

L'ACCIDENT NUCLEAIRE DE TCHERNOBYL CONSEQUENCES RADIOLOGIQUES EN SUISSE

S. Prêtre*

A partir du moment où le nuage de Tchernobyl est arrivé sur la Suisse, plusieurs dizaines de milliers de mesures furent effectuées (débits de dose, doses intégrées, analyses d'échantillons d'herbe, d'air, d'eau, de terre et de denrées alimentaires et finalement mesures authropogammamétriques). Parmi tous les radionucléides identifiés, on a rapidement déterminé les plus importants: Te-132, I-132, I-131, Cs-134 et Cs-137. L'analyse du strontium (Sr-89 et Sr-90) a montré que ces nucléides n'étaient présents qu'en quantités minimales, ce qui fut ressenti comme un soulagement. De même, l'absence d'émetteurs alpha fut aussi un élément de soulagement. Le problème des "particules chaudes" fut analysé et on arriva à la conclusion qu'il ne modifiait pas sensiblement l'évaluation quantitative de la situation radiologique.

Ce texte présente la situation en Suisse: comment elle a été déterminée, quels sont les résultats obtenus, comment ces valeurs ont été interprétées. Ce texte se restreint aux éléments importants de la situation radiologique c-à-d à ceux qui sont déterminants pour calculer la dose et pour évaluer les effets.

Organisation de mesure mise en oeuvre

En Suisse, les stations de mesure suivantes étaient opérationnelles et furent engagées pour déterminer la contamination radioactive:

- Postes de préalerte (POP)

6 postes sont installés aux abords des frontières de la Suisse (Romanshorn, Weissfluhjoch, Locarno, Morges, Saignelégier, Stein (AG)). Ils surveillent en permanence l'activité des particules en suspension dans l'air. Le dépassement d'un seuil donné de radioactivité sur un des filtres à air

* Département de Sûreté Nucléaire/Division de Radioprotection
CH 5303 WUERENLIGEN (SUISSE)

déclenche une alarme locale qui est ensuite transmise à la CNAL (centrale nationale d'alarme).

- Réseau automatique de mesure et d'alarme (NADAM)

Ce réseau permanent de surveillance et d'alarme se trouvait encore en phase d'élaboration; seulement, 11 stations étaient en service. En cas de dépassement d'un seuil d'alarme du débit de dose local, un message d'alarme est automatiquement transmis à la CNAL. Le réseau NADAM dispose actuellement d'une soixantaine de stations.

- Surveillance des environs des centrales nucléaires

Aux abords immédiats de chaque centrale nucléaire se trouvent une ou plusieurs chambres d'ionisation qui enregistrent automatiquement le débit de dose local, toutefois sans déclencher d'alarme.

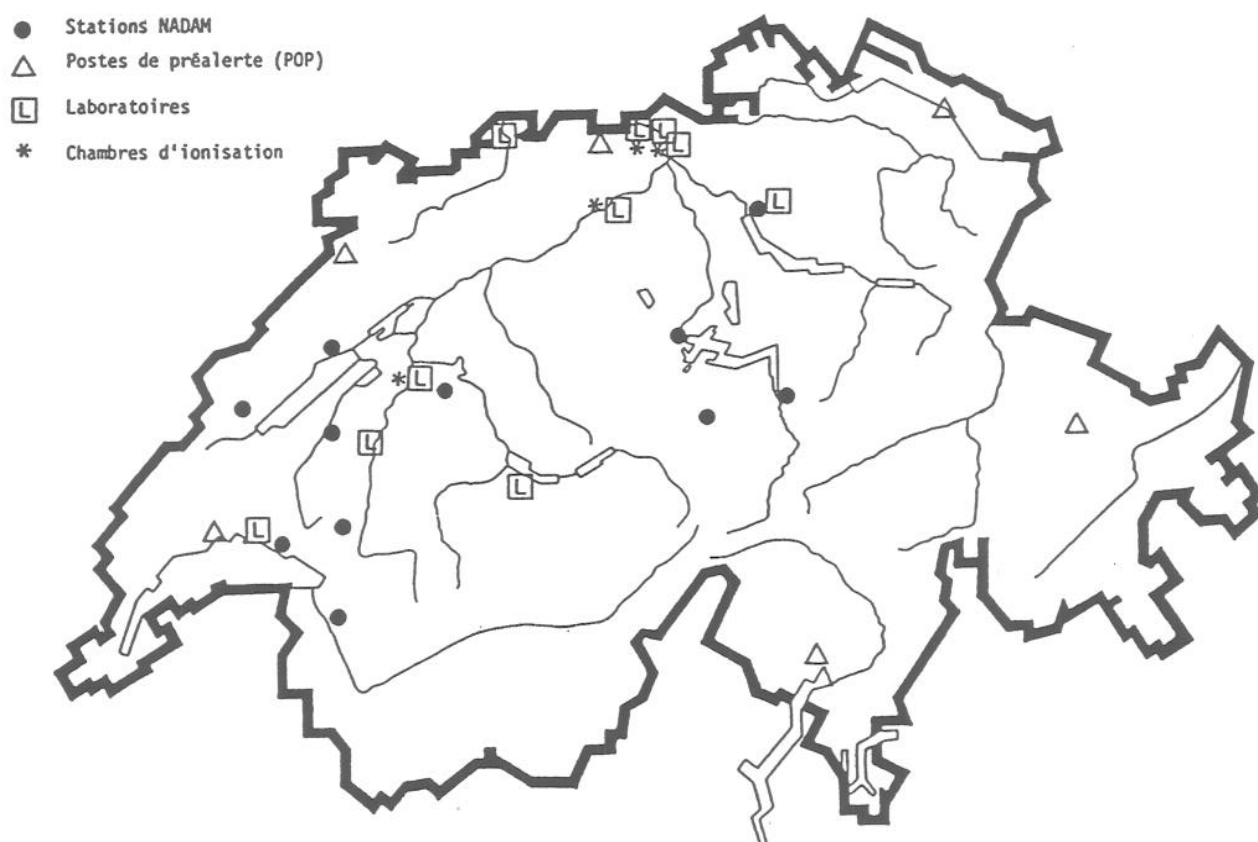


Fig. 1 : Organisation de mesure engagée lors de l'accident de Tchernobyl

Outre ces réseaux de mesure, on s'est également servi de postes de mesure mobiles et d'hélicoptères-sondeurs.

Pour mesurer la contamination des denrées alimentaires et des fourrages, on a engagé les laboratoires suivants:

IFR	:	Institut fédéral de recherches en matière de réacteurs
LFR	:	Laboratoire de Fribourg de la CSR (Commission de Surveillance de la Radioactivité)
LDU	:	Laboratoire de Dübendorf de la CSR
IRA	:	Institut de radiophysique appliquée, Lausanne
ALAB	:	Laboratoire AC de l'armée / A-labor 86, GDA Spiez (dès le 6 mai)
CN	:	Laboratoires des centrales nucléaires (dans la phase initiale)
LBS	:	Laboratoire cantonal de Bâle-Ville

D'autres laboratoires cantonaux sont intervenus par la suite.

Détection de l'événement en Suisse

Une augmentation du débit de dose et de la radioactivité de l'air a été constatée pour la première fois le 30 avril 1986 dans les endroits suivants:

- A. env. 10h30 A la centrale nucléaire de Leibstadt et à l'IFR de Würenlingen, débit de dose 3 fois supérieur à la normale.
- B. entre 10h00 et 13h00 Augmentation des valeurs mesurées dans les stations NADAM de Zurich, Lucerne, Engelberg, Altdorf.
- C. env. 13h28 Poste de préalerte du Weissfluhjoch; alarme aérosols radioactifs dans l'air.

Il est à signaler que le poste de préalerte de Romanshorn n'a pas réagi.

On peut supposer que l'arrivée des premières masses d'air radioactives a été provoqué par le front d'air froid en provenance d'Allemagne le 30 avril. (voir figure 2).

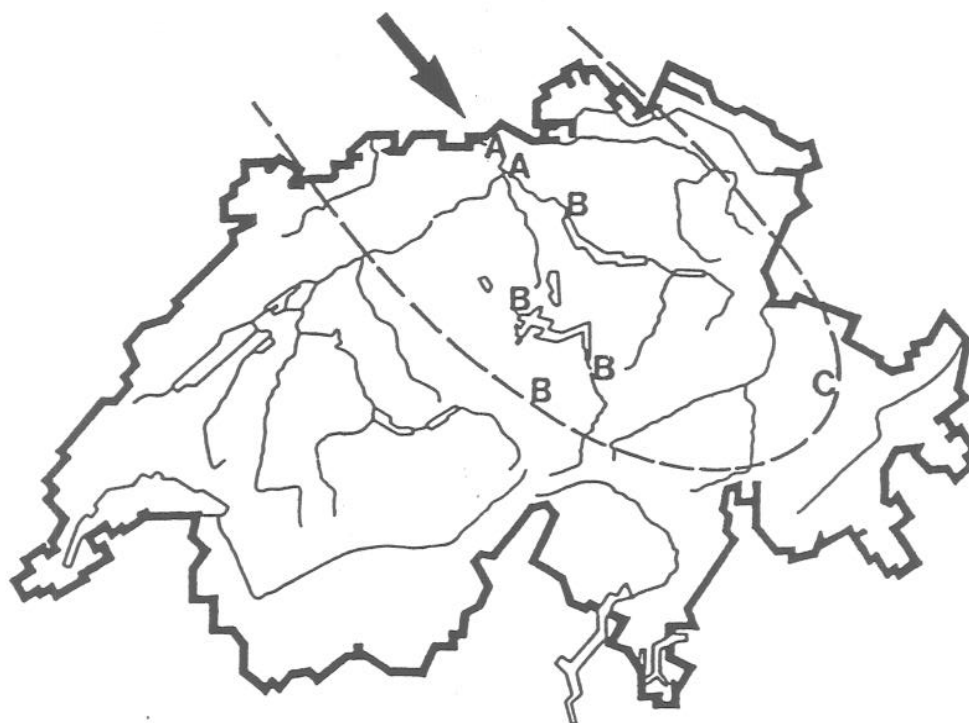


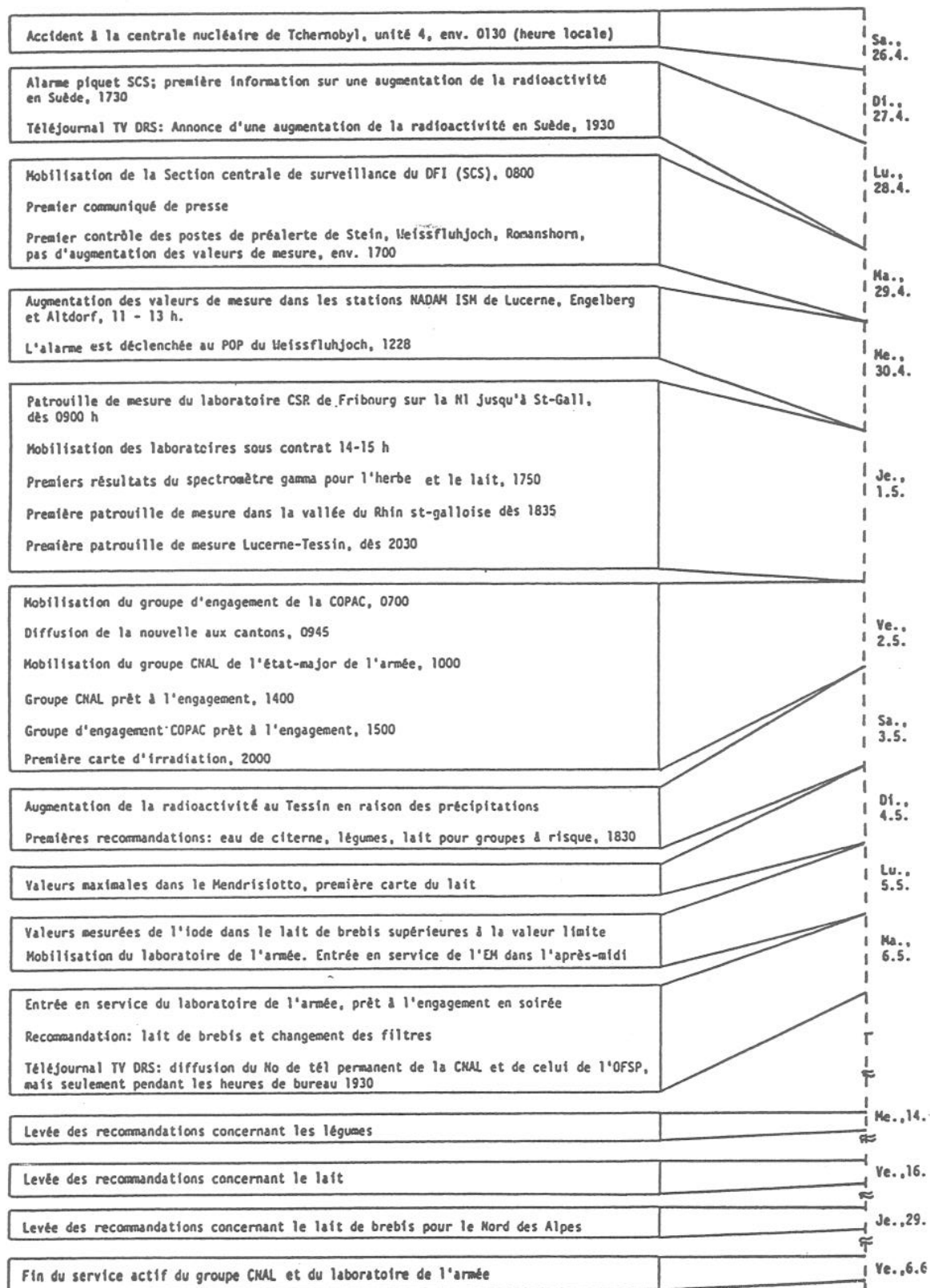
Fig. 2

En fonction de cette situation les laboratoires de mesure se sont vu confier l'évaluation d'échantillons prélevés dans l'ensemble de la Suisse. Les premiers résultats, obtenus le 1er mai 1986 et provenant de la région du nord de la Suisse, ont été les suivants:

- Herbe	~ 10.000 Bq/m ²	I-131, Rapport I-131 / Cs-137	~ 5
- Eau de pluie	~ 2.000 Bq/l	I-131, Rapport I-131 / Cs-137	~10
- Air	~ 10 Bq/m ³	I-131, Rapport I-131/Cs-137	~ 3

La figure 3, élaborée par la CNAL, récapitule la chronologie des événements en Suisse.

Fig. 3: Déroulement chronologique des événements en Suisse suite à l'accident de Tchernobyl



Radioactivité dans l'air

La radioactivité mesurée dans l'air a évolué de manière analogue dans les différentes régions du pays (voir fig. 4 pour I-131 et Cs-137). Ainsi donc, la contamination de l'air était à peu près uniforme (même ordre de grandeur) dans l'ensemble de la Suisse et si les dépôts se sont révélés quantitativement si différents, c'est principalement en raison de l'intensité variable des précipitations.

Etant donné la manière dont ont été prélevés les échantillons, la radioactivité de l'iode indiquée à la figure 4 correspond seulement à la quantité de cette substance se présentant à l'état d'aérosol. Des mesures comparatives montrent que pour obtenir la radioactivité totale de l'iode, il faut multiplier cette valeur respectivement par un facteur 5 pour la phase initiale (jusqu'au 4 mai inclus) et par un facteur 10 pour la période qui a suivi, cela afin de tenir compte également de la proportion d'iode élémentaire. Autrement dit: environ 20 % de l'iode se présentait sous forme d'aérosol et 80 % sous forme gazeuse (élémentaire, organique) durant la période qui s'est écoulée entre l'accident et le 4 mai, ces proportions passant respectivement à 10 et 90 % après le 4 mai.

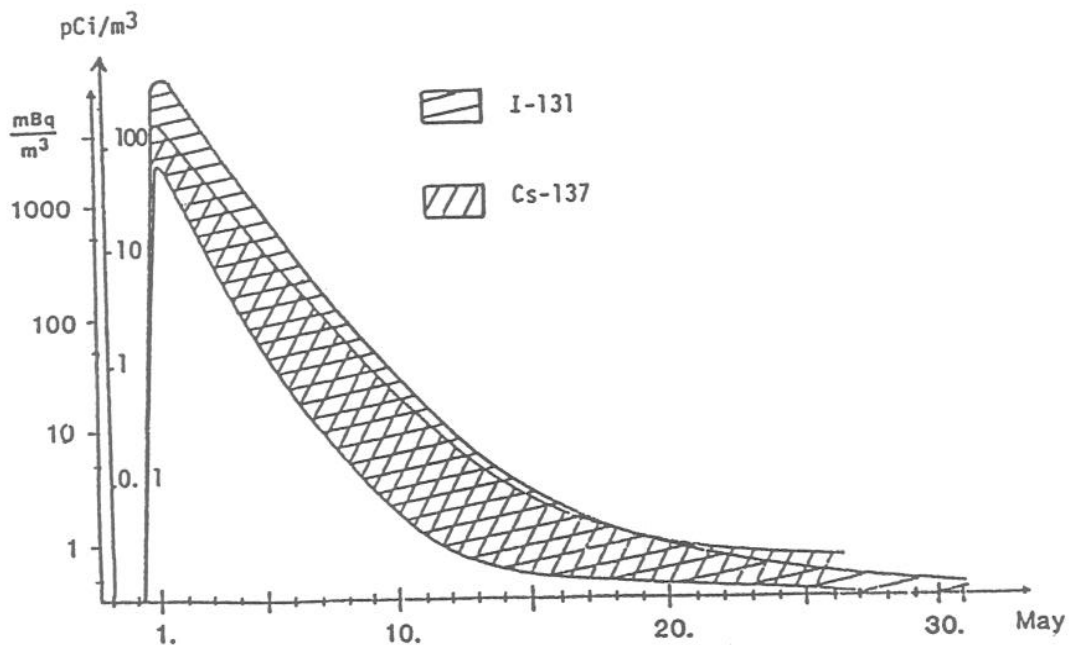


Fig. 4: Concentrations d'iode 131 (fraction aérosol uniquement) et de Césium 137 dans l'air.

On a évalué la dose maximale par inhalation de substances radioactives (dose engagée pour la période s'étendant entre le début de l'accident et la fin de l'année 1986) à $10 \mu\text{Sv}$ (1 mrem). L'irradiation externe par le nuage radioactif était également insignifiante. Ces deux voies d'exposition consécutives au nuage radioactif étaient donc négligeables.

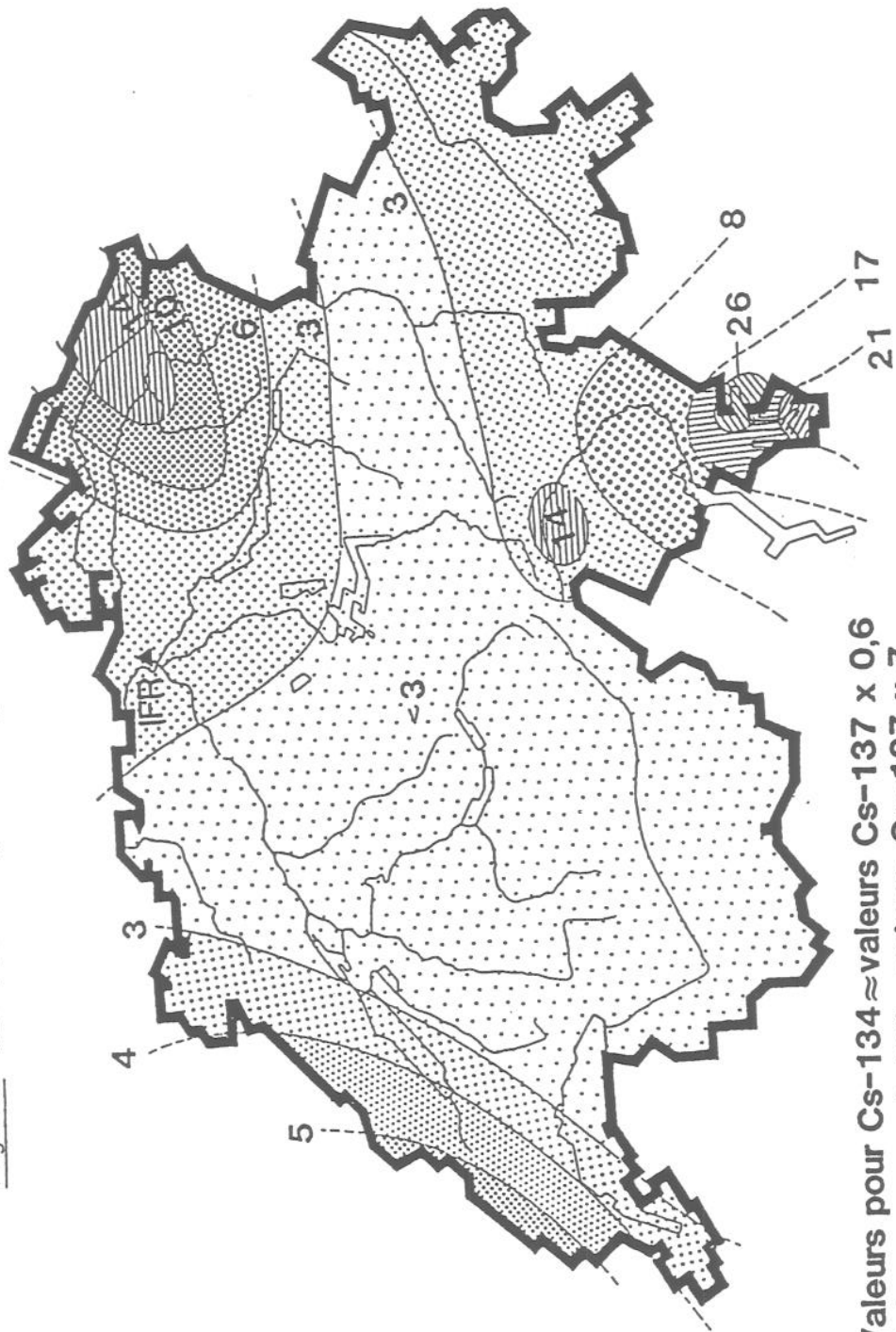
Contamination du sol

La contamination du sol n'a pas été enregistrée en détail. On a cependant accordé une grande attention à la contamination de l'herbe, vu son importance dans la voie d'exposition vache - lait - enfant en bas âge, et au débit de dose local dû à ces dépôts. A partir des valeurs mesurées, on a pu reconstituer les dépôts totaux de I-131 et de Cs-137 (voir fig. 5). Il en ressort que le taux d'irradiation était plus élevé au nord-est de la Suisse et au Tessin qu'ailleurs. Pour l'ensemble de notre pays, le dépôt moyen de I-131 a été d'environ 1 Ci/km^2 ($37 \cdot 10^9 \text{ Bq/km}^2$). Quant au dépôt de césium radioactif, il atteignait en moyenne $0,22 \text{ Ci/km}^2$ ($8 \cdot 10^9 \text{ Bq/km}^2$). La figure 6 montre un exemple de l'évolution de la radioactivité de l'herbe dans le nord de la Suisse.

Débit de dose local

Le débit de dose local (mesuré à 1 m au-dessus du sol) dû à la radioactivité déposée sur le sol à différentes dates en Suisse est illustré par les figures 8 et 9. Les valeurs maximales enregistrées sont indiquées à la figure 10. Il en ressort que, dans les régions où le débit de dose local a été le plus fort, en Suisse orientale et au Tessin, le maximum atteint équivalait à environ 10 fois la valeur du rayonnement naturel. L'évolution du débit de dose local dans le nord et le sud du pays est indiquée par la figure 7 et montre que le maximum a été atteint au Tessin avec un certain retard, en raison des précipitations plus tardives.

Fig. 5: Cs-137^{*)}: dépôts moyens en kBq/m²



*) Valeurs pour Cs-134 $\approx$ valeurs Cs-137 x 0,6
Valeurs pour I-131 $\approx$ valeurs Cs-137 x 7

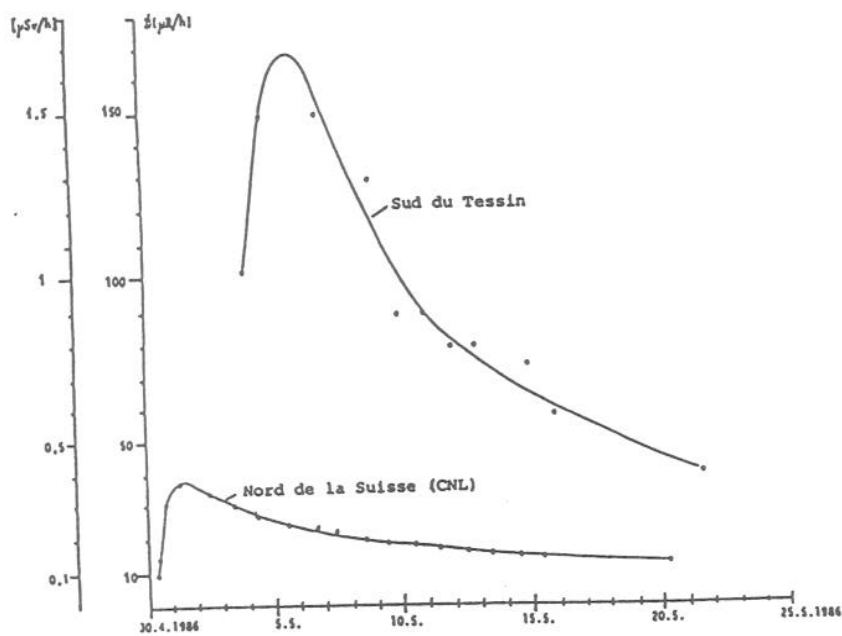
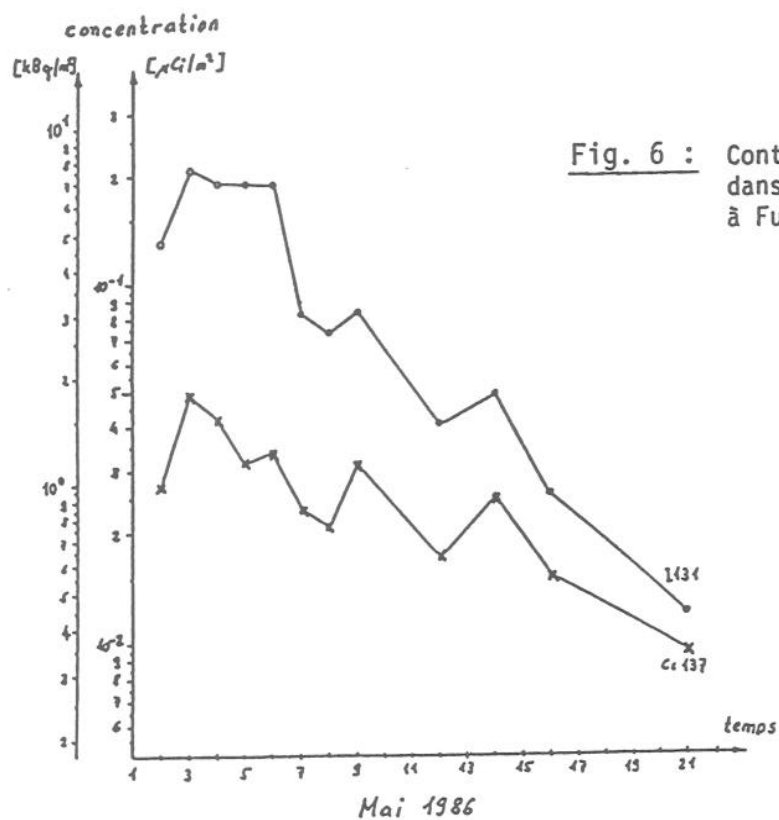


Fig. 7 : Evolution typique du débit de dose local dans le nord de la Suisse et le Tessin

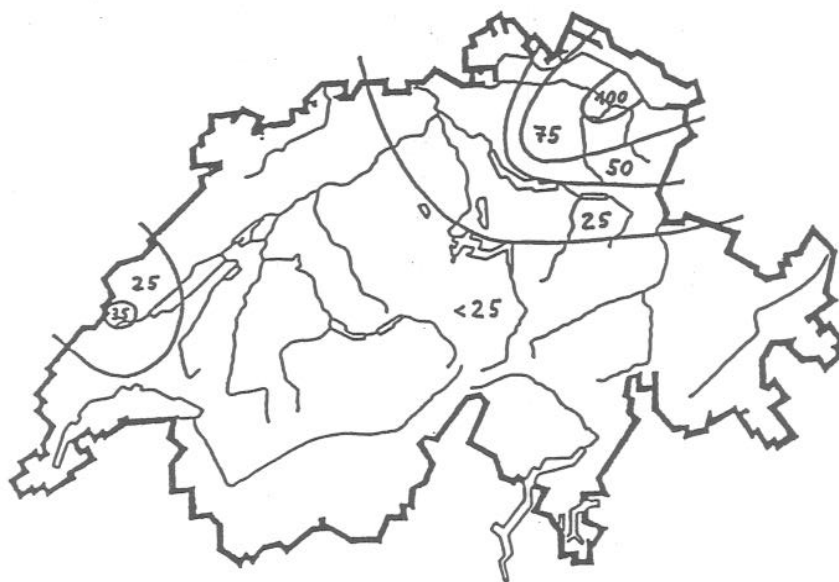


Fig. 8: Débit de dose local en $\mu\text{R/h}$ le 2.5.1986
 ($1 \mu\text{Sv/h} = 100 \mu\text{rem/h} = 100 \mu\text{R/h}$)

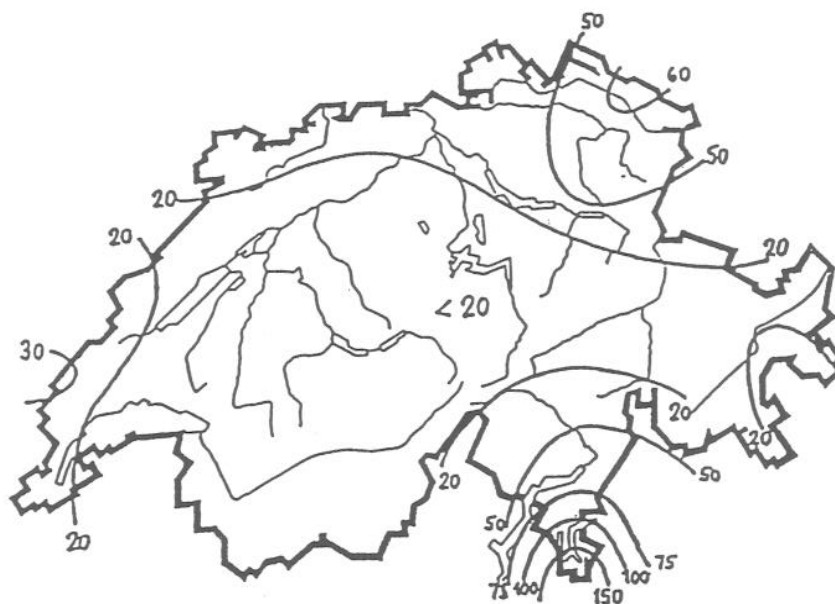


Fig. 9: Débit de dose local en $\mu\text{R/h}$ le 5.5.1986

Radioactivité dans le lait

L'évolution dans le temps de la concentration de la radioactivité dans le lait est représentée aux figures 11 et 12 pour diverses régions du pays ainsi que pour les grandes centrales laitières. On remarque que les valeurs régionales maximales ont été atteintes au Tessin (2000 Bq/l ou 50 nCi/l de I-131) et que les valeurs mesurées auprès des grandes centrales laitières plafonnaient à environ 20 % de cette valeur. Un résultat important des évaluations ultérieures sera l'établissement du lien entre la contamination de l'herbe et celle du lait de vache.

La figure 12 indique en outre la contamination du lait de vache, de brebis et de chèvre par le Cs-137 au Tessin. On remarque que les courbes diffèrent les unes des autres. La figure 13 montre la remontée de la contamination du lait pendant l'hiver 86-87, due au foin.

Etant donné la grande quantité d'iode constatée dans le petit-lait, tous les produits fabriqués à partir de celui-ci étaient également contaminés.

La contamination du lait maternel constitue également un aspect très important. La figure 14 compare la radioactivité de l'iode 131 dans le lait maternel de femmes habitant dans la région de Würenlingen à celle de cette même substance dans le lait de vache. On constate que le lait maternel n'a été que très faiblement contaminé. Seuls les nourrissons élevés au lait de vache entraient donc dans le groupe de population critique.

Radioactivité dans les légumes et la salade

La figure 15 montre la teneur des légumes à feuilles et de la salade en iode et en césium en fonction du temps pour l'ensemble de la Suisse. On constate en général que, dès le 15 mai, la contamination de ces légumes poussant en plein air avait fortement diminué par rapport au niveau qu'elle atteignait au début du mois. La contamination maximale atteignait 3700 Bq/kg (100 nCi/kg) pour l'iode et 3300 Bq/kg (90 nCi/kg) pour le césium. Un lavage minutieux de

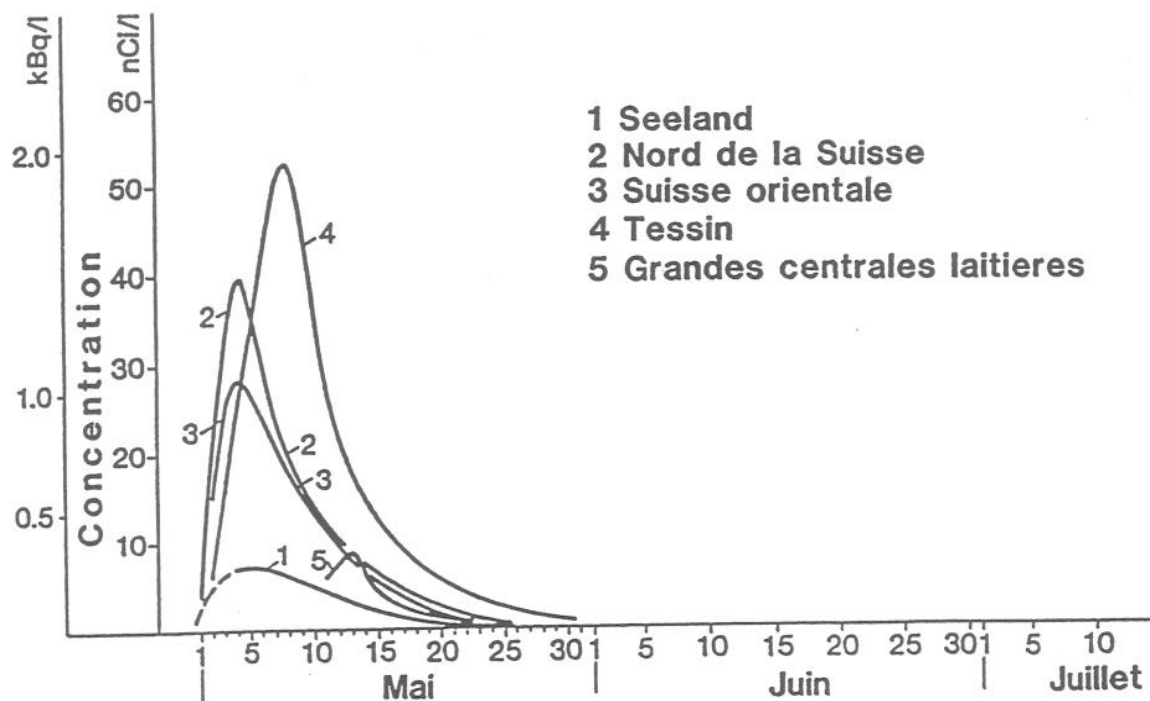


Fig.11: I-131 dans le lait de vache

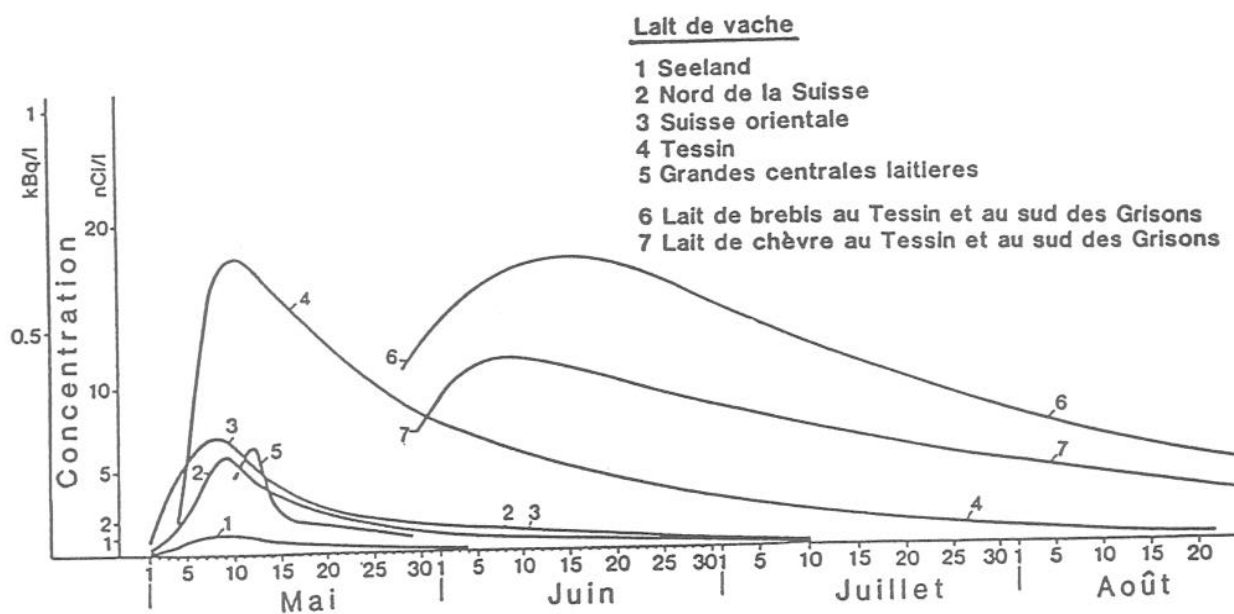
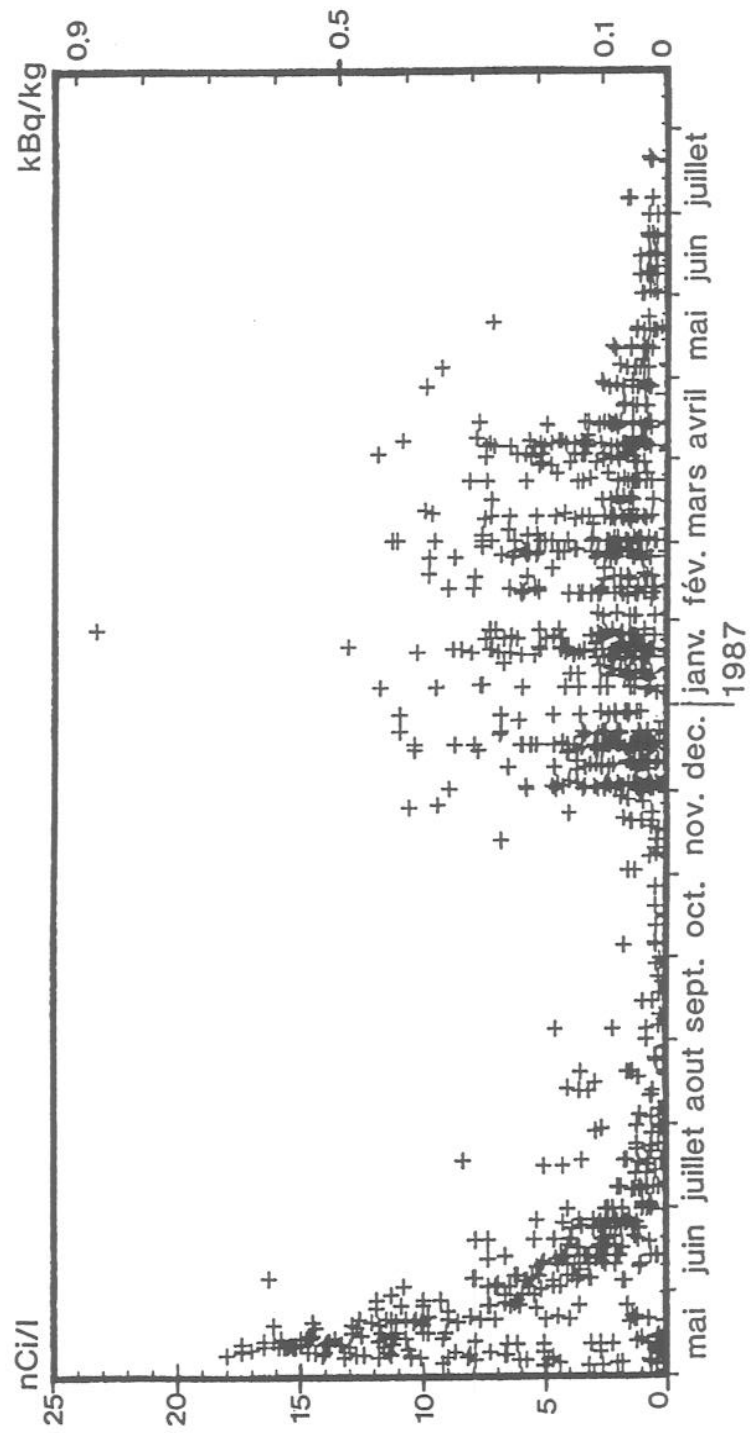


Fig.12: Cs-137 dans le lait

Cs-137 dans le lait de vache
TESSIN (Suisse italienne)



BAG/SUWZ

Fig. 13

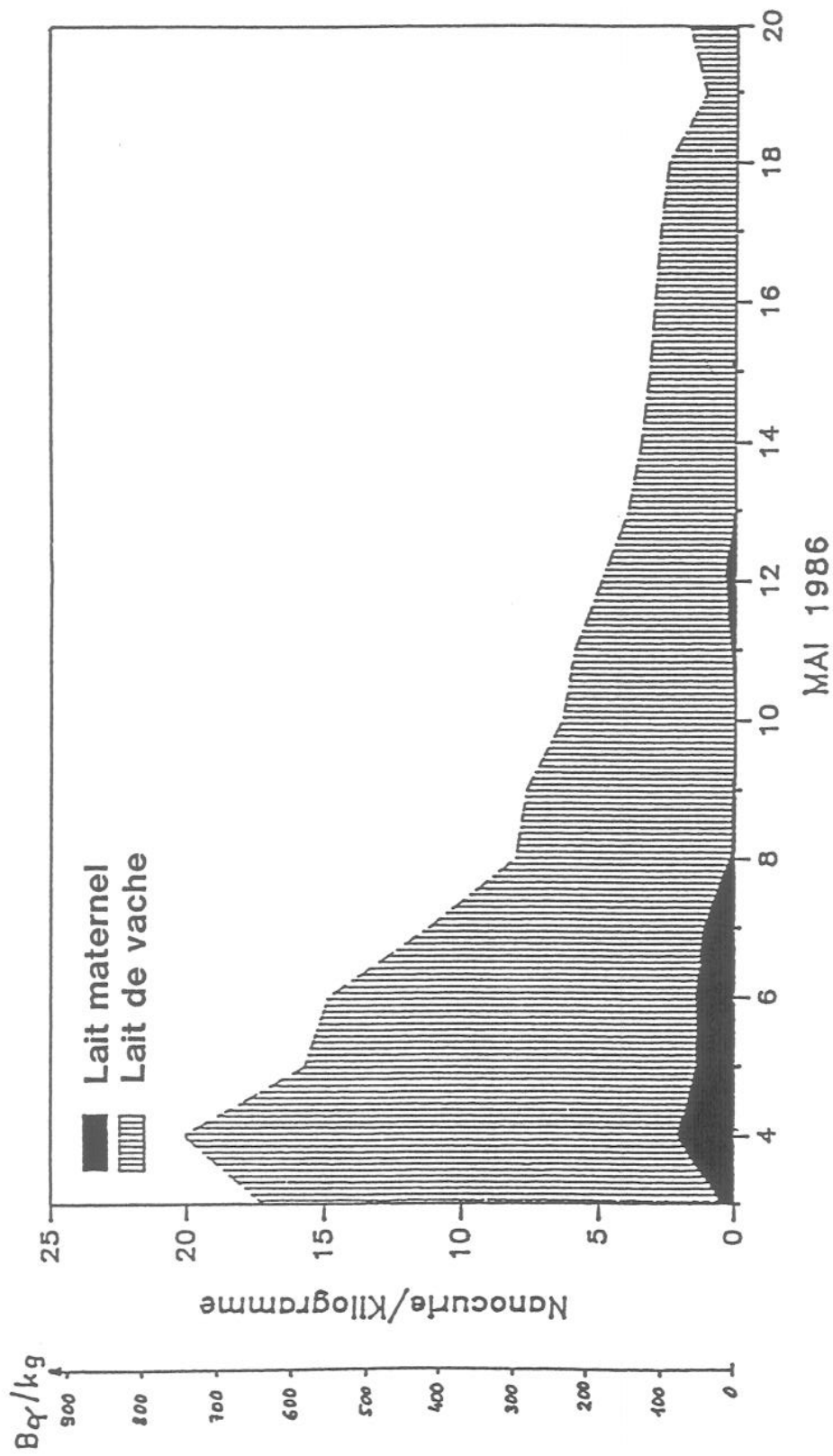


Fig. 14: Contamination du lait de vache et du lait maternel par le I-131 dans le nord de la Suisse
région de Würenlingen

ces légumes permettait de réduire de moitié la contamination par l'iode et de deux tiers celle due au césium. C'est la raison pour laquelle l'Organisation d'alarme avait ordonné, au moment de la campagne de mesure, de ne contrôler que les légumes et la salade lavés. Il est à noter que la contamination des légumes par l'iode et le césium a diminué rapidement et dans la même proportion pour les deux isotopes.

Activité dans la viande

La figure 16 donne la teneur de la viande de boeuf et de mouton en césium, telle qu'elle se présentait en Suisse (sans le Tessin et le sud des Grisons). La figure 17 indique, pour le Tessin, la contamination de la viande de boeuf, de veau, de mouton, de chèvre ainsi que du gibier par le césium. Il en ressort, comme pour le débit de dose, que les valeurs de la radioactivité ont atteint leur maximum au Tessin après le reste de la Suisse (valeur maximale: 4500 Bq/kg (120 nCi/kg) pour la viande de chèvre) et que, pour cette raison, elles ont diminué également avec un certain retard. La figure 18 décrit la situation à plus long terme pour les viandes de boeuf et de veau.

Radioactivité dans d'autres denrées alimentaires

On a effectué des prélèvements par échantillonnage sur presque toutes les denrées alimentaires de saison, afin d'en analyser la contamination radioactive. En raison de la faible consommation quotidienne et des taux de contamination observés, ces produits n'ont qu'une importance mineure par rapport à ceux traités plus haut. De plus, toutes les denrées alimentaires importées ont été analysées (échantillons) quant à leur teneur en substances radioactives, ce qui conduisit à quelques interdictions. En octobre 1986, seule la concentration de césium dans les poissons du Lac de Lugano constituait encore un problème. On a en effet mesuré des valeurs jusqu'à 3500 Bq/kg

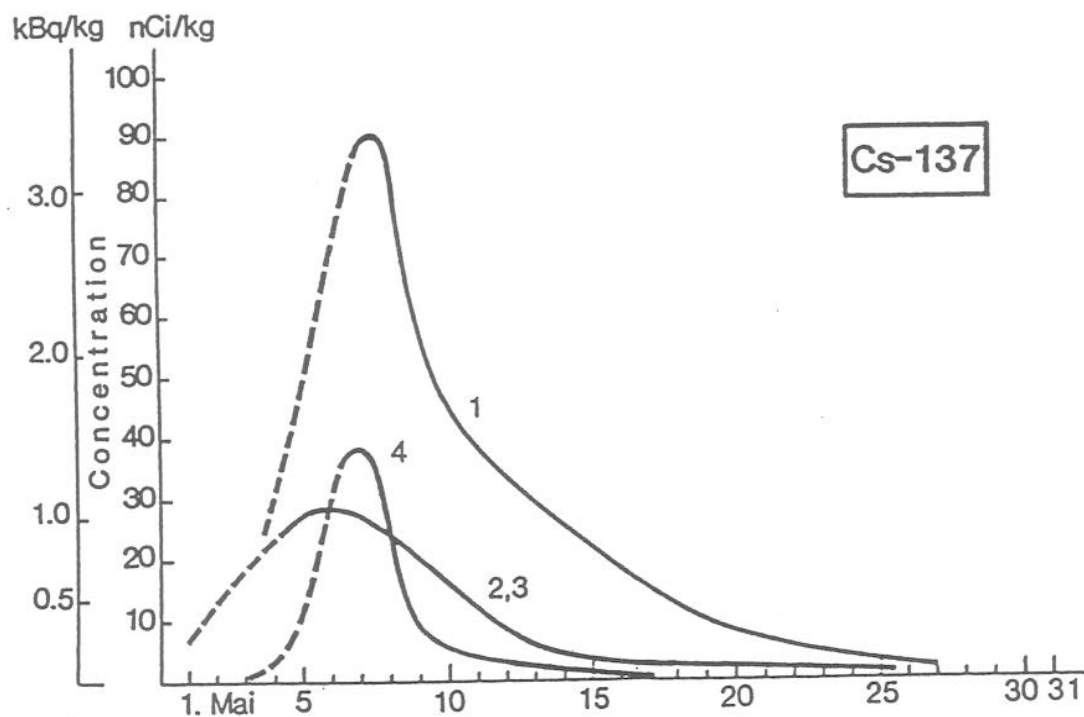
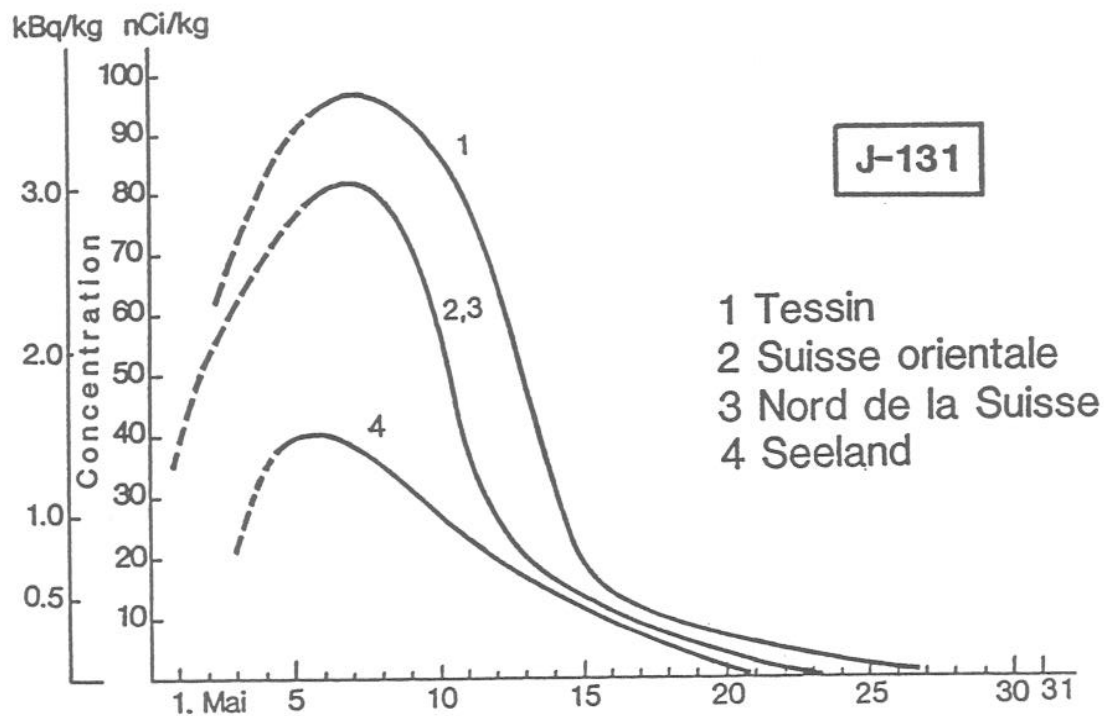
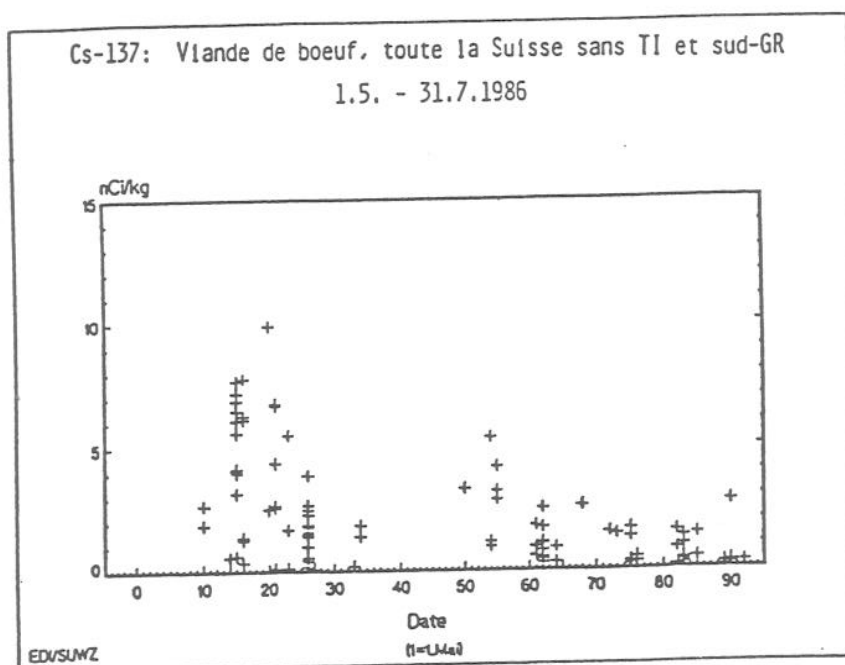
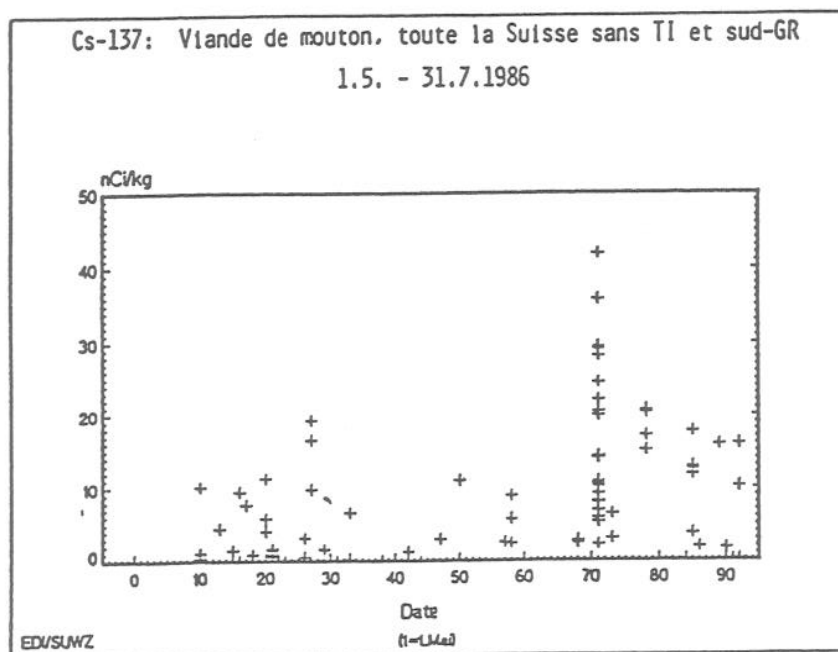


Fig. 15: Contamination des légumes à feuilles et de salade dans l'ensemble de la Suisse

Fig. 16: Contamination de la viande de boeuf et de mouton. Résultats des mesures de toute la Suisse sans le Tessin ni le sud de Grisons



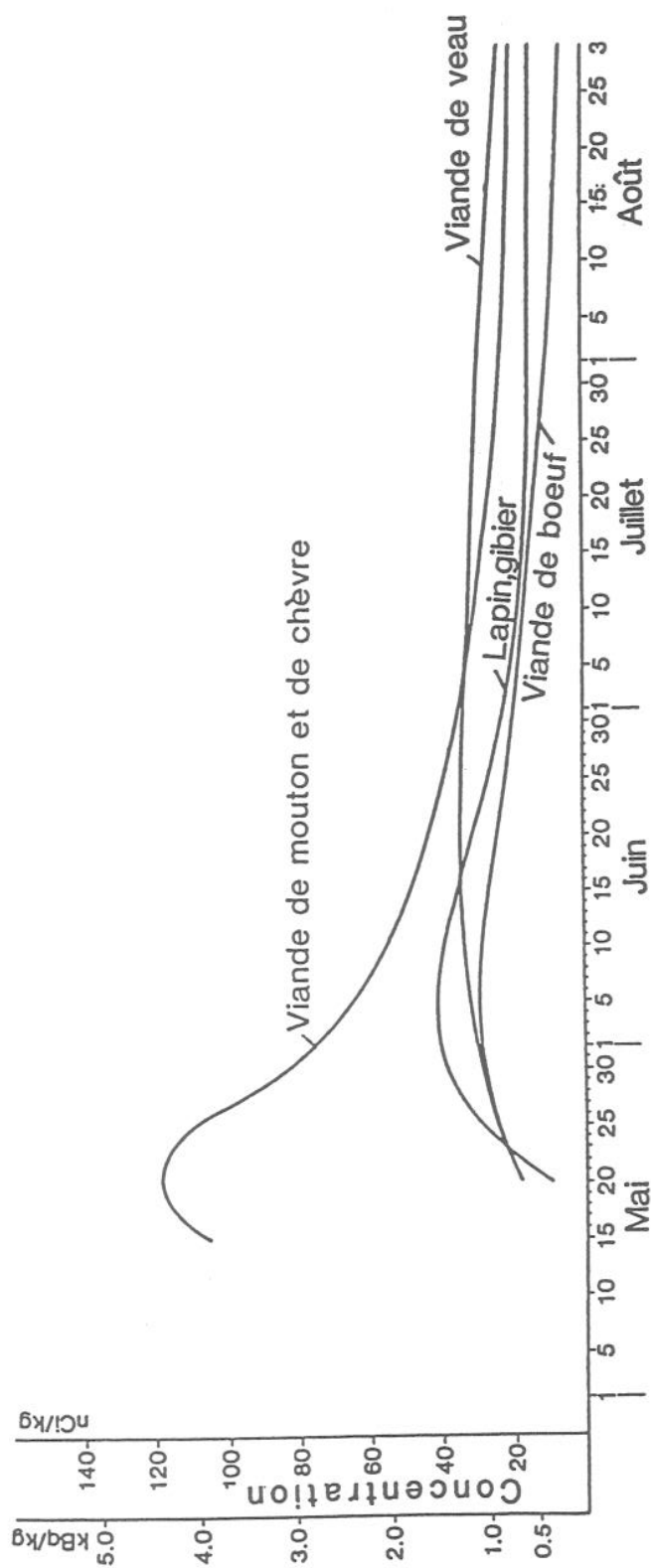


Fig. 17: Cs-137 dans la viande (Tessin et Sud des Grisons)

Cs-137 dans la viande de boeuf et de veau **TESSIN - Suisse méridionale**

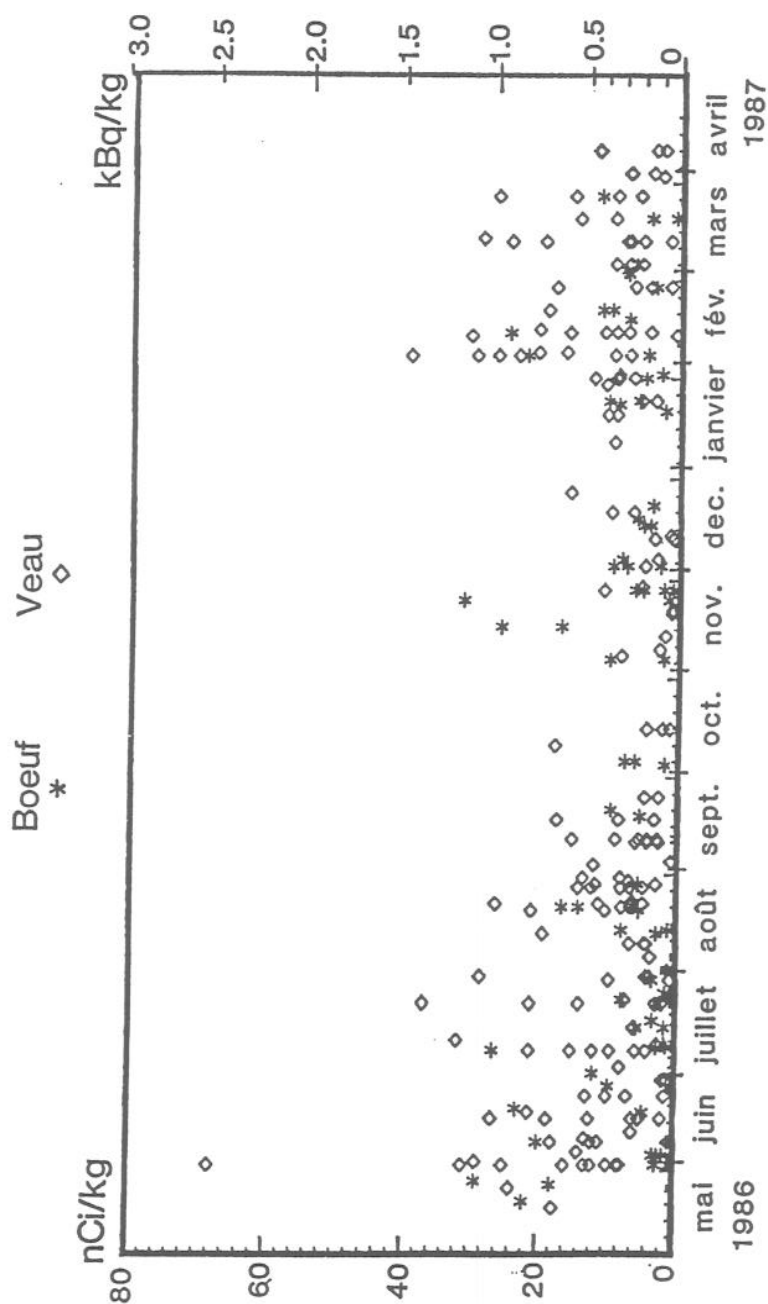


Fig.18

(100 nCi/kg), ce qui a incité les autorités à interdire la pêche dans ce lac. La contamination des poissons d'autres lacs et cours d'eau par le césium était inférieure d'au moins un facteur 3, ce qui permit de renoncer à des restrictions.

Le tableau suivant résume les valeurs maximales de contamination mesurées ainsi que les périodes de décroissance effectivement observées durant la phase initiale de contamination.

Denrées alimentaires et radionucléides	Valeurs maximales Bq/kg (nCi/kg)	Périodes de décroissance (jours)
Lait de vache I-131	~ 2'000 (55)	~ 5
Cs-137	~ 650 (18)	10-20
Lait de brebis I-131	~10'000 (270)	~ 5
et de chèvre Cs-137	~ 650 (18)	10-20
Salade, I-131	~ 3'700 (100)	~ 3
Légumes Cs-137	~ 3'300 (90)	~ 3
Viande de vache et de boeuf Cs-137	~ 1'000 (27)	30
Viande de chèvre et de mouton Cs-137	~ 4'000 (110)	20

Base de décision pour les mesures de protection

Afin d'être à même de prendre des décisions, il fallait d'une part que soient fixés les objectifs en matière de radioprotection, autrement dit les limites de doses. D'autre part, il fallait que l'on disposât de données de mesure concernant la situation radiologique et permettant l'élaboration de pronostics et enfin, de facteurs permettant de convertir en doses la radioactivité incorporée.

Pour maîtriser la situation créée par l'accident de Tchernobyl, on a mobilisé l'Organisation d'alarme constituée de la Commission de protection AC et de la Centrale nationale d'alarme. Il était donc judicieux de se baser sur le plan élaboré antérieurement par l'Organisation d'alarme, d'en reprendre les objectifs de protection et de se conformer au schéma des mesures à prendre en fonction des doses prévues. Cet objectif était de faire en sorte que les doses par ingestion restent inférieures à 5 mSv (500 mrem). Comme les doses externes étaient faibles et que la plus grande partie de la dose consécutive à Tchernobyl est accumulée durant la première année, ce but est pratiquement identique aux objectifs utilisés habituellement pour les cas où les sources radioactives sont sous contrôle:

- La dose subie par le groupe de population le plus touché ne doit pas excéder 5 mSv (500 mrem) par année. Pour la majeure partie de la population, la dose doit rester si possible inférieure à 1 mSv (100 mrem) par année. Pour sa part, l'OPR (ordonnance concernant la protection contre les radiations, dite ordonnance sur la radioprotection) indique la même limite de 500 mrem (5 mSv) par an.
- La dose à la glande thyroïde ne doit pas dépasser 50 mSv (5 rem) par an pour la population la plus touchée. Pour la majeure partie de la population, elle devrait se situer si possible en-dessous de 30 mSv (3 rem) par an.

Il s'agissait donc de s'en tenir au principe de protection institué antérieurement par l'Organisation d'alarme et, dans la mesure du possible,

d'essayer de respecter aussi les limites en vigueur pour les situations normales où les sources radioactives sont sous contrôle.

Comme base de calcul des doses par ingestion, on s'est servi des tableaux de conversion publiés récemment par l'Institut für Strahlenhygiene de Neuherberg (RFA), qui reposent sur les modèles et les méthodes de calcul recommandés par la publication CIPR 30. (réf. 6)

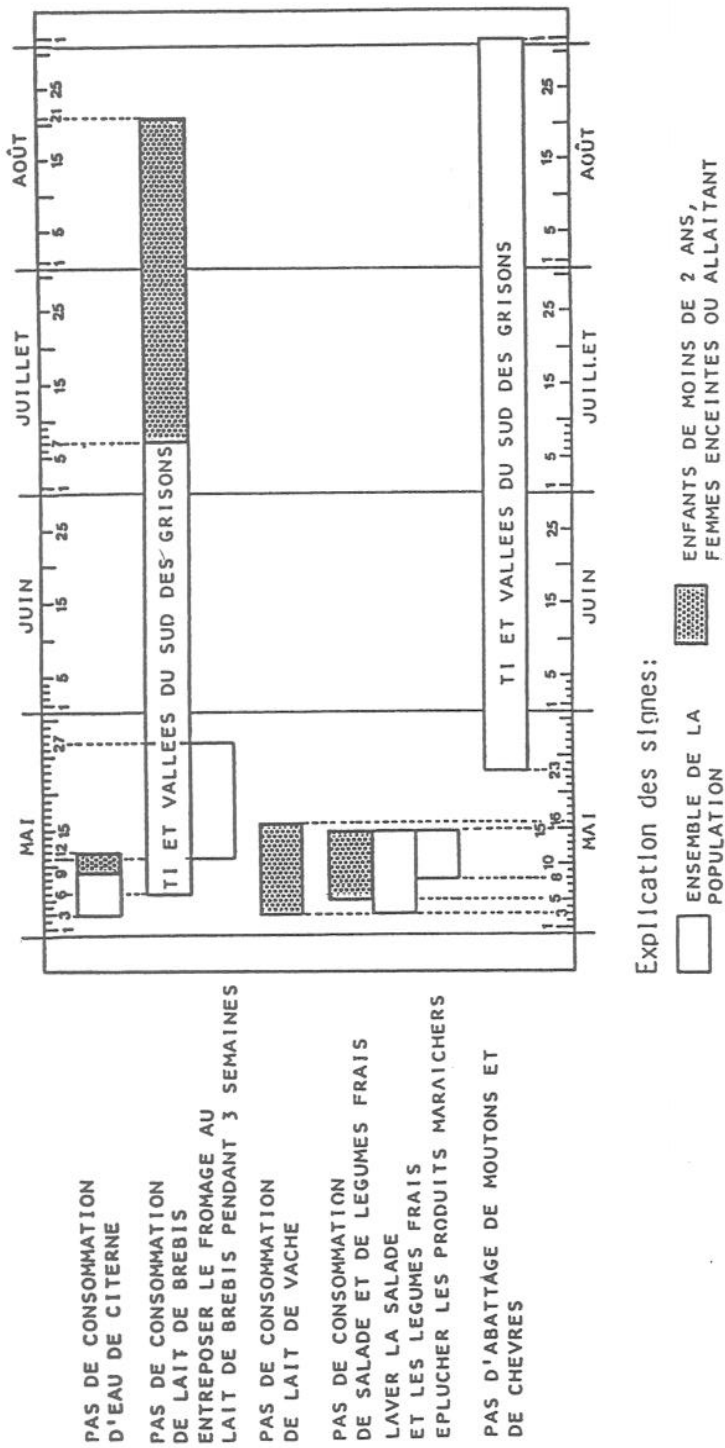
Il est utile de se remémorer la situation en ce qui concerne les résultats des mesures, telle qu'elle se présentait au début du mois de mai 1986. A cette époque en effet, on ne disposait que de peu de résultats de mesures, parfois très divergents, qui ne donnaient donc pas une image complète de la réalité. Les valeurs maximales et la régression prévisible de la contamination étaient incertaines. D'emblée, il était clair que les conditions météorologiques influenceraient fortement la situation radiologique. De plus, un certain nombre de données importantes n'étaient pas encore disponibles, du fait que certaines méthodes de mesure exigeaient beaucoup de temps (p.ex. détermination du strontium). Or, c'est dans ce contexte qu'il fallait prendre les décisions qui s'imposaient en matière de radioprotection; décisions qui devaient tomber très rapidement, notamment en ce qui concerne l'iode, pour avoir quelque chance d'être véritablement efficaces. L'incertitude des pronostics rendait difficile cette prise de décision. Il était inévitable qu'elle soit influencée par des points de vue subjectifs et intuitifs. Il n'est donc guère étonnant que d'autres pays aient pris des décisions différentes.

Mesures de protection instaurées

Toute mesure de protection imposée et ayant force contraignante a des conséquences financières. Dès le début, il était donc évident que celles que l'on prendrait, devaient entraîner une réduction sensible des doses, sous peine d'être inopportunes. On partit donc du principe que, puisque le but était de ne pas dépasser une dose de 5 mSv (500 mrem), des mesures de protection qui, dans le meilleur des cas, provoqueraient une diminution de

0,1 mSv (10 mrem) de la dose dans le groupe critique ne feraient qu'induire des dépenses sans avoir de conséquence véritablement positive. On y renonça donc. En revanche, on estima que des mesures de protection qui entraîneraient une diminution de dose de 0,5 mSv (50 mrem) étaient justifiées. On n'en décelait cependant guère, qui promettent une telle diminution de dose. Il y a entre ces deux valeurs toute une zone, dans laquelle il est difficile de juger de l'opportunité d'instaurer des mesures de protection. C'est à partir de l'évaluation de cette situation que s'est dessinée la voie suivie en Suisse pour maîtriser le problème des doses consécutives à l'accident de Tchernobyl: Elle consista à renoncer, à quelques rares exceptions près, à instaurer des mesures contraignantes, et se limita à des recommandations officielles. Les seules véritables interventions ont été le fait du gouvernement tessinois, approuvées par les instances fédérales. Elles concernaient entre autre le transport du lait du nord du Tessin dans le sud et visaient à limiter la radioactivité totale dans le lait à 555 Bq/l (15 nCi/l) au maximum aussi dans le sud de ce canton. D'autre part, le Département Fédéral de l'Intérieur s'est résolu en septembre 1986 à interdire la pêche dans le lac de Lugano.

Subsidiairement, on fit toute une série de recommandations qui sont résumées à la figure 19. Celle qui provoqua la plus forte diminution de la dose fut l'invitation à renoncer au lait frais pour les enfants en bas âge et les femmes enceintes. Penchons-nous donc brièvement sur cette recommandation. Dans les premiers jours qui ont suivi les retombées, environ $1,5 \cdot 10^{15}$ Bq (40.000 Ci) d'iode 131 s'était déposés sur la Suisse. D'emblée, il ne faisait aucun doute que ce iode ne poserait des problèmes que pendant quelques semaines seulement, puisqu'il se désintègre rapidement (période de 8 jours). Mais l'on savait également que, dans ces circonstances, une activité élevée apparaîtrait dans le lait en l'espace de quelques jours. En outre, on avait des raisons de supposer que ce lait ne constituerait pas un problème pour les adultes. Effectivement, la dose due à l'iode aux adultes les plus touchés en raison de la consommation de lait n'a même pas atteint 0,1 mSv (10 mrem). En revanche, la situation se présente tout différemment pour les nouveaux-nés et les enfants en bas âge. Comme ils consomment de grandes quantités de lait et que leur glande thyroïde est petite, on a éta-



Explication des signes:

ENSEMBLE DE LA POPULATION

ENFANTS DE MOINS DE 2 ANS, FEMMES ENCEINTEES OU ALLAITANT

Fig. 19: Sommaire des recommandations

bli que l'iode 131 est 12 fois plus radiotoxique pour eux que pour les adultes. Si l'on voulait que la dose aux petits enfants due à la contamination par l'iode ne soit pas plus élevée que celle des adultes, il fallait, tout au moins pendant la période critique, faire en sorte que les enfants en bas âge et les nourrissons ne consomment pas de lait frais. C'est cette analyse qui a poussé les autorités à recommander, que les enfants en bas âge et les femmes enceintes s'abstiennent de consommer du lait frais. Les excédents de lait frais ainsi que la forte demande de lait en poudre permettent de conclure que cette recommandation a été très bien suivie.

Bases de calcul des doses d'irradiation

Lors d'un accident dans une centrale nucléaire, les doses que l'être humain peut absorber se composent de 4 éléments, à savoir:

- la dose par irradiation externe provenant du nuage radioactif,
- la dose par inhalation de substances radioactives,
- la dose par irradiation externe causée par les substances radioactives déposées sur le sol,
- la dose causée par l'ingestion d'aliments radioactifs.

Dans le cas de Tchernobyl, les contributions provenant de l'irradiation par le nuage radioactif et de l'inhalation ne représentaient qu'environ 1 % de la dose totale. On peut donc considérer ces deux éléments comme négligeables. A long terme, c'est la dose par irradiation externe due à la contamination du sol qui sera prépondérante; pour 1986 en revanche, c'est la dose par ingestion qui constitue la part la plus importante de la dose totale.

Dose externe

La dose externe se calcule par la formule suivante:

$$H_{\text{eff externe}} = H \cdot t$$

$H_{\text{eff externe}}$ = Equivalent de dose au corps entier par irradiation externe [Sv]

H = débit de dose local [Sv/h]

t = temps passé dehors [h]

La figure 7 montre l'évolution du débit de dose local H dans le nord de la Suisse et au Tessin. Au cours des premiers mois qui ont suivi l'accident, H a nettement diminué; aujourd'hui cependant, cette valeur est presque stable et elle ne baissera que fort peu au cours des prochaines années. La plus forte hausse du débit de dose local consécutivement à l'accident de Tchernobyl a été notée au Tessin. Si l'on intègre ces valeurs sur toute l'année 1986, on obtient environ 1,6 mSv (160 mrem). Cela signifie que des personnes habitant au Tessin et passant en moyenne 6 heures par jour à l'air libre accumuleront une dose supplémentaire d'environ 0,4 mSv (40 mrem) en 1986.

Dose par ingestion

La dose par ingestion se calcule par la formule suivante:

$$H_{\text{eff ingestion}} = C \cdot K \cdot D \cdot t$$

$H_{\text{eff ingestion}}$ = Equivalent de dose au corps entier par ingestion d'aliments radioactifs [Sv]

C = contamination des denrées alimentaires [Bq/kg]

K = consommation journalière [kg/jour]

D = facteur de dose [Sv/Bq]

t = période d'ingestion [jours]

La figure 20 indique les consommations journalières et les facteurs de dose utilisés.

Doses individuelles

Le calcul des doses individuelles consécutives à l'accident de Tchernobyl a été effectué pour la région la plus touchée de Suisse qui est le sud du Tessin. Comme on l'a déjà dit, on estime que dans cette région, la dose externe atteint 0,4 mSv en 1986.

Il y a lieu de noter que des mesures préventives ont été prises dans le sud du Tessin en vue de réduire les doses. Ainsi, du lait moins radioactif provenant du Sopraceneri a été transporté dans le sud pour y être vendu comme lait de consommation. Cela a réduit les doses, mais compliqué les calculs. Pour évaluer les doses du mois de mai, on a préféré utiliser les valeurs mesurées dans la seconde région la plus touchée de notre pays (nord de la Suisse) et cela aussi bien pour le lait que pour les légumes et la salade. Ainsi, la dose calculée serait celle absorbée par une personne qui aurait déménagé du nord de la Suisse au sud du Tessin à fin mai.

Pour ce qui est du Cs-137, on a pu maintenir, au Tessin la radioactivité dans le lait de consommation en-dessous de 185 Bq/l (5 nCi/l). Pour le calcul de la dose, on a donc introduit cette valeur durant la première moitié du mois de juin. Ultérieurement, on a appliqué au calcul de la dose l'évolution de la radioactivité du Cs-137 indiquée aux figures 12 (courbe 4) et 13.

Fig. 20: Facteurs de dose et consommations journalières pour différents groupes de population

Facteurs de dose par ingestion (réf. 6)

Nucléide	Facteurs de dose [Sv/Bq]		
	Adultes	Enfants 10 ans	Enfants 1 an
I-131 1)	$1,3 \cdot 10^{-8}$	$2,8 \cdot 10^{-8}$	$1,1 \cdot 10^{-7}$
Cs-137	$1,4 \cdot 10^{-8}$	$9,3 \cdot 10^{-9}$	$9,3 \cdot 10^{-9}$
Cs-134	$2,0 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$

Consommations journalières pour différents groupes de population

Denrée	Adultes	Enfants 10 ans	Enfants 0-2 ans
Lait (l/d)	0,5	0,5	0,7
Légumes et salade(kg/d)	0,2	0,2	0,030 2)
Viande (kg/d)	0,1	0,1	--
Viande spéciale a)(kg/d)	0,025	0,025	--
Viande spéciale b)(kg/d)	0,025	0,025	0,020

1) = Le facteur de dose indiqué est utilisé pour calculer l'équivalent de dose efficace au corps entier à la suite de l'absorption d'I-131. La dose à la glande thyroïde est 33 fois plus élevée

2) = Cette valeur vaut pour le mois de mai, où l'offre de légumes frais n'était pas aussi étendue que plus tard dans l'année.

a) = Viande de mouton et de chèvre

b) = Lapin, gibier, poulet, abats, poisson

D'autre part, les valeurs de mesure ont été évaluées de telle sorte que la courbe prise en compte constitue une enveloppe des points de mesure, à l'exception de quelques valeurs extrêmes seulement. Cette méthode ne vise pas à déterminer la dose moyenne dans la région la plus touchée, mais à calculer la dose absorbée par les personnes les plus touchées dans la région la plus fortement contaminée. A l'aide de mesures anthropogammamétriques, on a pu montrer que les valeurs calculées sont correctes et qu'elles ont même une tendance à surévaluer les doses réelles. De plus, on a pu faire la preuve que le Suisse moyen n'a accumulé que 10 % environ des doses ainsi calculées.

Après que l'on eut minutieusement analysé la composition des retombées, il était manifeste que l'iode 131 ainsi que le césium 134 et 137 étaient les isotopes constituant la source majeure des problèmes. Il était également clair que les doses par ingestion pour l'année 1986 résultaient presque exclusivement de la consommation d'aliments, respectivement de fourrages, contaminés par les retombées radioactives. Ainsi, c'est la contamination de l'herbe qui a provoqué les plus fortes doses par le truchement du lait et de la viande, la contamination de la salade et des légumes n'ayant eu des effets non négligeables que pendant le mois de mai. Comparativement à la contamination directe, la contamination des plantes par l'intermédiaire des racines est sans importance en 1986. Des estimations de la contribution à la dose d'autres denrées alimentaires et d'autres radionucléides ont montré que ces sources constituent à peine 20 % (10 % pour les autres denrées alimentaires + 10 % pour les autres radionucléides) de la dose calculée pour l'iode et le césium dans le lait, la viande et les légumes. C'est la raison pour laquelle on a augmenté la dose calculée de 20 %, afin de tenir compte de cet apport supplémentaire.

La figure 21 montre les doses par ingestion calculées selon le schéma ci-dessus pour les personnes les plus touchées dans la région la plus fortement contaminée. A ces doses par ingestion, il faut encore ajouter la dose externe de 0,4 mSv (40 mrem). On obtient ainsi, pour l'année 1986, les valeurs suivantes:

Dose consécutive à l'accident de Tchernobyl (pour 1986) subie par la population la plus touchée dans la région la plus fortement contaminée de la Suisse	mSv	mrem
Adultes	1,5	150
Enfants (10 ans)	1,4	140
Enfants en bas âge		
- Recommandations non suivies	2,0	200
- Recommandations suivies	1,0	100

En Suisse romande, sur le Plateau et en Valais, la dose correspondante était environ 10 fois plus faible.

Doses collectives

La dose collective pour l'ensemble de la Suisse se calcule en multipliant la dose moyenne subie par une personne par le nombre d'habitants de notre pays. Le calcul des doses individuelles a montré que ces dernières variaient très peu d'une classe d'âge à l'autre. C'est la raison pour laquelle on a déterminé une seule dose moyenne représentative pour tous les groupes d'âge. Ce mode de calcul est suffisamment correct, si l'on se souvient que 10 % de la population seulement est âgée de moins de 9 ans et qu'il est difficile d'estimer dans quelle mesure les recommandations ont été suivies.

A partir de la carte des valeurs maximales des débits de dose (fig. 10), on peut calculer que la valeur moyenne pour la Suisse doit se situer à 15 % de la valeur maximale relevée au Tessin. Si l'on considère en outre que les doses calculées sont celles qui ont été absorbées par le groupe de personnes le plus touché de la région la plus contaminée (c.à.d. en principe pour les personnes consommant leur propre production) et que le Suisse moyen ne passe que fort rarement 6 heures par jour en plein air, il semble judicieux d'évaluer la dose moyenne à 10 % des doses maximales. Cette hypothèse a

Fig. 21: Prognostic de la dose par ingestion en 1986

Chiffres valables pour les personnes les plus touchées dans la région la plus contaminée

Denrée alimentaire		I-131 (Bq)	Cs-137 ¹⁾ (Bq)	Dose à la glande thyroïde (mSv)	Equivalent de dose efficace (mSv)
Adulte	lait	6.300	9.150	2,7	0,31
	légumes	5.200	1.650	2,2	0,11
	viande		19.900		0,5
	divers ²⁾				0,2
	Somme	11.500	30.700	4,9	~ 1,1
Enfant, 10 ans	lait	6.300	9.150	5,8	0,33
	légumes	5.200	1.650	4,8	0,17
	viande		19.900		0,34
	divers ²⁾				0,20
	Somme	11.500	30.700	10,6	~ 1,0
Enfant, 1 an (recommandations suivies)	lait	1.800	11.600	6,5	0,4
	légumes	200	100	0,7	0,02
	viande		2.400		0,04
	divers ²⁾				0,1
	Somme	2.000	14.100	7,2	~ 0,6
Enfant, 1 an (recommandations non suivies)	lait	8.800	12.800	32,0	1,20
	légumes	800	250	3,0	0,09
	viande		2.400		0,04
	divers ²⁾				0,25
	Somme	9.600	15.450	35,0	~ 1,6

1) Le Cs-134 a été pris en considération dans le calcul; sa radioactivité atteignait partout 55 % de celle du Cs-137.

2) Correction pour les autres denrées alimentaires et les autres nucléides (supplément de 20 %)

d'ailleurs été confirmée par des mesures anthropogammamétriques effectuées à l'IFR. Au total, quelques 240 personnes venant de différentes régions de la Suisse ont été mesurées à l'anthropogammamètre pour déterminer la teneur en césium 134 et 137 de leur corps. Comme on le prévoyait, c'est chez les producteurs-consommateurs tessinois que l'on trouva les plus fortes incorporations: Une mesure effectuée le 20 juillet montra un résultat équivalant à 90 % de la valeur calculée, une seconde mesure effectuée le 20 août révéla 75 % de cette valeur. Cependant, la moyenne établie pour 150 personnes contrôlées entre la mi-juillet et le début du mois de septembre 1986 n'atteignait que 8,5 % de l'incorporation de césium calculée. Les figures 22 et 23 montrent les résultats des mesures effectuées sur des personnes habitant le Plateau suisse. La figure 24 récapitule toutes les mesures anthropogammamétriques effectuées.

De ces chiffres et considérations, on peut déduire que la dose subie par le Suisse moyen en 1986 consécutivement à l'accident de Tchernobyl n'excède pas 0,15 mSv (15 mrem). Si l'on multiplie le nombre d'habitants de notre pays (6,4 millions) par ce chiffre, on obtient une dose collective de 960 manSv (96.000 manrem) pour 1986.

Opportunité des mesures de protection

Les mesures de protection prises à la suite de l'accident de Tchernobyl visaient à:

- Eviter le plus possible les doses facilement évitables. Les recommandations en matière de chasse et de pêche, d'utilisation du lait de brebis et de chèvre, ainsi que les mesures préventives se rapportant à la consommation de lait au Tessin, etc., allaient dans le sens de cet objectif.
- Protéger le mieux possible contre les radiations le groupe de population le plus sensible, à savoir les foetus et les enfants en bas âge.

La forme choisie (recommandations) avait l'inconvénient que les mesures de protection n'étaient pas ordonnées et mises à exécution officiellement.

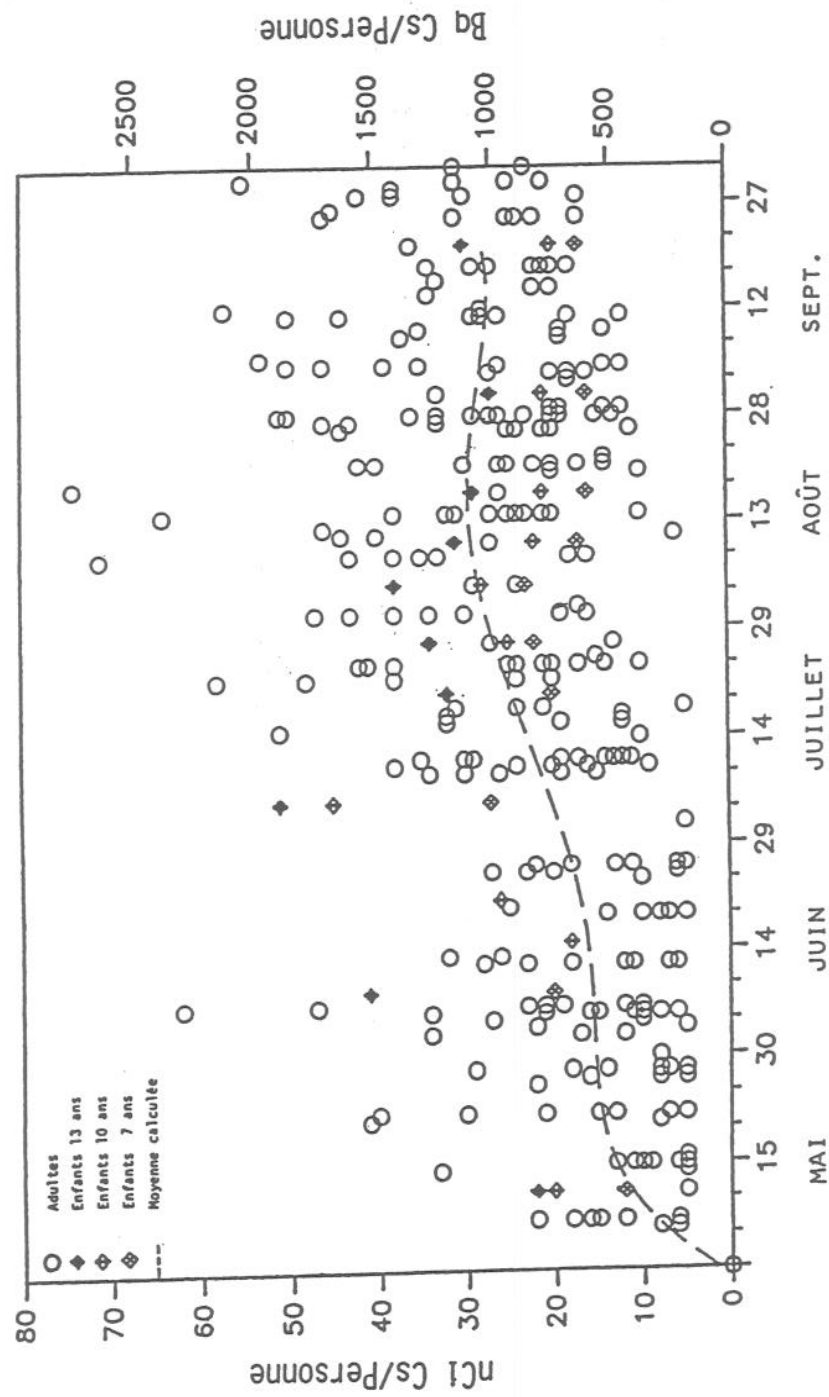


Fig. 22: Mesures anthropogammamétriques de personnes habitant le Plateau suisse (activité du Cs-134 et 137)

Mesures anthropogammamétriques Cs-134+137
de personnes habitant le plateau suisse.

(représentatif pour la moyenne)

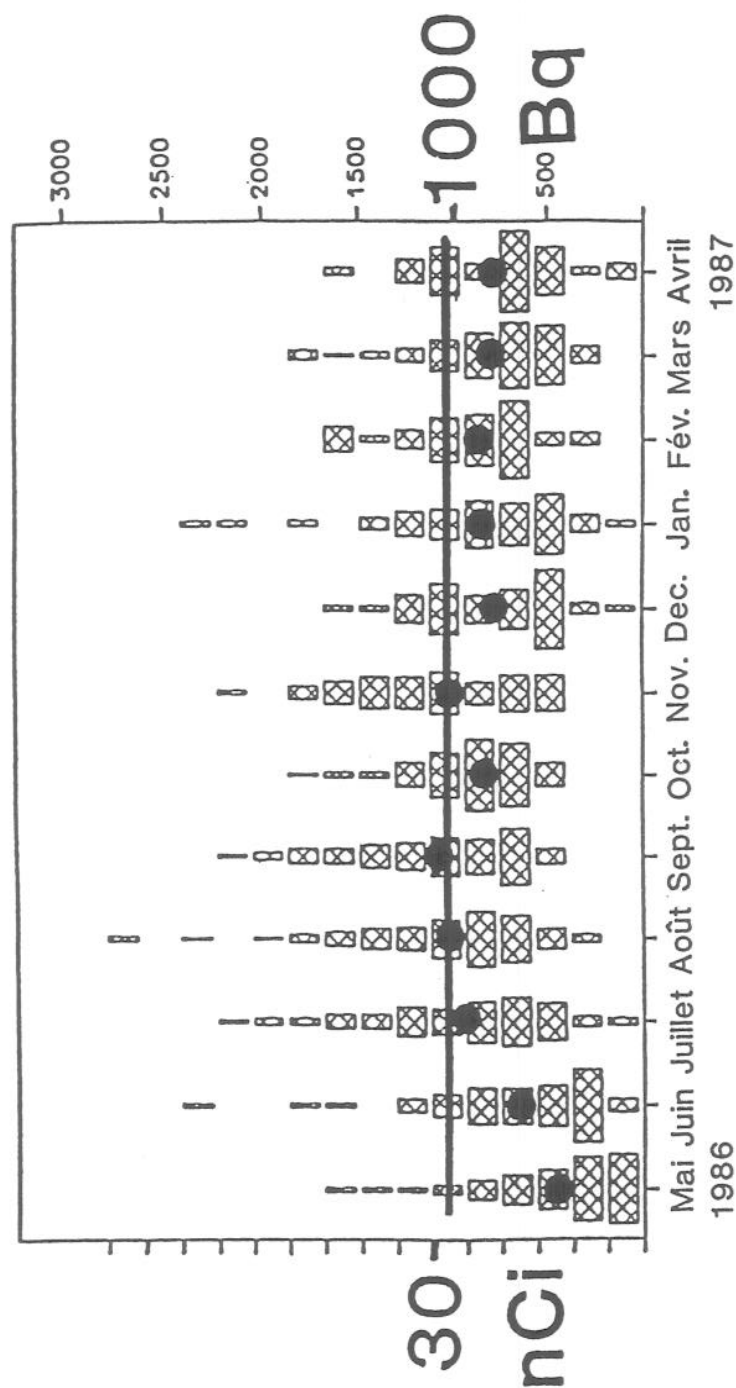


Fig.23

WHOLE BODY MEASUREMENTS 1986/87 Cs-134+Cs-137 activity

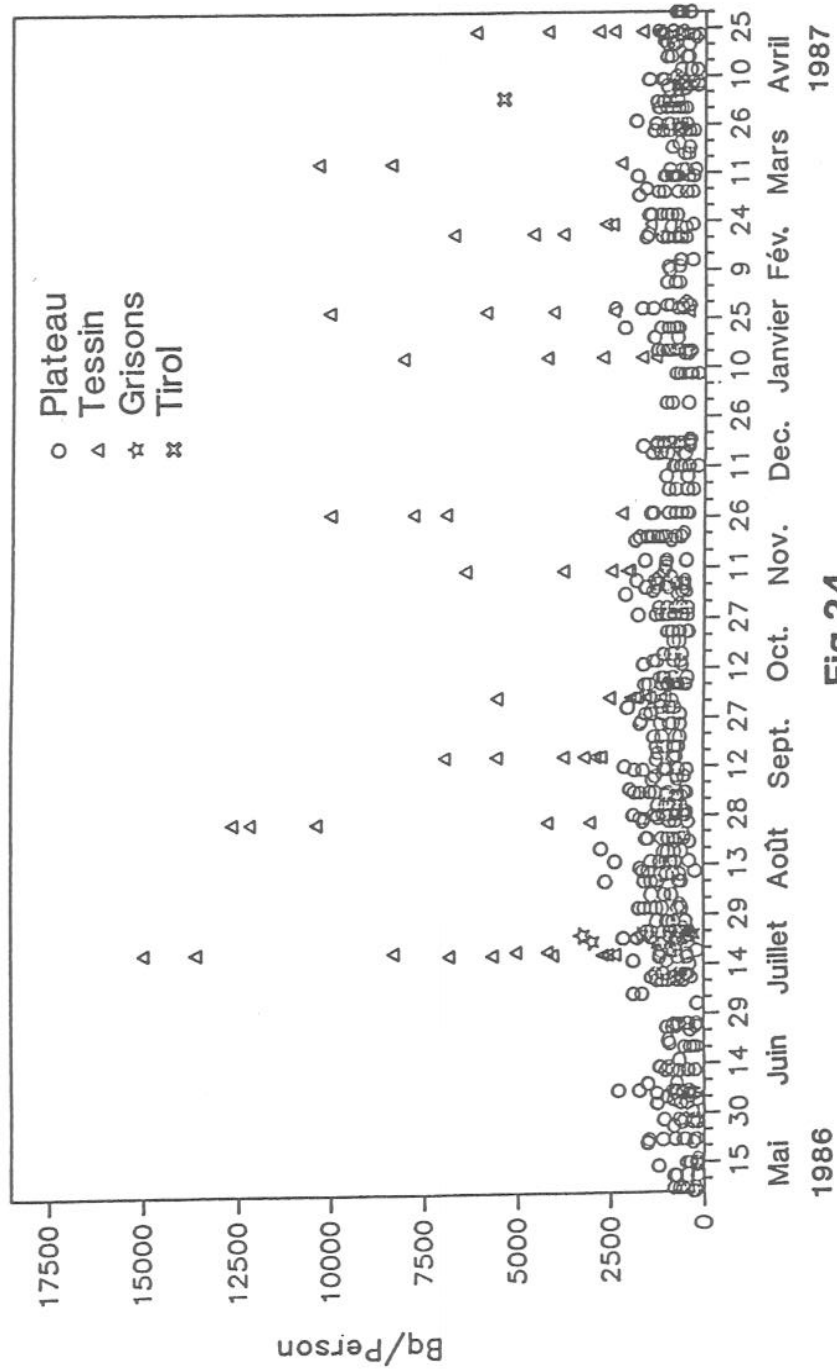


Fig.24

Elle présentait cependant l'avantage de viser à ce que les foetus et les enfants n'absorbent aucune dose durant la période la plus critique du mois de mai. La figure 21 montre que l'observation des recommandations a entraîné une nette réduction de la dose. Globalement, on estime que l'observation des recommandations visant à protéger les enfants et les foetus a permis une réduction de 40 man.Sv (4'000 man.rem) de la dose collective de ce groupe de population, cette réduction étant d'abord due en premier lieu à la diminution de l'ingestion d'iode 131.

Comparaison avec l'irradiation naturelle

En Suisse, la dose par irradiation naturelle atteint environ 3 mSv par an (300 mrem). Pour plus de 50 %, elle est causée par le radon présent dans l'air que l'on respire. Il est à noter que, tout comme les doses consécutives à Tchernobyl, l'irradiation naturelle varie fortement en fonction du style de vie et de la région. La figure 25 compare les doses dues au radon à celles due à Tchernobyl. Elle montre que l'accident de Tchernobyl correspond en moyenne pour la population suisse à 1/10 de la dose radon annuelle. Cet accident aura donc, en 1986, augmenté de 5 % la dose habituelle du Suisse moyen. Les personnes les plus touchées de la région la plus fortement contaminée ont finalement absorbé en 1986 une dose supplémentaire équivalant à environ une année d'irradiation naturelle. En résumé, la situation se présente donc ainsi:

Variation de la dose par irradiation naturelle en Suisse:

Rayonnement provenant du sol	:	0,4 - 2,0 mSv/an (40-200 mrem)
Rayonnement cosmique	:	0,3 - 0,8 mSv/an (30-80 mrem)
Irradiation par le radon	:	1,4 - 3,8 mSv/an (140-380 mrem)
(valeurs moyennes dans différentes régions)		

En comparaison de cela:

Diagnostics aux rayons X	:	0- > 10 mSv/an (0->1 rem/an)
Accident de Tchernobyl 1986	:	0,05 - 2,0 mSv (5-200 mrem)

Il est tout à fait admissible de comparer les doses consécutives à l'accident de Tchernobyl avec celles de l'irradiation naturelle, tout au moins pour ce qui est des doses causées par le césium. Du point de vue du métabolisme, le césium est apparenté au potassium 40, ce dernier étant responsable de la plus grande partie de l'irradiation naturelle interne. Outre le césium radioactif, c'est principalement l'iode 131 qui est à l'origine des doses artificielles. Certes, la nature ne connaît aucun radionucléide, contribuant de manière prépondérante à la dose, qui soit comparable à l'iode 131. Cependant, ce dernier est un radionucléide utilisé à des fins médicales depuis des décennies sur des milliers de patients et en doses élevées, sans que l'on ait observé d'effets secondaires imprévus.

Il est à signaler que les retombées radioactives consécutives à l'accident de Tchernobyl ne contenaient que des quantités minimales d'émetteurs de particules alpha. Contrairement à cela, plus de 50 % de la dose naturelle est causée par de tels émetteurs alpha, à savoir par le radon et ses descendants. Cet aspect est important car, dans le domaine des faibles doses, les émetteurs alpha sont à juste titre considérés comme plus dangereux que les émetteurs de particules bêta et de rayons gamma. On estime actuellement que le radon relâché par le sol et les matériaux de construction des maisons est responsable de plus de 100 cancers du poumon par année (en Suisse).

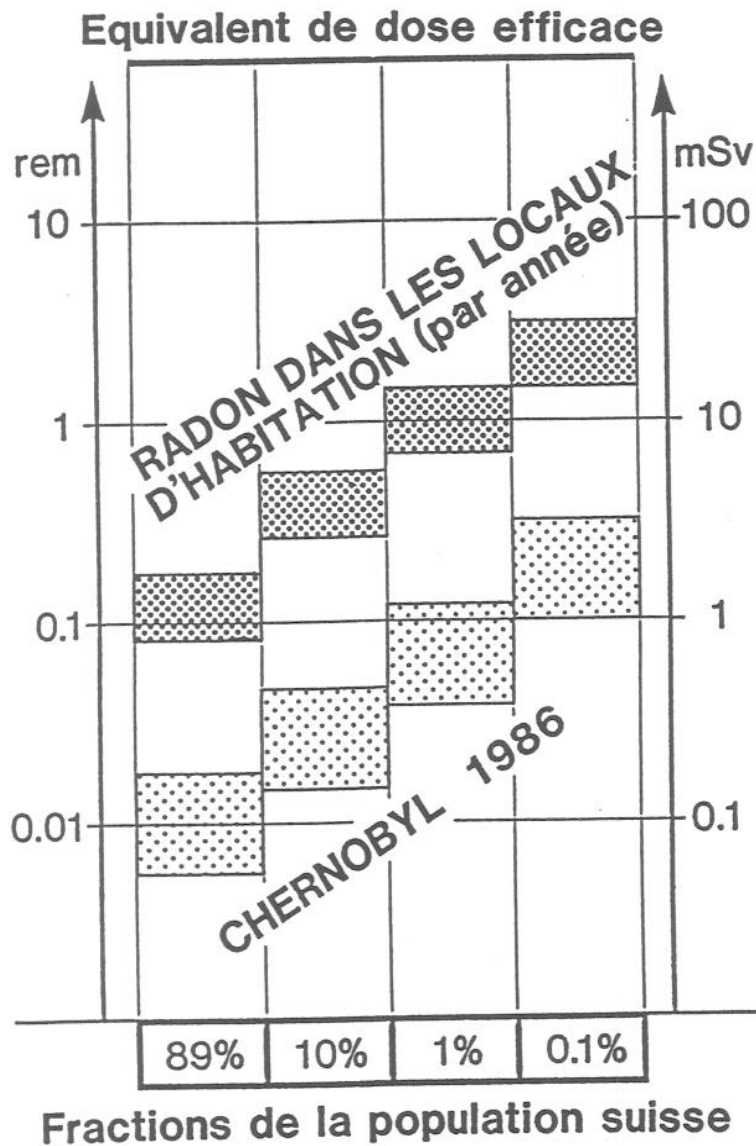


Fig. 25: Comparaison entre les doses provoquées en 1986 par l'accident de Tchernobyl et les doses causées par le radon présent dans les locaux d'habitation

Comparaison avec les retombées des bombes atomiques

Il faut tenir compte de l'évolution chronologique différente des retombées. Les retombées radioactives consécutives aux explosions nucléaires se sont accumulées de façon continue entre 1956 et 1966, alors que celles dues à l'accident de Tchernobyl se sont déposées en quelques jours. Au contraire du cas Tchernobyl, la répartition des retombées radioactives provoquées par les explosions nucléaires était assez homogène en Suisse. Il est à noter que le radionucléide responsable de la majeure partie de la dose est le même (Cs-137) dans les deux cas. La figure 26 donne des valeurs plus précises sur l'augmentation relative des dépôts présentant une longue période (Cs-137 et Sr-90) à la suite de Tchernobyl. La contamination du sol par le Cs-137 a pratiquement doublé en moyenne, mais elle atteignait au Tessin une valeur 6 fois plus élevée que celle mesurée immédiatement avant l'accident de Tchernobyl.

Fig. 26: Comparaison entre les retombées consécutives à Tchernobyl et celles provenant des essais nucléaires

<u>A. Augmentation relative de la contamination du sol consécutivement à l'accident de Tchernobyl</u>					
Situation 1986	Avant Tchernobyl	Après Tchernobyl			
		Moyenne		Sud du Tessin	
Césium-137	100 %	~ 200 %		~ 600 %	
Strontium-90	100 %	101 %		104 %	
<u>B. Doses moyennes en mSv consécutives aux essais nucléaires et à l'accident de Tchernobyl</u>					
	Doses jusqu'en 1985	1986	1987	1988	1990
Essais nucléaires	~ 1,5	~ 0,02	~ 0,02	~ 0,02	~ 0,02
Tchernobyl	-	~ 0,15	~ 0,06	~ 0,02	~ 0,02

Calcul des effets des rayonnements consécutifs à Tchernobyl

En raison de la contamination du foin engrangé, une partie non négligeable des doses consécutives à Tchernobyl s'est encore manifestée pendant l'hiver 86-87. Pour 1986, on a estimé que la dose collective subie par la population suisse atteint 960 man.Sv. Pour 1987, on prévoit qu'elle sera de l'ordre de 370 man.Sv. Par la suite, les doses s'atténueront considérablement et il est difficile de faire un pronostic quelque peu fiable. Pour cette raison on tente ici d'évaluer en premier lieu les conséquences pour les années les plus marquantes (c.à.d. 1986 et 1987 avec un total de 1330 man.Sv ou 133'000 man.rem). On applique à cet effet les coefficients de risque établis par la CIPR.

Effets génétiques

La majeure partie (~ 90 %) des doses consécutives à l'accident de Tchernobyl se rapporte au corps entier (césium et irradiation externe). Par conséquent, on peut admettre que les 1330 man.Sv constituent une dose aux gonades. Mais seule est importante la part de la dose aux gonades absorbée par des personnes jeunes, susceptibles de procréer. A partir de la pyramide des âges de la population suisse, on peut calculer que seulement 45 % de la dose collective aux gonades est significative, autrement dit 600 man.Sv (60'000 man.rem). Selon la publication CIPR 26, le coefficient de risque, calculé pour toutes les générations futures, est de 0,02 cas par Sv. Les calculs statistiques donnent donc 12 cas d'affections génétiques graves qui apparaîtront en Suisse dans une période correspondant à une dizaine de générations à cause de l'accident de Tchernobyl. Or on estime, en fonction des connaissances actuelles, que 10 % environ de la population souffrent ou souffriront d'affections dues totalement ou partiellement à des facteurs génétiques. Ces 12 cas représentent donc une augmentation négligeable du taux naturel des affections génétiques.

Affections cancéreuses

Selon la CIPR, le taux de risque pour les maladies cancéreuses générées par irradiation est de 0,0125 cas par Sv. C'est sur ce chiffre que se base la radioprotection des personnes exposées professionnellement aux rayonnements. Mais comme la population globale renferme une forte proportion de personnes jeunes, plus sensibles aux rayonnements, il est plus prudent de calculer avec la valeur de 0,02 cas par Sv, chiffre également utilisé dans la publication CIPR 45.

Selon cette valeur, il faudrait prévoir pour les prochaines 50 années 27 cas de cancers mortels dûs aux doses consécutives à Tchernobyl. De plus, on compte un nombre équivalent d'affections cancéreuses curables. Ces nombres doubleraient, si l'on tenait compte non seulement des doses subies en 1986 et 1987, mais jusqu'à la désintégration totale du Cs-137.

Remarquons néanmoins que les chiffres ci-dessus sont entachés d'incertitudes et qu'ils se situent plutôt à la limite supérieure. Il existe des arguments relevant de la radiobiologie, selon lesquels des doses aussi faibles n'auraient absolument aucun effet.

Ces cas de cancers supplémentaires hypothétiques, résultats de calculs statistiques, apparaîtront au cours des prochaines cinquante années; cela signifie donc qu'il y aurait environ un décès supplémentaire par année. Si l'on compare les conséquences dûes à l'accident de Tchernobyl et les effets du rayonnement naturel, également calculés, avec les conséquences du tabagisme étayées par plusieurs études, on obtient l'image suivante:

	Cancers mortels par année en Suisse
Tchernobyl	~ 1
Rayonnement naturel	~ 400
Tabagisme	~ 2.300
Toutes causes confondues	~15.000

Références

- [1] Ueber die Auswirkungen des Reaktorunfalles in Chernobyl auf die Bevölkerung in der Schweiz
EIR-Schule für Strahlenschutz, Würenlingen 1986

- [2] Office fédéral de la santé publique, Berne
Le point sur la contamination radioactive en Suisse à la suite de l'accident de Tchernobyl
Sept. 1986

- [3] IAEA Safety Series No 75-INSAG-1
Summary Report on the Post-Accident Review Meeting on the Chernobyl-accident, Vienne, septembre 1986

- [4] L'accident de Tchernobyl: Un aperçu de ses causes et de ses effets.
HSK-AN-1816, Nov. 86
Division principale de la Sécurité des Installations nucléaires,
CH-5303 Wuerenlingen, Suisse

- [5] "Tschernobyl: Ermittlung des Strahlenrisikos und ihre Problematik."
Commission fédérale de radioprotection, Juin 1987

- [6] Dosisfaktoren für Inhalation oder Ingestion von Radionuklidverbindungen, Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes, Neuherberg,
ISH-Heft 63, Heft 78 und Heft 80