *J. Ind. Hyg. and Toxicol.* 23: 89-99 (1940).
 98. Mitchell, J. S., Memorandum on some aspects of the biological action of radiations, with special reference to tolerance problems. Montreal Laboratory report HI-17 (1945).
 99. Sikl, H., The present status of knowledge about Jachymov disease (cancer of the lungs in the miners of the radium mines). *Unio Internat. Contra Cancrum* 6: 1366-1375 (1950).
 100. Jacoe, P. W., The occurrence of radon in non-uranium mines in Colorado. *Arch. Ind. Hyg. and Occ. Med.* 8: 118-124 (1953).
 101. Harris, S. J., Radon levels found in mines in New York State. *Arch. Ind. Hyg. and Occ. Med.* 10: 54-60 (1954).
 102. Oosthuizen, S. F., W. G. Pyne-Mercier, T. Fichardt, *et al.*, Experience in radiological protection in South Africa. *Proc. 2nd Int. Conf. Peaceful Uses of Atomic Energy* 21: 25-32 (1958).

103. Yourt, G. R., Personal communication to Stewart and Simpson, reference 92.
104. Evans, R. D., Quantitative aspects of radiation carcinogenesis in humans. *Unio Internat. Contra Cancrum* 6: 1229-1237 (1950).
105. de Villiers, A. J., J. P. Windish, Lung cancer in a fluorspar mining community. I. Radiation, dust and mortality experience. *Brit. J. Ind. Med.* 21: 94-108 (1964).
106. Harada, T., M. Ishida, Neoplasms among A-bomb survivors in Hiroshima: First report of the research committee on tumor statistics, Hiroshima City Medical Assoc., Hiroshima, Japan. *J. Nat'l. Cancer Inst.* 25: 1253-1264 (1960).
107. Beebe, G. W., M. Ishida, S. Jablon, Studies of the mortality of A-bomb survivors. 1. Plan of study and mortality in the medical subsample (selection 1), 1950-1958. *Rad. Res.* 16: 253-280 (1962).
108. MacMahon, B., G. B. Hutchison, Prenatal X-ray and childhood cancer: a review. Paper read at the VIIIth Int'l. Cancer Congr., Moscow, 1962. To be published in *Acta Unio Internat. Contra Cancrum*. Abstract and table in Hearings of Joint U.S. Congressional Committee on Atomic Energy, part 2, 1963.
109. Wells, J., C. M. Steer, Relationship of leukemia in children to abdominal irradiation. *Am. J. Obs. Gyn.* 81: 1059-1063 (1961).
110. Ager, E. A., L. M. Schuman, H. M. Wallace, *et al.*, An epidemiologic study of childhood leukemia. *Minnesota Med. Bull.* 33: 253-275 (1962).
111. Gianferrari, L., A. Serra, G. Morganti, *et al.*, Mortality from cancer in an area of high background radiation. *Bull. World Health Organ.* 26: 696-697 (1962).
112. Schwartz, E. E., A. C. Upton, Factors influencing the incidence of leukemia: Special consideration of the role of ionizing radiation. *Blood* 13: 845-864 (1958).
113. Court Brown, W. M., R. Doll, Expectation of life and mortality from cancer among British radiologists. *Brit. Med. J.* ii: 181-187 (1958).
114. March, H. C., Leukemia in radiologists. *Radiology* 43: 275-278 (1944).
115. March, H. C., Leukemia in radiologists in a 20-year period. *Amer. J. Med. Sci.* 220: 282-286 (1950).
116. Henshaw, P. S., J. W. Hawkins, Incidence of leukemia in physicians. *J. Nat'l. Cancer Inst.* 4: 339-346 (1944).
117. Dublin, L., M. Spiegelman, Mortality of medical specialists 1938-1942. *J. Amer. Med. Assoc.* 137: 1519-1524 (1948).
118. Peller, S., P. Pick, Leukemia in American physicians. *Acta Unio Internat. Contra Cancrum* 11: 292-294 (1955).
119. Ulrich, H., The incidence of leukemia in radiologists. *New England J. Med.* 334: 45-46 (1946).
120. Warren, S., Longevity and causes of death from irradiation in physicians. *J. Amer. Med. Assoc.* 162: 464-468 (1956).
121. Cronkite, E. P., W. Moloney, V. P. Bond, Radiation leukemogenesis: An analysis of the problem. *Amer. J. Med.* 28: 673-682 (1960).
122. Lorenz, E., Radioactivity and lung cancer: A critical review of lung cancer in the miners of Schneeberg and Joachimstal. *J. Nat'l. Cancer Inst.* 5: 1-15 (1944).
123. Archer, V. B., H. J. Magnuson, D. A. Holaday, *et al.*, Hazards to health in uranium mining and milling. *J. Occ. Med.* 4: 55-60 (1962).
124. Evans, R. D., J. E. Gary, S. D. Clark, Radium and mesothorium poisoning in human beings. Paper and exhibit presented at the American Medical Association meetings, Portland, Oregon, December 1963.
125. Wagoner, J. K., V. E. Archer, B. E. Carroll, *et al.*, Cancer mortality patterns among U.S. uranium miners and millers, 1950 through 1962. *J. Nat'l. Cancer Inst.* 32: 787-801 (1964).
126. Court Brown, W. M., R. Doll, Radiation and leukaemia. *Lancet* i: 162-163 (1958).
127. Barrer, A. L., H. W. Fisher, C. B. Henle, *et al.*, Epidemiological follow-up of New Jersey radium cases. 1. Report of a Medical Study Group (July 1963). 2. Résumé of findings from individual case studies. Progress report July 1963. USAEC report NYO-10604 (1964).
128. Maletskos, C. J., A. G. Braun, M. M. Shanahan, *et al.*, Quantitative evaluation of dose response relationships in human beings with skeletal burdens of Ra²²⁶ and Ra²²⁸. In press.
129. Aub, J. C., R. D. Evans, L. H. Hempelmann, *et al.*, The main effects of internally deposited radioactive materials in man. *Medicine* 31: 221-329 (1952).
130. Martland, H. S., Occupational poisoning in manufacture of luminous watch dials. *J. Am. Med. Assoc.* 92: 466-only (1929).
131. Martland, H. S., The occurrence of malignancy in radioactive persons. *Am. J. Cancer* 15: 112-193 (1931).
132. Johansen (1954), Cited by Dahlgren in reference 88.
133. Benstead, J. P. M., J. O. Crookall, A comparison between the late effects of thorotrast and a non-radioactive zirconium hydroxide sol in mice. *Brit. J. Cancer* 17 (1): 62-69 (1963).
134. Holaday, D. A., D. E. Rushing, R. D. Coleman, *et al.*, Control of radon and daughters in uranium mines and calculations on biological effects. U.S. Public Health Service Publ. 494 (1957).
135. Upton, A. C., Comparative aspects of carcinogenesis by ionizing radiation, pp. 221-239 in *Control of Cell Division and Cancer Induction*, National Cancer Institute Monograph, No. 14 (1964).
136. Doll, R., The age factor in the susceptibility of man and animals to radiation. *Brit. J. Radiol.* 35: 31-36 (1962).
137. Jablon, S., M. Ishida, G. W. Beebe, Studies of the mortality of A-bomb survivors. 2. Mortality in selections I and II, 1950-1959. *Rad. Res.* 21: 423-445 (1964).
138. Beach, S. A., G. W. Dolphin, A study of the relationship between X-ray dose delivered to the thyroids of children and the subsequent development of malignant tumours. *Physics in Med. and Biol.* 6: 583-598 (1962).

ANNEXE C

LISTE DES RAPPORTS REÇUS PAR LE COMITÉ

1. La présente annexe contient la liste des rapports que le Comité a reçus des gouvernements et des institutions des Nations Unies.

2. La liste comprend tous les rapports qui ont été reçus entre le 10 mars 1962 et le 3 juillet 1964 inclusivement en nombre suffisant pour être distribués dans la série de documents A/AC.82/G/L.

3. La liste des 750 premiers rapports reçus par le Comité figure dans les annexes I et J respectivement du premier^a et du deuxième^b rapport d'ensemble du Comité.

^a *Documents officiels de l'Assemblée générale, treizième session, Supplément No 17 (A/3838).*

^b *Ibid., dix-septième session, Supplément No 16 (A/5216).*

| Numéro du document | Pays ou organisation et titre |
|---------------------|--|
| A/AC.82/G/L. | |
| | BRÉSIL |
| 751 | A survey on artificial radio-active contamination in Brazil (1958-1962). |
| | SUÈDE |
| 752 | The increase of gamma radiation from the ground during September 1st-November 30th 1961. |
| 753 | Some observations of variations of the natural background radiation. |
| 754 | Distribution and excretion of radio-caesium in goats, pigs and hens. |
| 755 | Report on observations made at Kiruna Geophysical Observatory during the series of nuclear weapon tests carried out at Novaja Zemlja between 10 Sept. and 4 Nov. 1961. |
| 756 | Determination of strontium-90 and stable strontium in bones from sheep, ewes and fetuses. |
| 757 | Cesium-137 deposition in Sweden 1958-1960 and the 1961 spring maximum in air. |
| 758 | The radio-activity in air and precipitation during autumn 1961. |
| 759 | Internal doses from mixed fission products. |
| 760 | A fall-out model II. Some quantitative properties. |
| 761 | Behaviour of yttrium-91 and some lanthanons towards serum proteins in paper electrophoresis, density gradient electrophoresis and gel filtration. |
| | ROYAUME-UNI |
| 762 | Radioactivity in milk. Interim report, Dec. 1961. |
| | JAPON |
| 763 | Japanese dietary habits and the fall-out problem. |
| 764 | Environmental contamination with short-lived radio-nuclides in Japan in 1961. |
| | ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE |
| 765 | Radiological Health Data, Volume III, Number 2, February 1962. |
| 766 | Health and Safety Laboratory fall-out program quarterly summary report, April 1, 1962. HASL-122. |
| | AGENCE INTERNATIONALE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE |
| 767 | Survey of radio-activity in food consumed in Austria. Report on second sampling period — January-June 1961. |
| | SUÈDE |
| 768 | The effect of radiostrontium on mouse testes. |

| Numéro du document | Pays ou organisation et titre |
|---------------------|--|
| A/AC.82/G/L. | |
| | NORVÈGE |
| 769 | Assay of strontium-90 in human bone in Norway 1956-1961. |
| | ITALIE |
| 770 | Data on environmental radioactivity, collected in Italy (January-June 1961). |
| | ROYAUME-UNI |
| 771 | Interim report on radio-activity in diet. ARCRL-7. |
| | ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE |
| 772 | Atmospheric radio-activity at Washington, D.C., 1950-1961. NRL-5764. |
| 773 | Radiological Health Data, Volume III, Number 4, April 1962. |
| 774 | Radiological Health Data, Volume III, Number 3, March 1962. |
| 775 | Radio-active fall-out from nuclear weapons tests, Nov. 15-17, 1961. Book 1. |
| 776 | Radio-active fall-out from nuclear weapons tests, Nov. 15-17, 1961. Book 2. |
| 777 | Health implications of fall-out from nuclear weapons testing through 1961. |
| 778 | Radiological Health Data, Volume III, Number 5, May 1962. |
| | ROYAUME-UNI |
| 779 | Assay of strontium-90 in human bone in the United Kingdom. Results for 1961, part I. |
| | SUÈDE |
| 780 | Doses to the gastrointestinal tract from ingestion of fission products in drinking water or food. |
| 781 | Internal doses from fission products in milk. |
| 782 | Simulation of an atmospheric transport problem. |
| 783 | Studies in reversal autoradiography. |
| 784 | Strontium-90 induced bone and bone-marrow changes. |
| 785 | Sr ⁹⁰ induced osteosarcomas. |
| 786 | Uptake and retention of strontium-90 in mouse tissues studied by whole animal autoradiography and impulse counting. |
| 787 | II. Uptake and retention of strontium 90 in strontium-90-induced osteosarcomas. |
| 788 | III. Dissemination of metastases from a strontium-90-induced transplanted osteosarcoma investigated by whole-body autoradiography. |
| 789 | Effects of radiostrontium on the blood and haematopoietic tissues of mice. |
| 790 | Histogenesis of Sr ⁹⁰ -induced osteosarcomas. |

A/AC.82/G/L.

- 791 ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
Measurement of bone marrow and gonadal dose from X-ray examinations of the pelvis, hip and spine as a function of field size, tube kilovoltage and added filtration.
- 792 Strontium-90 in man and his environment — Volume I: Summary.
- 793 Fall-out program quarterly summary report, July 1, 1962. HASL-127.
- 794 Survey of fall-out operations, July 1, 1962. HASL-128.
- BELGIQUE
- 795 La retombée radioactive à Mol. Rapport d'avancement — 1er semestre 1961.
- 796 Evolution du ⁹⁰Sr dans les sols et les végétaux: analyse des résultats obtenus en 1959.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
- 797 Radiological Health Data, Volume III, Number 6, June 1962.
- ISRAËL
- 798 Early radio-active fall-out in Israel following the 1961 nuclear weapon tests.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
- 799 Terrestrial and freshwater radioecology: A selected bibliography.
- 800 Radiological Health Data, Volume III, Number 8, August 1962.
- SUISSE
- 801 5. Bericht der Eidgenössischen Kommission zur Überwachung der Radioaktivität zuhanden des Bundesrates für das Jahr 1961.
- 801/
Corr. 1 Corrigendum to above document.
- DANEMARK
- 802 Environmental radio-activity in Denmark, 1961.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
- 803 Health and Safety Laboratory fall-out program quarterly summary report, October 1, 1962. HASL-131.
- 804 Radiological Health Data, Volume III, Number 9, September 1962.
- 805 Radiation standards including fall-out. Summary analysis of Hearings held on June 4, 5, 6, and 7, 1962, before the Subcommittee on Research, Development, and Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy, Congress of the United States, September 1962.
- ROYAUME-UNI
- 806 Annual report, 1961-1962. ARCRL-8.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
- 807 Medical survey of Rongelap people seven years after exposure to fall-out. BNL-727 T-260.

A/AC.82/G/L.

- 808 ARGENTINE
Contaminación por I¹³¹ debida al fall-out.
- ITALIE
- 809 Data on environmental radio-activity collected in Italy (July-December 1961). BIO/06/62.
- NORVÈGE
- 810 Fall-out in Norwegian milk in 1961.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
- 811 Radiological Health Data, Volume III, Number 11, November 1962.
- 812 Radiological Health Data, Volume III, Number 10, October 1962.
- 813 Radiation standards, including fall-out. Hearings before the Subcommittee on Research, Development, and Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy, Congress of the United States, 87th Congress, 2nd session. Parts 1 and 2 (Appendix).
- 814 Fallout program quarterly summary report, January 1, 1963. HASL-132.
- BELGIQUE
- 815 La retombée radioactive à Mol. Rapport d'avancement — second semestre 1961.
- SUÈDE
- 816 Distribution of radioruthenium in mice.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
- 817 Radiological Health Data, Volume III, Number 12, December 1962.
- BRÉSIL
- 818 Environmental radio-activity in high background areas of Brazil.
- ROYAUME-UNI
- 819 Assay of strontium-90 in human bone in the United Kingdom. Results for 1961, part II.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
- 820 Radiological Health Data, Volume IV, Number 1, January 1963.
- 821 Factors influencing strontium-90 in milk from the Brainerd, Minn. milkshed.
- 822 Strontium-90 on the earth's surface II. Summary and interpretation of a worldwide soil sampling program: 1960-1961 results.
- ROYAUME-UNI
- 823 Radio-active fall-out in air and rain results to the middle of 1962.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
- 824 Bioenvironmental features of the Ogotruk Creek area, Cape Thompson, Alaska. TID-17226.
- 825 Radiological Health Data, Volume IV, Number 2, February 1963.

A/AC.82/G/L.

A/AC.82/G/L.

- SUÈDE
826 Distribution of plutonium in mice. An autoradiographic study.
- 827 Radioaktivitestsmätningar pa livsmedel 1962.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
828 Radionuclides and ionizing radiation in ornithology. TID-17762.
- ROYAUME-UNI
829 Interim report on radio-activity in milk. ARCRL-9.
- SUÈDE
830 Genetic effects of strontium-90 injected into male mice.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
831 Health and Safety Laboratory fallout program quarterly summary report, April 1, 1963. HASL-135.
- 832 Intercalibration of some systems employed in monitoring fission products in the atmosphere. NRL-5850.
- 833 Atmospheric radio-activity and fall-out research. TID-12616 (Rev. 1).
- SUISSE
834 Messung des Natürlichen Strahlenpegels in der Schweiz.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
835 Rapid methods for estimating fission product concentrations in milk.
- 836 Radiological Health Data, Volume IV, Number 3, March 1963.
- ITALIE
837 Data on environmental radio-activity collected in Italy (January-June 1962). BIO/26/62.
- AFRIQUE DU SUD
838 Radio-active fall-out, its dispersion, deposition over South Africa and biological significance.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
839 Radiological Health Data, Volume IV, Number 4, April 1963.
- 840 Radiological Health Data, Volume IV, Number 5, May 1963.
- 841 Studies of the fate of certain radionuclides in estuarine and other aquatic environments.
- 842 Health and Safety Laboratory fallout program quarterly summary report, July 1, 1962. HASL-138.
- 843 Estimates and evaluation of fall-out in the United States from nuclear weapons testing conducted through 1962.

- ROYAUME-UNI
844 Assay of strontium-90 in human bone in the United Kingdom, results for 1962, Part I with some further results for 1961.
- INDE
845 Estimates of biospheric contamination and radiation dose from nuclear explosions up to April 1962. AEET/AM/27.
- 846 Gamma activity of the food samples in India after the autumn 1961 tests of nuclear weapons. AEET/AM/32.
- URSS
847 Определение возраста продуктов деления по измерению суммарной площади фотопика $Zr^{95} + Nb^{95}$ со временем.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
848 Review of the army food irradiation program. Hearings before the Joint Committee on Atomic Energy, Congress of the United States, 88th Congress, May 13, 1963.
- 849 Fall-out, radiation standards, and countermeasures. Hearings before the Subcommittee on Research, Development, and Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy, Congress of the United States, 88th Congress, 1st session, June 3, 4, and 6, 1963. Part I.
- 850 Radiological Health Data, Volume IV, Number 7, July 1963.
- 851 Radiological Health Data, Volume IV, Number 6, June 1963.
- 852 The treatment of radiation injury. NAS-NRC Publ. 1134.
- 853 Radiological Health Data, Volume IV, Number 8, August 1963.
- CANADA
854 Iodine-131 content of Canadian milk during 1961. AECL-1797.
- ROYAUME-UNI
855 Radio-activity in drinking water in the United Kingdom—1962 results.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
856 Health and Safety Laboratory fall-out program quarterly summary report. HASL-140.
- SUÈDE
857 Genetic effects of strontium-90 on immature germ-cells in mice.
- ROYAUME-UNI
858 Annual report 1962-1963. ARCRL-10.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
859 Radiological Health Data, Volume IV, Number 9, September 1963.

A/AC.82/G/L.

- 860 ROYAUME-UNI
The weathering of caesium-137 in soil. AERE-R-4241.
- 861 ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
Mathematical programming models for selection of diets to minimize weighted radionuclide intake.
- 862 Terrestrial and freshwater radioecology. A selected bibliography (Suppl. 1). TID-3910 (Suppl. 1).
- 863 INDE
Levels of cerium-141 and cerium-144 in surface fallout samples collected at Bombay during the monsoon months of 1962.
- 864 ROYAUME-UNI
Radio-active fall-out: Short-lived fission products in air and rain, August 1962-April 1963. AERE-R-4384.
- 865 Assay of strontium-90 in human bone in the United Kingdom, results for 1962, part II.
- 866 AUSTRALIE
Iodine-131 levels in milk in Australia during period May-November 1962.
- 867 DANEMARK
Genetically significant radiation doses in diagnostic radiology.
- 868 ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
Radiological Health Data, Volume IV, Number 10, October 1963.
- 869 Radiological Health Data, Volume IV, Number 11, November 1963.
- 870 ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ
Radiation hazards in perspective (3rd report of the Expert Committee on Radiation).
- 871 ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
Health and Safety Laboratory fallout program quarterly summary report, January 1, 1964. HASL-142.
- 872 Iodine-131 in fresh milk and human thyroids following a single deposition of nuclear test fall-out. TID-19266.
- 873 INDE
Estimation of zirconium-95 deposited by fallout during September 1961 to February 1962. AEET/AM/31.
- 874 ROYAUME-UNI
Radio-active fall-out in air and rain. Results to the middle of 1963. AERE-R-4392.
- 875 AUSTRALIE
Strontium-90 in the Australian environment during 1961.

A/AC.82/G/L.

- 876 FRANCE
Doses d'exposition au cours d'examens radiologiques per-opératoires. SCPRI-55.
- 877 Surveillance de la radioactivité sur le territoire français de 1961 à 1963. SCPRI-98.
- 878 Radioactivité des eaux de la Durance.
- 879 Accroissement du tritium atmosphérique dû aux explosions thermonucléaires.
- 880 Mesures de la radioactivité naturelle dans la région parisienne.
- 881 Mesure de la radioactivité d'origine artificielle dans l'hémisphère Sud.
- 882 De la dynamique des transports des aérosols radioactifs au-dessus de la France.
- 883 Mesure de l'activité de l'air due au krypton 85.
- 884 Essai d'analyse de la radioactivité de l'éponge "Hercinia variabilis".
- 885 Identification directe des nuclides radioactifs dans l'eau de mer par spectrographie gamma.
- 886 Spectrométrie gamma *in situ* des eaux de la Méditerranée occidentale.
- 887 ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
Radiological Health Data, Volume V, Number 1, January 1964.
- 888 Fall-out, radiation standards, and countermeasures. Hearings before the Subcommittee on Research, Development and Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy, Congress of the United States, 88th Congress, 1st session, August 20, 21, 22, and 27, 1963. Part 2.
- 889 NORVÈGE
A study of Sr⁹⁰ and Cs¹³⁷ in Norway 1957-1958. Intern rapport K-253.
- 890 ITALIE
Data on environmental radio-activity collected in Italy (July-December 1962). BIO/03/63.
- 891 ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
Neoplasms in children treated with X-rays for thymic enlargement. I. Neoplasms and mortality.
- 891/
Add. 1 Neoplasms in children treated with X-rays for thymic enlargement. II. Tumor incidence as a function of radiation factors.
- 891/
Add. 2 Neoplasms in children treated with X-rays for thymic enlargement. III. Clinical description of cases.
- 892 Distribution and retention of Cs¹³⁷ after accidental inhalation. UAC-8383.

A/AC.82/G/L.

ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE (suite)

- 892/
Corr. 1 Correction to above report.
- 893 Radiological Health Data, Volume IV, Number 12, December 1963.
- SUISSE
- 894 6. Bericht der Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität, zuhanden des Bundesrates für das Jahr 1962.
- TCHÉCOSLOVAQUIE
- 895 Prediction of individual differences in postirradiation regeneration of the lymphatic tissue of the thymus.
- URSS
- 896 Стронций-90 в воде пресных водоемов Советского Союза в 1961-1962 годах.
- 897 Содержание цезия-137 в поверхностных водах Атлантического океана и его морей в 1961 году.
- 898 Изучение распределения изотопов церия, рутения, циркония и ниобия в процессе разложения минеральными кислотами проб радиоактивных выпадений и атмосферных осадков.
- 899 Определение стронция-90 в водах Атлантического океана в 1961 году.
- 900 Поведение цезия-137 в ходе анализа проб атмосферных осадков.
- 901 Аккумуляция радиоактивного стронция пресноводными растениями.
- 902 Выпадение Ce^{141} , Ce^{144} , $Zr^{95} + Nb^{95}$ и Sr^{90} на территории СССР во второй половине 1962 года.
- 903 Радиохимическая методика массового контроля содержания стронция-90 в пресных водоемах.
- 904 Стронций-90 в поверхностных водах Индийского океана в 1960-1961 годах.
- 905 Сравнительный анализ наблюдаемых планетарных распределений содержания озона и некоторых радиоактивных изотопов в атмосфере.
- 906 Концентрация суммарной радиоактивности продуктов деления, а также Ce^{141} , Ce^{144} , $Zr^{95} + Nb^{95}$ и Cs^{137} в приземном слое воздуха в подмосковье в 1960-1962 годах.
- 907 Стронций-90 в водах Тихого океана.
- 908 Некоторые данные по концентрации радиоактивных продуктов над Индийским и Тихим океанами в 1961-1962 годах.
- 909 Содержание стронция-90 в Черном море в 1959-1961 годах.
- 910 Содержание стронция-90 в молоке отдельных районов СССР в 1960-1961 годах и в первой половине 1962 года.

A/AC.82/G/L.

URSS (suite)

- 911 Природная радиоактивность океанской воды.
- 912 Искусственная радиоактивность приземного слоя атмосферы на о. Хейса земли Франца-Иосифа в 1960-1961 годах.
- 913 О загрязнении растительности стронцием-90 и цезием-137 в 1961 году.
- 914 Радиоактивные выпадения близ Сименза в 1960-1961 годах.
- 915 Исследование состава рутения-103 и рутения-106 в смеси продуктов деления методом бета-гамма-совпадений сцинтилляционных спектрометров.
- 916 Выпадение стронция-90 на поверхность территории СССР в четвертом квартале 1961 года и первой половине 1962 года.
- 917 Статистика появления «горячих» частиц в приземном слое воздуха в Подмоскowie в 1961-1962 годах.
- 918 Стронций-90 в воде бассейна р. Дон.
- 919 Вопросы глобального радиоактивного загрязнения вод Мирового океана.
- INDE
- 920 Active particles in fallout from nuclear weapon tests. AEET/AM/34.
- JAPON
- 921 Radio-activity survey data in Japan, No. 1.
- 922 Deposition of Sr^{90} and Cs^{137} in Tokyo through the end of July 1963.
- 923 Leukaemia and ionizing radiation in Japan. An epidemiological survey.
- 924 X-ray microanalysis of highly radioactive fall-out particles.
- 925 Fractionation phenomena in highly radioactive fall-out particles.
- 926 The increase in induced mutation frequency after fractionated irradiation of gonial cells of the silkworm.
- ROYAUME-UNI
- 927 Interim report: Radio-activity in milk, 1963. ARCRL-11.
- ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
- 928 Radiological Health Data, Volume V, Number 2, February 1964.
- INDE
- 929 Deposition of iodine-131 from the nuclear weapon tests in the Pacific during 1962. AEET/AM/35.
- 930 Airborne cerium-141 and cerium-144 at Bombay during November 1961-February 1963. AEET/AM/36.

A/AC.82/G/L.

- 931 MEXIQUE
Determinación del estroncio 90 en leches y aguas de lluvia.
- 932 RÉPUBLIQUE ARABE UNIE
Fall-out and radio-active content of the food chain in U.A.R. during the year 1962.
- 933 Fall-out and radio-active content of certain food items in U.A.R. during the first quarter of 1963.
- 934 SUÈDE
A review of measurements of radioactivity in food, especially dairy milk, and a presentation of the 1963 data on Cs¹³⁷ and Sr⁹⁰.
- 935 ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
Radiological Health Data, Volume V, Number 3, March 1964.
- 936 Fall-out program quarterly summary report, April 1, 1964. HASL-144.
- 937 Radiological Health Data, Volume V, Number 4, April 1964.
- 938 ROYAUME-UNI
Assay of strontium-90 in human bone in the United Kingdom. Results for 1963, part I.

A/AC.82/G/L.

- 939 ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
Environmental radiation measurements in the South-eastern, Central and Western United States, 1962-1963. HASL-145.
- 940 SUÈDE
The radio-activity of watches.
- 941 Physics, chemistry and meteorology of fall-out.
- 942 ETATS-UNIS D'AMÉRIQUE
Radiological Health Data, Volume V, Number 5, May 1964.
- 943 SUÈDE
Protective effect of cysteamine at fractionated irradiation.
- 944 The behavior of certain lanthanons in rats.
- 945 Note on the increase of gamma radiation from the ground during September 1st-November 30th, 1961.
- 946 Some observations of variations of the natural background radiation.
- 947 Gamma radiation from the ground in Sweden during 1960-1963.
- 948 RÉPUBLIQUE ARABE UNIE
Fall-out and radio-active content of food chain in U.A.R. during the year 1963.

APPENDICE I

LISTE DES EXPERTS SCIENTIFIQUES MEMBRES
DES DELEGATIONS NATIONALES

On trouvera ci-dessous la liste des experts scientifiques qui ont participé à l'élaboration du rapport tout en assistant aux séances en qualité de représentants de leur pays :

ARGENTINE

Dr D. Beninson (*représentant*)
Dr J. Flegenheimer
Dr H. Mugliaroli
Dr A. Placer
Dr E. Ramos Zabaraïn.

AUSTRALIE

M. D. J. Stevens (*représentant*)
Dr H. A. S. van den Brenk
M. G. U. Wilson.

BELGIQUE

Professeur J. A. Cohen (*représentant*)
M. J. F. Bleichrodt.

BRÉSIL

Professeur C. Chagas (*représentant*)
Professeur C. Pavan (*représentant*)
Dr L. R. Caldas
Dr E. Penna Franca
Père F. X. Roser, S. J.

CANADA

Dr G. C. Butler (*représentant*)
Dr W. E. Grummitt
Dr H. B. Newcombe.

ÉTATS-UNIS D'AMÉRIQUE

Dr R. H. Chamberlain (*représentant*)
Dr S. Warren (*représentant*)
Dr A. M. Brues
Dr V. P. Bond
Dr D. R. Chadwick
Dr E. P. Cronkite
Dr C. L. Dunham
Dr J. H. Harley
Dr A. Hollaender
Dr L. Machta
Dr R. T. Norris
M. T. F. O'Leary
M. J. Rivera
Dr P. C. Tompkins
Dr A. C. Upton.

FRANCE

Professeur L. Bugnard (*représentant*)
Dr H. Jammet (*représentant*)
M. L. Facy
Dr J. Labeyrie
M. G. Lambert
Dr J. Lejeune
M. F. Zajdela.

INDE

Dr A. R. Gopal-Ayengar (*représentant*).

JAPON

Dr K. Tsukamoto (*représentant*)
Dr Y. Kawabata
Dr M. Saiki
Dr T. Sugahara
Dr E. Tajima.

MEXIQUE

Dr M. Martínez Báez (*représentant*)
Dr F. Alba Andrade (*représentant*)
Dr H. Zalce.

RÉPUBLIQUE ARABE UNIE

Dr M. E. A. El-Kharadly (*représentant*)
Dr S. E. Hashish (*représentant*)
Dr K. A. Mahmoud.

ROYAUME-UNI DE GRANDE-BRETAGNE
ET D'IRLANDE DU NORD

Dr E. E. Pochin (*représentant*)
Professeur L. Lamerton
Dr W. G. Marley
Dr D. H. Peirson
Dr R. Scott Russell.

SUÈDE

Professeur R. M. Sievert (*représentant*)
Dr A. Nelson (*représentant*)
Professeur T. Caspersson
Dr L. Fredriksson
Dr B. Lindell.

TCHÉCOSLOVAQUIE

Professeur F. Herčík (*représentant*).

UNION DES RÉPUBLIQUES
SOCIALISTES SOVIÉTIQUES

Professeur A. M. Kouzine (*représentant*)
Professeur N. A. Kraevsky
Professeur O. I. Leipounsky
Dr M. A. Arsenieva
Dr I. L. Karol
Dr V. T. Kozlov
Dr A. S. Koulak
Dr Y. M. Shtukkenberg
M. G. I. Apollonov.

APPENDICE II

**LISTE DES EXPERTS SCIENTIFIQUES QUI ONT PRETE LEUR CONCOURS AU COMITE
POUR LA REDACTION DU RAPPORT**

Dr K. C. Bora
Dr G. C. Casarett
Dr J. Linecki
Dr B. J. O'Brien
Dr F. Sella

ADRESSES OÙ LES PUBLICATIONS DES NATIONS UNIES ET DE LA COUR INTERNATIONALE DE JUSTICE SONT EN VENTE

AFRIQUE

AFRIQUE DU SUD: VAN SCHAIK'S BOOK STORE (PTY), LTD., Church Street, Box 724, Pretoria.
TECHNICAL BOOKS (PTY), LTD., Faraday House, P. O. Box 2866, 40 St. George's Street, Cape Town.
CAMEROUN: LIBRAIRIE DU PEUPLE AFRICAÏN La Gérante, B. P. 1197, Yaoundé.
DIFFUSION INTERNATIONALE CAMEROUNAISE DU LIVRE ET DE LA PRESSE, Sangmelima.
CONGO (Léopoldville): INSTITUT POLITIQUE CONGOLAIS, B. P. 2307, Léopoldville.
ÉTHIOPIE: INTERNATIONAL PRESS AGENCY P. O. Box 120, Addis-Abeba.
GHANA: UNIVERSITY BOOKSHOP University College of Ghana, Legon, Accra.
KENYA: THE E.S.A. BOOKSHOP, Box 30167, Nairobi.
LIBYE: SUKDI EL JERBI (BOOKSELLERS) P. O. Box 78, Istiklal Street, Benghazi.
MAROC: AUX BELLES IMAGES 281, avenue Mohammed V, Rabat.
NIGÉRIA: UNIVERSITY BOOKSHOP (NIGERIA) LTD. University College, Ibadan.
NYASSALAND: BOOKERS (NYASSALAND) LTD. Lontyre House, P. O. Box 34, Blantyre.
UGANDA: UGANDA BOOKSHOP P. O. Box 145, Kampala.
RÉPUBLIQUE ARABE UNIE: LIBRAIRIE "LA RENAISSANCE D'ÉGYPTE" 9 Sh. Adly Pasha, Le Caire.
AL NAHDA EL ARABIA BOOKSHOP 32 Abd-el-Khalek Sarwat, Le Caire.
RHODÉSIE DU NORD: J. BELDING, P. O. Box 750, Mufulira.
RHODÉSIE DU SUD: THE BOOK CENTRE, First Street, Salisbury.
TANGANYIKA: DAR-ES-SALAAM BOOKSHOP P. O. Box 9030, Dar es-Salam.

AMÉRIQUE DU NORD

CANADA: L'IMPRIMEUR DE LA REINE Ottawa, Ontario.
ÉTATS-UNIS D'AMÉRIQUE: SALES SECTION, UNITED NATIONS, New York.
Porto Rico: PAN AMERICAN BOOK CO. P. O. Box 3511, San Juan 17.
BOOKSTORE, UNIVERSITY OF PUERTO RICO Rio Piedras.

AMÉRIQUE LATINE

ARGENTINE: EDITORIAL SUDAMERICANA, S. A. Alsina 500, Buenos Aires.
BOLIVIE: LIBRERIA SELECCIONES, Casilla 972, La Paz.
LOS AMIGOS DEL LIBRO Calle Perú esq. España, Casilla 450, Cochabamba.
BRESIL: LIVRARIA AGIR Rua Mexico 88-B, Caixa Postal 3291, Rio de Janeiro.
LIVRARIA FREITAS BASTOS, S. A. Caixa Postal 899, Rio de Janeiro.
LIVRARIA KOSMOS EDITORA Rua Rosario 135/137, Rio de Janeiro.
CHILI: EDITORIAL DEL PACIFICO, Ahumada 57, Santiago.
LIBRERIA IVENS, Casilla 205, Santiago.
COLOMBIE: LIBRERIA AMERICA, Calle 51 Núm. 49-58, Medellín.
LIBRERIA BUCHHOLZ Av. Jiménez de Quesada 8-40, Bogotá.
COSTA RICA: IMPRENTA Y LIBRERIA TREJOS Apartado 1313, San José.
CUBA: CUBARTIMPEX Apartado Postal 6540, La Habana.
EL SALVADOR: LIBRERIA CULTURAL SALVADOREÑA 2e. Av. Sur, San Salvador.
MANUEL NAVAS Y CIA. 1a. Avenida Sur 37, San Salvador.
ÉQUATEUR: LIBRERIA CIENTIFICA Casilla 362, Guayaquil.
LIBRERIA UNIVERSITARIA Calle Garcia Moreno 739, Quito.
GUATEMALA: LIBRERIA CERVANTES 5a. Av. 9 39, Zona 1, Guatemala.
SOCIEDAD ECONOMICA-FINANCIERA 6a. Av. 14-33, Guatemala.
HAÏTI: LIBRAIRIE "À LA CARAVELLE", Port-au-Prince.
HONDURAS: LIBRERIA PANAMERICANA, Tegucigalpa.
MEXIQUE: EDITORIAL HERMES, S. A. Ignacio Mariscal 41, México, D. F.
PANAMA: JOSE MENENDEZ Agencia Internacional de Publicaciones, Apartado 2052, Av. 8A Sur 21-58, Panamá.

PARAGUAY: AGENCIA DE LIBRERIAS DE SALVADOR NIZZA Calle Pte. Franco No. 39-43, Asunción.
PÉROU: LIBRERIA INTERNACIONAL DEL PERU, S. A. Casilla 1417, Lima.
LIBRERIA STUDIUM, S. A. Amargura 939, Apartado 2139, Lima.
RÉPUBLIQUE DOMINICAÏNE: LIBRERIA DOMINICANA Mercedes 49, Santo Domingo.
URUGUAY: LIBRERIA RAFAEL BARRETT Ramón Anador 4030, Montevideo.
REPRESENTACION DE EDITORIALES, PROF. H. D'ELIA Plaza Cagancha 1342, 1^o piso, Montevideo.
VENEZUELA: LIBRERIA DEL ESTE Av. Miranda, No. 52, Edif. Galipán, Caracas.

ASIE

BIRMANIE: CURATOR, GOVT. BOOK DEPOT, Rangoon.
CAMBODGE: ENTREPRISE KHMÈRE DE LIBRAIRIE Imprimerie & Papeterie, S. à R. L., Phnom-Penh.
CEYLAN: LAKE HOUSE BOOKSHOP Assoc. Newspapers of Ceylon, P. O. Box 244, Colombo.
CHINE: THE WORLD BOOK COMPANY, LTD. 99 Chung King Road, 1st Section, Taipei, Taiwan.
THE COMMERCIAL PRESS, LTD. 211 Honan Road, Shanghai.
CORÉE (RÉPUBLIQUE DE): EUL-YOO PUBLISHING CO., LTD., 5, 2-KA, Chongno, Seoul.
HONG-KONG: THE SWINDON BOOK COMPANY 25 Nathan Road, Kowloon.
INDE: ORIENT LONGMANS Bombay, Calcutta, Hyderabad, Madras et New Delhi.
OXFORD BOOK & STATIONERY COMPANY Calcutta et New Delhi.
INDONÉSIE: PEMBANGUNAN, LTD. Gunung Sahari 84, Djakarta.
JAPON: MARUZEN COMPANY, LTD. 6 Tori-Nichome, Nihonbashi, Tokyo.
PAKISTAN: THE PAKISTAN CO-OPERATIVE BOOK SOCIETY Dacca, East Pakistan.
PUBLISHERS UNITED, LTD., Lahore. THOMAS & THOMAS, Karachi.
PHILIPPINES: PHILIPPINE EDUCATION COMPANY, INC. 1104 Castillanos, P. O. Box 620, Quiapo, Manila.
POPULAR BOOKSTORE, 1573 Doroteo Jose, Manila.
SINGAPOUR: THE CITY BOOK STORE, LTD. Collyer Quay.
THAÏLANDE: PRAMUAN MIT, LTD. 55 Chakrawat Road, Wat Tuk, Bangkok.
NIBONDH & CO., LTD. New Road, Sikak Phye Sri, Bangkok.
SUKSAPAN PANIT Mansion 9, Rajadamnern Avenue, Bangkok.
VIÊT-NAM (RÉPUBLIQUE DU): LIBRAIRIE-PAPETERIE XUÂN THU 185, rue Tu-do, B. P. 283, Saigon.

EUROPE

ALLEMAGNE (RÉP. FÉDÉRALE D'): R. EISENSCHMIDT Schwanthaler Str. 59, Frankfurt/Main.
ELWERT UND MEURER Hauptstrasse 101, Berlin-Schöneberg.
ALEXANDER HORN, Spiegelgasse 9, Wiesbaden. W. E. SAARBACH, Gertrudenstrasse 30, Köln (1).
AUTRICHE: GEROLD & COMPANY, Graben 31, Wien, I.
GEORG FROMME & CO., Spengergasse 39, Wien, V.
BELGIQUE: AGENCE ET MESSAGERIES DE LA PRESSE, S. A., 14-22, rue du Perail, Bruxelles.
BULGARIE: RAZNOZHNOS, 1, Tzar Assen, Sofia.
CHYPRE: PAN PUBLISHING HOUSE 10 Alexander the Great Street, Strovolos.
DANEMARK: EJNAR MUNKSGAARD, LTD. Nørregade 6, København, K.
ESPAGNE: AGUILAR S. A. DE EDICIONES Juan Bravo 38, Madrid 6.
LIBRERIA BOSCH, Ronda Universidad 11, Barcelona. LIBRERIA MUNDI-PRENSA, Castelló 37, Madrid.
FINLANDE: AKATEMINEN KIRJAKAUPPA 2 Keskukskatu, Helsinki.
FRANCE: EDITIONS A. PÉDON 13, rue Soufflot, Paris (IV^e).
GRÈCE: LIBRAIRIE KAUFFMANN 28, rue du Stade, Athènes.
HONGRIE: KULTURA, B. P. 149, Budapest 62.

IRLANDE: STATIONERY OFFICE, Dublin.
ISLANDE: BÓKAVERZLUN SIGFÓRAR EYMUNDSSONAR H. F. Austurstræti 18, Reykjavík.
ITALIE: LIBRERIA COMMISSIONARIA SANSONI Via Gino Capponi 26, Firenze, et Via Paolo Mercuri 19/B, Roma.
AGENZIA E. I. O. U., Via Maravigli 16, Milano.
LUXEMBOURG: LIBRAIRIE J. TRAUSSCHSCHUMMER Place du Théâtre, Luxembourg.
NORVÈGE: JOHAN GRUNDT TANUM Karl Johansgate, 41, Oslo.
PAYS-BAS: N.V. MARTINUS NIJHOFF Lange Voorhout 9, 's-Gravenhage.
POLOGNE: PAN, Pałac Kultury i Nauki, Warszawa.
PORTUGAL: LIVRARIA RODRIGUES & CIA. 186 rua Aurea, Lisboa.
ROUMANIE: CARTIMEX, Str. Aristide Briand 14-18, B. P. 134-135, Bucureşti.
ROYAUME-UNI: H. M. STATIONERY OFFICE P. O. Box 569, London, S.E. 1 (et agences HMSO à Belfast, Birmingham, Bristol, Cardiff, Edinburgh, Manchester).
SUÈDE: C. E. FRITZES KUNGL. HOVBOKHANDEL A-B Fredsgatan 2, Stockholm.
SUISSE: LIBRAIRIE PAYOT, S. A., Lausanne, Genève. HANS RAUHNHARDT, Kirchgasse 17, Zürich 1.
TCHÉCOSLOVAQUIE: ARTIA LTD., 30 ve Smečkáčch, Praha, 2.
TURQUIE: LIBRAIRIE HACHETTE 469 Istiklal Caddesi, Beyoglu, Istanbul.
UNION DES RÉPUBLIQUES SOCIALISTES SOVIÉTIQUES: MEJDOUNARODNAÏA KNIGA Smolenskala Plochtchad, Moskva.
YUGOSLAVIE: CANKARJEVA ZALOŽBA, Ljubljana, Slovenia. DRŽAVNO PREDUZEĆE Jugoslovenska Knjiga, Terazije 27/11, Beograd.
PROSVJETA, S. Trg Bratstva i Jedinstva, Zagreb. PROSVJETA PUBLISHING HOUSE, Import-Export Division, B. P. 559, Terazije 16/1, Beograd.

INDES OCCIDENTALES

BERMUDES: BERMUDA BOOK STORES Reid and Burnaby Streets, Hamilton.
CURAÇAO (ANTILLES NÉERLANDAISES): BOEKHANDEL SALAS, B. P. 44.
GUYANE BRITANNIQUE: BOOKERS STORES, LTD. 20-23 Church Street, Georgetown.
JAMAÏQUE: SANGSTERS BOOK ROOM 91 Harbour Street, Kingston.
TRINITÉ ET TOBAGO: CAMPBELL BOOKER LTD., Port of Spain.

MOYEN-ORIENT

IRAQ: MACKENZIE'S BOOKSHOP, Baghdad.
IRAN: MEHR AVIN BOOKSHOP Abbas Abad Avenue, Isfahan.
ISRAËL: BLUMSTEIN'S BOOKSTORES 35 Allenby Rd. et 48 Nachlat Benjamim St., Tel Aviv.
JORDANIE: JOSEPH I. BAHOUS & CO. Dar-ul-Kutub, Box 66, Amman.
LIBAN: KHAYAT'S COLLEGE BOOK COOPERATIVE 92-94, rue Bliss, Beyrouth.

Océanie

AUSTRALIE: U. N. ASSOCIATION OF AUSTRALIA McEwan House, 343 Little Collins St., Melbourne C. 1., Vic.
WEA BOOKROOM, University, Adelaide, S. A. UNIVERSITY BOOKSHOP, St. Lucia, Brisbane, Qld.
THE EDUCATIONAL AND TECHNICAL BOOK AGENCY Parap Shopping Centre, Darwin, N.T.
COLLINS BOOK DEPOT PTY. LTD. Monash University, Wellington Road, Clayton, Vic.
COLLINS BOOK DEPOT PTY. LTD. 363 Swanston Street, Melbourne, Vic.
THE UNIVERSITY BOOKSHOP, Nedlands, W.A. UNIVERSITY BOOKROOM University of Melbourne, Parkville N.2, Vic.
UNIVERSITY CO-OPERATIVE BOOKSHOP LIMITED Manning Road, University of Sydney, N.S.W.
NOUVELLE-ZÉLANDE: GOVERNMENT PRINTING OFFICE Private Bag, Wellington (et Government Bookshops à Auckland, Christchurch et Dunedin).

Les publications de l'Organisation des Nations Unies peuvent être achetées ou commandées en librairie dans le monde entier et payées en monnaie locale. Pour plus amples renseignements, écrire à la Section des ventes, ONU, New York, N. Y. 10017, ou à la Section des ventes, ONU, Palais des Nations, Genève (Suisse).

[64F1]